

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie
Instytut Nauk Leśnych

Mgr inż. Grzegorz Zawadzki

Wpływ struktury lasu na wybór miejsc lęgowych i parametry
drzew gniazdowych dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* w
Puszczy Augustowskiej

Impact of forest structure on the selection of breeding sites and
parameters of nest trees of the black woodpecker *Dryocopus martius*
in the Augustów Forest

Rozprawa doktorska
Doctoral thesis

Praca wykonana pod kierunkiem
dr hab. Marka Sławnego
Katedra Ochrony Lasu
Instytut Nauk Leśnych

Warszawa, 2024

Oświadczenie Promotora rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego.

Data 06.02.2024

Podpis promotora 

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadom odpowiedzialności prawnej, w tym odpowiedzialności karnej za złożenie fałszywego oświadczenia, oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została napisana przeze mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami prawa, w szczególności ustawą z dnia 4 lutego 1994 r. o prawie autorskim i prawach pokrewnych (tj. z dnia 28 października 2022 r., Dz.U. z 2022r. poz. 2509 ze zm.).

Oświadczam, że przedstawiona rozprawa nie była wcześniej podstawą żadnej procedury związanej z nadaniem dyplomu lub uzyskaniem stopnia naukowego doktora.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja rozprawy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Przyjmuję do wiadomości, że rozprawa doktorska poddana zostanie procedurze antyplagiatowej.

Data 06.02.2024

Podpis autora pracy 

Podziękowania

Serdecznie dziękuję mojemu promotorowi i opiekunowi naukowemu dr hab. Markowi Sławskiemu za pomoc i wsparcie merytoryczne na kolejnych etapach powstawania mojej rozprawy.

Chciałbym podziękować bardzo mocno Rodzinie, za cierpliwość i wsparcie podczas długiego okresu prac nad rozprawą doktorską, oraz za nieocenioną pomoc podczas prac terenowych.

Ponadto podziękowania kieruję do wielu osób, które na różne sposoby przyczyniły się do powstania tej rozprawy.

Praca ta została częściowo sfinansowana przez Wydział Leśny SGGW z grantu dla młodych naukowców.

Prace terenowe przeprowadzone zostały za zgodą Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Białymstoku o znaku WPN.6205.39.2018.MN oraz Dyrektora Wigierskiego Parku Narodowego o znaku PNE 04-070/18.

Spis treści

Spis publikacji.....	5
Streszczenie.....	6
Summary.....	8
Wstęp.....	10
Cele i hipotezy badawcze.....	16
Teren badań i metodyka.....	19
Wyniki.....	23
Podsumowanie i wnioski.....	28
Literatura.....	31
Załączniki.....	36

Spis publikacji

- I. Zawadzki G. 2020. Black woodpecker as an indicator species for multifunctional permanently sustainable forest management. *Sylvan* :604-615. <https://doi:10.26202/sylvan.2020047> IF= 0,67; 70 pkt MNiSW
- II. Zawadzki G. 2023. Nesting-tree preferences of the black woodpecker – the biggest cavity excavator in a conifer-dominated forests in Poland. *Canadian Journal of Forest Research*. E-First. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2023-0143> IF = 2,2; 100 pkt MNiSW
- III. Zawadzki G., Sławski M. 2023. Green tree retention as a conservation tool for the black woodpecker in managed forests. *Forest Ecology and Management*, Volume 548, 121398, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121398> IF = 3,7; 200 pkt. MNiSW

Streszczenie

Złożoność struktury lasu odgrywa ważną rolę w utrzymaniu różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych. Struktura lasu może być rozpatrywana w wielu aspektach – np. wiekowym, gatunkowym czy przestrzennym. Dziuple, użytkowane przez wiele taksonów, są istotnymi elementami struktury lasu. W lasach iglastych, głównym źródłem dostępności dziupli jest działalność dzięciołów. Obecność dziupli warunkuje występowanie wielu korzystających z nich gatunków. W warunkach lasów iglastych oraz mieszanych z przewagą sosny *Pinus sylvestris* podstawowym twórcą dziupli o znaczących rozmiarach jest dzięcioł czarny *Dryocopus martius*.

W cyklu trzech publikacji naukowych (Zawadzki 2020, Zawadzki 2023, Zawadzki i Sławski 2023) będących podstawą rozprawy doktorskiej, przedstawiono wyniki badań skoncentrowanych na: i) określeniu wymagań środowiskowych oraz roli ekologicznej dzięcioła czarnego, ii) identyfikacji kluczowych czynników wpływających na wybór drzew gniazdowych przez dzięcioły czarne, iii) parametrów drzewa wpływających na wysokość wykucia dziupli, iv) określeniu preferencji dzięcioła czarnego względem środowiska gniazdowego i wyboru miejsca gniazdowego w krajobrazie leśnym, v) określeniu znaczenia kęp starodrzewu dla funkcjonowania populacji dzięcioła czarnego na siedliskach borowych.

Badania przeprowadzono w latach 2018-2022 na terenie Puszczy Augustowskiej, kompleksu leśnego reprezentatywnego dla dominujących w Polsce drzewostanów sosnowych. Wyznaczone zostały 54 powierzchnie próbne o wymiarach 2x2 km, pokrywające około 20% powierzchni puszczy. Na nich odbywały się liczenia dzięciołów czarnych, lokalizacja rewirów i wyszukiwanie dziupli, a następnie pomiar parametrów drzewa gniazdowego i otaczającego je środowiska. Przy analizie danych skorzystano z różnych wariantów modeli regresji liniowej do identyfikacji ważnych dla dzięcioła czarnego parametrów środowiska.

Znaleziono prawie 400 dziupli dzięcioła czarnego, z których 367 zostało poddanych analizom. Najczęstszym drzewem gniazdowym była sosna (ponad 90%), w wieku 91-160 lat. Pozostałe gatunki (osika *Populus tremula*, olcha *Alnus glutinosa*, brzoza brodawkowata *Betula pendula*) były wykorzystywane do wykucia dziupli w drzewostanach średniowiekowych. Średni wiek drzew gniazdowych dzięcioła czarnego wynosił 134 lata. Młodsze niż 90 lat były tylko drzewa liściaste. Prawie połowa znalezionych dziupli została

wykuta w drzewach martwych, które były preferowane przez dzięcioły czarne. Wysokość wykucia dziupli zależała głównie od trzech parametrów drzewa – gatunku (dziuple w sosnach były wyżej), grubości oraz wysokości pierwszego istniejącego konaru, których większa wartość pozwalała ptakom na wyższe lokowanie dziupli. Dzięcioły czarne wybierały drzewa grubsze niż przeciętne w drzewostanie, nie potrzebowały natomiast drzew najwyższych. Dziuple były wykuwane w drzewach rosnących bliżej dróg i terenów otwartych w porównaniu z losowo wybranymi punktami. Dziuple były lokowane w trzech typach środowisk leśnych: w drzewostanach, w kępach starodrzewu oraz w pojedynczych drzewach przestojowych na zrębach. Aż 38% nowych miejsc gniazdowych znajdowało się w kępach ekologicznych i pojedynczych drzew na zrębach (odpowiednio po 19% analizowanych drzew gniazdowych). Wykorzystanie kęp starodrzewu i przestojów do wykucia dziupli było istotnie wyższe niż ich dostępność w środowisku leśnym. Uzyskane wyniki wskazują na wybiórczość wobec kęp starodrzewu i drzew przestojowych w porównaniu z otaczającym drzewostanem. Wynikać to mogło z wyższej dostępności martwych drzew stojących w kępach oraz dogodnych warunków dolotu do rozluźnionego drzewostanu, gdyż kępy ekologiczne pozostają do naturalnego rozpadu.

Uzyskane wyniki potwierdziły, że kępy starodrzewu na zrębach są ważnym elementem środowiska dla gatunku zwornikowego jakim jest dzięcioł czarny oraz zależnych od jego dziupli dziuplaków wtórnych. Szczegółowa charakterystyka drzew gniazdowych oraz ich otoczenia poszerzyły wiedzę o badanym gatunku, pozwoliły stworzyć model opisujący wybór drzew gniazdowych oraz preferencje środowiskowe. Wskazano czynniki kluczowe, determinujące wybór konkretnych miejsc lęgowych przez dzięcioła czarnego. Wiedza ta ma praktyczne zastosowanie w ochronie różnorodności biologicznej w lasach gospodarczych.

Słowa kluczowe

Dryocopus martius, gospodarka leśna, drzewa dziuplaste, sosna pospolita, preferencje siedliskowe

Summary

The inherent complexity of forest structure plays an important role in maintaining the biodiversity of forest ecosystems. The structure of a forest can be considered in many aspects - such as age, species, habitat or spatial. Cavities, used by many taxa, are important elements of forest structure. In coniferous forests, the activity of woodpeckers is the main source of the availability of cavities. The presence of the cavities determines the occurrence of many species that use them. Under the conditions of coniferous and mixed forests with a predominance of pine *Pinus sylvestris*, the black woodpecker *Dryocopus martius* is the primary creator of big size cavities.

In a series of three scientific publications which are the basis of the dissertation (Zawadzki 2020, Zawadzki 2023, Zawadzki and Sławski 2023), the results of the research were presented, which focused on: (i) determining the environmental requirements and ecological role of the black woodpecker, (ii) identifying key factors influencing black woodpeckers' choice of nest trees, (iii) tree parameters influencing cavity height, (iv) determining the black woodpecker's preference for nesting habitat and choice of nest site in the forest landscape, (v) determining the importance of ecological clumps for the functioning of black woodpecker populations in boreal habitats.

The study was conducted in 2018-2022 in the Augustow Forest, a forest complex representative of the dominant pine stands in Poland. 54 sample plots of 2x2 km were determined, covering about 20% of the forest area. They were used to count black woodpeckers, locate territories and search for cavities, and to measure the parameters of the nest tree and its surroundings. Different variants of linear regression models were used to identify environmental parameters important to the black woodpecker.

Nearly 400 black woodpecker cavities were found, 367 of which were analyzed. Pine was the most common nesting tree, accounting for more than 90% of the nest trees aged 91-160 years. The remaining species (aspen *Populus tremula*, alder *Alnus glutinosa*, and birch *Betula pendula*) were used to excavate cavities in middle-aged stands. The average age of black woodpecker nest trees was 134 years. Only deciduous trees were younger than 90 years. Almost half of the cavities found were excavated in dead trees, which were preferred by black

woodpeckers. The height of the cavity depended mainly on three parameters of the tree - the species (cavities in pines were higher), thickness and the height of the first existing branch. The higher value of these characteristics allowed the birds to locate the cavity higher. Black woodpeckers selected trees thicker than the stand average, while they did not need the highest trees. Cavities were excavated in trees growing closer to roads and open areas in comparison to randomly selected points. Black woodpeckers excavated cavities in three types of forest habitats: in stands, in ecological clumps, and in individual trees on clearcuts. As many as 38% of the new nest sites were in ecological clumps and single trees on clearcuts (19% each of the analyzed nest trees, respectively). The use of ecological clumps and single trees to excavate cavities was significantly higher than their availability in the forest environment. The results indicate selectivity toward clumps of old-growth forest and single trees than interior of forest stand. This may be due to the greater availability of dead standing trees in the clumps and the favorable conditions for the in-flow to the loosened stand, as the ecological clumps are left to decay naturally.

The results confirmed that ecological clumps in clearcuts are an important habitat for a keystone species such as the black woodpecker and for secondary cavity nesters dependent on woodpeckers. Detailed characterization of the nest trees and their surroundings expanded the knowledge of the studied species, allowed to create a model describing the choice of nest trees and environmental preferences. Key factors determining the selection of specific nesting sites by the black woodpecker were identified. This knowledge has practical applications for biodiversity conservation in commercial forests.

Key words

Dryocopus martius, forest management, cavity trees, *Pinus sylvestris*, habitat preferences

Wstęp

Znaczenie struktury lasu

Złożoność struktury lasu odgrywa ważną rolę w utrzymaniu różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych. Struktura lasu może być rozpatrywana w wielu aspektach – np. wiekowym, gatunkowym czy przestrzennym (Spies 1998). Ważne są również mikrosiedliska, wzbogacające strukturę ekosystemów leśnych i tworzące nisze ekologiczne (Sławski 2007, 2011). Struktura lasu warunkuje możliwości występowania w środowisku leśnym różnych taksonów (Bouvet i in. 2016, Bohn i Huth 2017). Odpowiedni udział różnych klas wieku, gatunków lasotwórczych i domieszkowych oraz śródleśnych terenów otwartych w środowisku leśnym ma duże znaczenie dla różnorodności gatunkowej, która jest często związana

z dostępnością dojrzałych drzewostanów (Zawadzka i in. 2018, Lelli i in. 2019). Sposób zarządzania lasem oraz metody jego użytkowania są często wskazywane jako czynniki zmieniające oraz ograniczające różnorodność struktury lasu oraz występujących w tak zarządzanych ekosystemach organizmów (Mederski i in. 2009).

Badania nad znaczeniem struktury lasu dla zgrupowań ptaków prowadzone są na świecie od początku XX wieku (Poulsen 2002, Diaz 2006, Keller i in. 2008). Częściej jednak dotyczą bogactwa gatunkowego lub całych zgrupowań, niż wymagań poszczególnych gatunków w zmieniającym się, kształtowanym przez gospodarkę leśną środowisku (Balestrieri i in. 2015, Bergner i in. 2015, Calladine i in. 2017). Z Polski większość prac omawiających związki ptaków ze strukturą lasu pochodzi z godnej uwagi, acz mało reprezentatywnej dla warunków lasów gospodarczych Puszczy Białowieskiej (Wesołowski 1989, Walankiewicz i in. 2011, Czeszczewik i in. 2013, Czeszczewik i in. 2014). Nieliczne prace poświęcone wpływowi struktury lasu na funkcjonowanie populacji różnych ptaków pochodzą z innych części kraju (Żmihorski 2013, Bujoczek i in. 2021). Niewiele z nich poświęconych jest dzięciolom (Stachura-Skierczyńska i in. 2009, Kajtoch i in. 2013).

Dziuple, wykorzystywane jako schronienia i miejsca rozrodu przez wiele taksonów, są istotnymi elementami struktury lasu (Johnsson i in. 1993; Martin i in. 2004; Cockle i in. 2011; Zawadzka 2018). W lasach iglastych, gdzie obecność żywicy utrudnia tworzenie dziupli w wyniku aktywności grzybów, głównym źródłem dostępności dziupli jest działalność dzięciolów (Zawadzka i in. 2016). Obecność w środowisku leśnym dziupli warunkuje

występowanie wielu gatunków, które w dziuplach znajdują swoje miejsce rozrodu, spoczynku, hibernacji czy przechowywania pokarmu. W środowisku leśnym zdecydowanie mniejszy jest udział dziupli dużych rozmiarów, co czyni je tym cenniejszym zasobem środowiska.

W warunkach lasów iglastych oraz mieszanych z przewagą sosny *Pinus sylvestris* podstawowym twórcą dziupli o znaczących rozmiarach jest dzięcioł czarny *Dryocopus martius*.

Charakterystyka gatunku

Dzięciołowate *Picidae* to rodzina ptaków szczególnie istotna i charakterystyczna dla ekosystemów leśnych. Dzięcioły są ściśle związane z drzewami, które są dla nich kluczowym elementem środowiska. Dzięcioły wykazują szereg przystosowań behawioralnych oraz morfologicznych do życia na drzewach (Cramp 1985, Gorman 2004, Zawadzka i Zawadzki 2022). Dzięcioły pełnią istotną rolę w ekosystemie. Dzięki wykuwaniu dziupli dostarczają miejsc lęgowych i schronień dla dziuplaków wtórnych, a także niektórych ssaków oraz licznych bezkręgowców, szczególnie chrząszczy i błonkówek (Johnsson i in. 1993; Gorman 2004, Mikusiński i in. 2018). Niska liczebność dzięciołów jest czynnikiem ograniczającym liczebność dziuplaków wtórnych w ekosystemach leśnych (Gorman 2004). Zarówno w Europie, jak i Ameryce Północnej wykazano silną zależność pomiędzy liczbą gatunków dzięciołów, a łączną liczbą gatunków ptaków leśnych, co pozwala uznać dzięcioły za gatunki wskaźnikowe dla różnorodności biologicznej awifauny w lasach (Mikusiński i in. 2001; Drever i in. 2008). Ze względu na silną specjalizację siedliskową, a szczególnie zależność od martwych drzew, niektóre dzięcioły uchodzą za tzw. gatunki parasolowe w ochronie różnorodności biologicznej środowisk leśnych oraz gatunki wskaźnikowe dla lasów naturalnych i przyrodniczo cennych (Roberge i Angelstam 2004, 2006; Pakkala i in. 2018).

Z powodu konieczności wykucia dziupli oraz żerowania na owadach zasiedlających żywe i martwe drzewa dzięcioły najliczniej występują w dojrzałych, starych lasach. Wśród dziesięciu europejskich gatunków występują różnice dotyczące rozmiarów ciała oraz wymagań ekologicznych i stopnia specjalizacji. Do najrzadszych, o silnie ograniczonym zasięgu, należą gatunki zależne od martwych i zamierających drzew: dzięcioł trójplacasty

Picoides tridactylus oraz dzięcioł białogrzbisty *Dendrocopos leucotos* (Gorman 2004). Ze względu na specyficzne wymagania siedliskowe uchodzą one za wskaźniki stopnia naturalności lasu w strefie borealnej i subborealnej oraz w górach Europy Środkowej (Angestam i Mikusiński 1994; Kajtoch i in. 2013; Pakkala i in. 2018). Wyraźna jest także specjalizacja siedliskowa dzięciołów wymagających starych drzew liściastych: średniego *Dendrocoptes medius*, zielonego *Picus viridis*, zielonosiwego *P. canus* oraz dzięciołka *Dryobates minor*. Oportunistą siedliskowym jest natomiast najliczniejszy w Europie dzięcioł duży *Dendrocopos major*, występujący licznie w lasach i zadrzewieniach wszystkich typów.

Dzięcioł czarny jest największym europejskim przedstawicielem rodziny dzięciołów. Występuje w całym kraju, a jego liczebność w Polsce oceniana jest na 31–42 tys. par lęgowych (Chodkiewicz i in. 2015). Dzięcioł czarny jest gatunkiem osiadłym, preferującym tereny leśne. Uchodzi on za generalistę siedliskowego, ale zarazem jest to gatunek wyspecjalizowany pod względem wymaganej grubości drzew gniazdowych (Gorman 2011). Dzięcioł czarny zaliczony został do kilkunastu gatunków z załącznika I Dyrektywy Ptasiej, stanowiących wskaźnik trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów (Basile i in. 2016). Żywi się owadami żyjącymi w martwym drewnie i zamierających drzewach. Zjada m.in. mrówki *Formicidae* (wśród których dominują gmachówki *Camponotus* sp. we wszystkich stadiach rozwojowych) oraz larwy, poczwarki i imago dużych chrząszczy *Coleoptera*, najczęściej z rodzin: kózkowate *Cerambycidae*, jelonkowate *Lucanidae*, bogatkowate *Buprestidae*, sprężykowate *Elateridae*, kołatkowate *Anthribidae* oraz kornikowate *Scolytidae*. Chwyta także błonkówki z rodzin trzpiennikowatych *Siricidae*, osowatych *Vespidae* oraz pszczołowatych *Apoidea* (Gorman 2011). Gatunek ten zdobywa pokarm, żerując na ziemi (na pniakach, leżaninie lub w części odziomkowej drzew stojących), a także na strzałach i w koronach drzew. W drzewostanach gospodarczych najczęściej żeruje na ziemi lub w części odziomkowej drzew, w lasach naturalnych (rezerваты, parki narodowe) na większych wysokościach na pniach i gałęziach.

Wymagania siedliskowe

Dzięcioł czarny występuje przede wszystkim w dużych i zwartych kompleksach leśnych, o zróżnicowanej strukturze przestrzennej i gatunkowej. Do niedawna uważano, że żyje on jedynie we wnętrzu rozległych, starych lasów (Glutz i Bauer 1980; Gorman 2004, 2011), jednak w ostatnich dekadach udokumentowano zasiedlanie także mniejszych,

pofragmentowanych kompleksów leśnych. W Polsce obserwuje się zasiedlanie przez dzięcioła czarnego zadrzewień śródpolnych czy w dużych parków miejskich, co tłumaczy pewien wzrost jego liczebności w ostatnim czasie (Kuczyński i Chylarecki 2012). Dzięcioł czarny jest stosunkowo plastyczny pod względem składu gatunkowego i struktury drzewostanu oraz wykorzystywanych siedlisk leśnych. Gnieździ się we wszystkich typach lasów, różnego pochodzenia i kategorii ochronności oraz użytkowania. Wybiórczość wobec siedlisk leśnych jest słabo zaznaczona, chociaż gatunek wydaje się liczniejszy w lasach liściastych i mieszanych niż w borach i olsach (Angelstam i Mikusiński 1994; Gorman 2011). Badania telemetryczne przeprowadzone we włoskich Alpach wykazały, że dzięcioły czarne preferowały drzewostany o dużej wysokości drzew i umiarkowanym zwarcie koron, unikając lasów zbyt luźnych i zbyt gęstych (Bocca i in. 2007). Omawiany gatunek wymaga odpowiedniego udziału starych drzewostanów, powyżej 100 lat, ze stojącymi martwymi drzewami oraz drzewami złamanymi (Garmendia i in. 2006; Gorman 2011; Karimi i in. 2018).

Preferencja wobec starych drzewostanów dotyczy jednak nie bezpośrednio wieku, ale związanych z nim dużych wymiarów starych drzew niezbędnych do wykucia dziupli (Zawadzka i Zawadzki 2017). Stąd, kluczowym elementem siedliska dzięcioła czarnego jest obecność ponad 100-letnich drzewostanów lub przynajmniej fragmentów starodrzewu, a także występowanie starych, martwych i zamierających drzew oraz martwego drewna jako żerowisk. Wyjątkowo może on także wykuwać dziuple w pojedynczych przestojach na zrębach (Rolstad i in. 2000). W zwartych lasach dzięcioł czarny wykazywał niższe zagęszczenie w borach iglastych niż w mieszanych. Z danych szwedzkich wynika, że zagęszczenie i sukces lęgowy oraz liczba wyprowadzanych młodych w rozległych lasach użytkowanych gospodarczo oraz w niewielkich kompleksach leśnych są podobne (Tjernberg i in. 1993).

Rola w ekosystemie

Dzięcioł czarny jako dziuplak pierwotny wykuwa duże dziuple lęgowe, dlatego ma duże wymagania pod względem grubości drzew. W lasach iglastych i mieszanych z przewagą sosny dzięcioł czarny jest głównym twórcą dziupli o znaczących rozmiarach. Średnica otworu wlotowego dziupli dzięcioła czarnego wynosi około 7–10×11–15 cm, a głębokość i szerokość komory lęgowej odpowiednio 50 i 13–15 cm (Gotzman i Jabłoński 1972). Ze względu na wymiary drążonych dziupli dzięcioł czarny dostarcza więc miejsc

rozrodu oraz schronień dużym ptakom, niektórym ssakom oraz owadom społecznym. Na ogromne znaczenie tego elementu środowiska leśnego wskazują liczne publikacje. Dziuple dzięcioła czarnego wykorzystywane są jako miejsca rozrodu, odpoczynku, noclegu, składy pokarmu czy schronienia zimowe licznych gatunków kręgowców i bezkręgowców.

W ekosystemach leśnych dzięcioł czarny pełni funkcje gatunku zwornikowego (ang. *keystone species*), warunkującego możliwość gniazdowania dużych dziuplaków wtórnych, m.in. włośchatki *Aegolius funereus*, siniaka *Columba oenas*, puszczyka *Strix aluco*, nurogęsi *Mergus merganser*, gągoła *Bucephala clangula*. Dzięcioł czarny uznawany jest także za gatunek parasolowy (ang. *umbrella species*), ponieważ ochrona jego siedlisk służy także ochronie siedlisk innych gatunków ptaków, m.in. sóweczki *Glaucidium passerinum*, włośchatki czy siniaka. W dziuplach wykutych przez dzięcioła czarnego stwierdzona została obecność również innych gatunków dużych dziuplaków, np.: krzyżówka *Anas platyrhynchos*, dudek *Upupa epops*, kraska *Coracias garrulus* i kawka *Corvus monedula*. W dziuplach mogą także okazjonalnie gniazdować mniejsze dziuplaki: sóweczka, krętogłów, pleszka *Phoenicurus phoenicurus*, kowalik *Sitta europaea*, sosnówka *Periparus ater*, bogatka *Parus major* i szpak *Sturnus vulgaris*. Dziuple dzięcioła czarnego wykorzystują ponadto pilchowate *Gliridae*, wiewiórka *Sciurus vulgaris* oraz nietoperze *Chiroptera* (Gutowski i in. 2004). Mieszkańcami dziupli dzięcioła czarnego są też społeczne błonkówki: szerszenie *Vespa crabo*, osy *Vespidae* i pszczoły *Apis mellifera* (Fiedorowicz 2009; Karpińska 2015; Requier i in. 2019), a także inne bezkręgowce, szczególnie pająki i chrząszcze (Gutowski i in. 2004, Gorman 2011).

Wpływ gospodarki leśnej

Określenie preferencji siedliskowych dzięcioła czarnego staje się coraz ważniejsze w związku z intensyfikacją gospodarki leśnej, przejawiającą się m.in. obniżaniem wieku rębności skutkującym zmniejszaniem się powierzchni ponad 120-letnich starodrzewów i wzrostem pozyskania drewna. Według danych PGL LP w skali kraju udział drzewostanów ponad 100-letnich spadł w ciągu ostatnich 10 lat z 18% do 10,5%, natomiast drzewostanów ponad 120-letnich z 9% do 5% (Raport 2006 i 2016). Starych drzewostanów przybywać będzie jedynie na terenach objętych ochroną, natomiast ubywać w lasach gospodarczych. Dla

dzięcioła czarnego zachodzi potrzeba rozpoznania nie tylko środowisk optymalnych, ale też suboptymalnych zapewniających właściwe warunki gniazdowania.

Z powodu roli ekologicznej niewspółmiernie wysokiej w stosunku do ocenianej na podstawie liczebności dzięcioła czarnego, wiedza o jego wymaganiach środowiskowych jest cenna dla właściwego zarządzania ekosystemami leśnymi użytkowanymi gospodarczo. Jego zagęszczenia na obszarach gospodarczych i chronionych można również traktować jako wskaźnik podobieństwa lasów gospodarczych do naturalnych i poziomu różnorodności biologicznej (Mikusiński i in. 2001, Keller 2007). Szczególnie istotne pozostaje rozpoznanie funkcjonowania tego kluczowego gatunku dziuplaka w warunkach dominujących w Polsce lasów iglastych, podczas gdy krajowa literatura dotycząca dzięcioła czarnego zamyka się w obszarze drzewostanów bukowych, zajmujących w kraju mniejsze powierzchnie. Brak danych o wybiórczości środowiskowej dzięcioła czarnego w dominujących na nizinach Polski lasach iglastych bądź mieszanych utrudnia skuteczną ochronę, wpływ podejmowanych działań gospodarczych na dzięcioła są trudne do oceny. Dotychczas brakowało szczegółowych informacji dotyczących wpływu struktury wiekowej oraz siedliskowej lasu na zagęszczenie, liczebność oraz wybiórczość środowiskową dzięcioła czarnego. Poznanie preferencji względem struktury wiekowej drzewostanów ma fundamentalne znaczenie dla określenia czy gospodarka leśna stanowi zagrożenie dla dzięcioła czarnego, oraz zależnych od jego dziupli wyspecjalizowanych gatunków dziuplaków wtórnych. Zrealizowane badania są pierwszą w Polsce wielkoskalową inwentaryzacją dzięcioła czarnego i jego miejsc gniazdowych – powierzchnie próbne pokrywają 20% dużego kompleksu leśnego – Puszczy Augustowskiej.

Cele i hipotezy badawcze

Działanie podjęte w ramach realizacji dysertacji obejmowały kilka różnych zagadnień, dotyczących rozpoznania preferencji dzięcioła czarnego względem drzew gniazdowych i środowiska leśnego. Dodatkowo badano, w jaki sposób struktura zrębowa lasu z kępami starodrzewu jest wykorzystywana przez ten zwornikowy gatunek dzięcioła.

Postawione zostały następujące hipotezy badawcze:

- I. Preferowanym miejscem kucia dziupli dzięcioła czarnego są osłabione żywe drzewa. Hipotezę weryfikowano badając udział procentowy drzew o różnej kondycji zdrowotnej wśród znalezionych drzew dziuplastych z ich potencjalną dostępnością w drzewostanie.
- II. Wysokość kucia dziupli zależy od grubości drzewa, w drzewach grubszych dziuple umieszczane są wyżej. Założono, że wysokość umieszczenia dziupli jest skorelowana z grubością drzewa, pozwalającą na odpowiednio wyższe ulokowanie dziupli.
- III. Wybór gatunku drzewa gniazdowego jest zależny od wieku drzewostanu. W drzewostanach do 100 lat największa grubość jest najważniejszym kryterium wyboru, a w drzewostanach starszych nabierają znaczenia inne parametry drzewa.
- IV. Drzewa rosnące w głębi drzewostanu są preferowane do gniazdowania, ponieważ dziupla jest lepiej ukryta i więcej drzew jest dostępnych do wyboru. W celu sprawdzenia tej hipotezy porównano udział miejsc gniazdowych oraz parametry drzewa i jego otoczenia pomiędzy dziuplami wewnątrz drzewostanu oraz poza nim.
- V. Dzięcioł na zrębach zasiedla kępy starodrzewu, a nie wykuwa dziupli w pojedynczych drzewach. Hipotezę weryfikowano porównując udział procentowy wykuwanych dziupli w każdym z wyróżnionych środowisk gniazdowych z udziałem tych środowisk na badanych powierzchniach.

Do weryfikacji powyższych hipotez zrealizowano następujące szczegółowe cele badawcze:

1. Charakterystyka wymagań siedliskowych oraz roli ekologicznej dzięcioła czarnego i wskazanie kluczowych elementów środowiska leśnego w warunkach lasów europejskich.

Cel 1 zrealizowano w publikacji:

Zawadzki G. 2020. Black woodpecker as an indicator species for multifunctional permanently sustainable forest management. *Sylwan* 164, 7: 604-615 (określanej dalej w rozprawie jako Publikacja I).

2. Rozpoznanie preferencji dzięcioła czarnego wobec stanu zdrowotnego drzew gniazdowych

Cel 2 zrealizowano w publikacji:

Zawadzki G. 2023. Nesting-tree preferences of the black woodpecker – the biggest cavity excavator in a conifer-dominated forests in Poland. *Canadian Journal of Forest Research* (określanej dalej w rozprawie jako Publikacja II).

3. Identyfikacja kluczowych parametrów drzewa gniazdowego decydujących o lokalizacji dziupli w drzewie.

Cel 3 zrealizowano w publikacji:

Zawadzki G. 2023. Nesting-tree preferences of the black woodpecker – the biggest cavity excavator in a conifer-dominated forests in Poland. *Canadian Journal of Forest Research*.

4. Rozpoznanie preferencji dzięcioła czarnego względem gatunków drzew gniazdowych

Cel 4 zrealizowano w publikacji:

Zawadzki G. 2023. Nesting-tree preferences of the black woodpecker – the biggest cavity excavator in a conifer-dominated forests in Poland. *Canadian Journal of Forest Research*.

5. Określenie preferencji dzięcioła czarnego względem środowiska gniazdowego i wyboru miejsca gniazdowego w krajobrazie leśnym oraz określenie znaczenia kęp

starodrzewu i pojedynczych drzew na zrębach dla funkcjonowania populacji
dzięcioła czarnego

Cel 5 zrealizowano w publikacji:

Zawadzki G., Sławski M. 2023. Green tree retention as a conservation tool for the black woodpecker in managed forests. *Forest Ecology and Management*, Volume 548, 21398 (określanej dalej w rozprawie jako Publikacja III).

Teren badań i metodyka

Opis terenu badań

Puszcza Augustowska (23°15'E, 53°54'N) położona jest w województwie podlaskim, na Pojezierzu Wschodniosuwalskim i Równinie Augustowskiej. Cały kompleks leśny o powierzchni około 115000 ha leży na piaszczystej, płaskiej równinie sandrowej, urozmaiconej zagłębieniami, w których powstały jeziora lub bagna (Kondracki 1994). Wśród typów siedliskowych lasu największą powierzchnię pokrywa Bśw (40%) i BMśw (31%), a następnie LMśw (6%) i Ol (5%). Udział pozostałych siedlisk jest niższy niż 5%. Dominującym gatunkiem jest sosna zwyczajna, która zajmuje 78% powierzchni leśnej. Olsza czarna *Alnus glutinosa* porasta 9% powierzchni, świerk pospolity *Picea abies* zajmuje 8%, brzozy *Betula* sp. 5%. Średni wiek drzewostanów na obszarze badań wynosił 65 lat. Udział drzewostanów starszych niż 120 lat w Puszczy Augustowskiej nie przekracza 10%, a ich znacząca część jest zlokalizowana w Wigierskim Parku Narodowym i rezerwach przyrody na terenie lasów państwowych. Klimat Puszczy Augustowskiej wyraża się silnym kontynentalizmem oraz cechami właściwymi dla strefy subborealnej. Jest to najzimniejszy region w nizinnej części kraju. Cała Puszcza Augustowska jest obszarem ochrony ptaków Natura 2000 PLB200002.

Badania prowadzone były w Puszczy Augustowskiej – jednym z największych zwartych kompleksów leśnych w kraju, którego zbiorowiska ze względu na dominację sosny są w dużym stopniu reprezentatywne dla większości nizinnych lasów Polski. Na terenie badań przeważają siedliska borowe – w Polsce zajmują one ponad 50% powierzchni leśnej, a sosna jest dominującym gatunkiem lasotwórczym na około 60% powierzchni lasów Polski (Raport 2016). Teren badań podzielony był administracyjnie pomiędzy 3 powiaty: augustowski, sejneński i suwalski. Obszary leśne na, których prowadzono badania, zarządzane są przez Wigierski Park Narodowy oraz 6 nadleśnictw: Augustów, Głęboki Bród, Płaska, Pomorze, Suwałki i Szczebra.

Starodrzewy (drzewostany > 120-letnie) na terenach w zarządzie lasów państwowych były mocno pofragmentowane w niewielkie płyty. W niektórych częściach Puszczy Augustowskiej występują duże obszary drzewostanów średniowiekowych (800-1000 ha). Wynika to z gradacyjnej historii i przeszłości nacechowanej działalnością szkodników

pierwotnych sosny. Gospodarka leśna w Puszczy Augustowskiej oparta jest o gospodarstwa zrębowe, dominują rębnia Ib oraz IIIa. Na siedliskach borowych i borów mieszanych wykonywane były zręby o powierzchni najczęściej 3-4 ha. Mniejsze powierzchnie zrębów (2-3 ha) charakteryzowały gospodarkę na siedliskach olsowych. Wiek rębności w Puszczy Augustowskiej dla sosny wynosił 120 lat, a dla olchy 80 lat. Na większości działek rębnych zgodnie z Zasadami Hodowli Lasu pozostawiane były kępy starodrzewu, których znaczenie dla dzięcioła czarnego było elementem realizowanej rozprawy. Prowadzona gospodarka leśna doprowadziła do swoistej mozaiki krajobrazu płatów w wieku d 1 do 120 lat. Największe są powierzchnie płatów drzewostanów średniowiekowych i dojrzewających, uzupełnianych przez mniejsze fragmenty starodrzewów, upraw i młodników z kępami starodrzewu i pojedynczymi drzewami pozostawionymi jako nasienniki, przestoje czy drzewa dziuplaste. Kępy starodrzewu w większości były większe niż 0,1 ha, jednocześnie nie przekraczały powierzchni 0,3 ha. W ostatnich latach intensywnie przybywało powierzchni „otwartych” uzupełnianych przez kępy i pojedyncze stare drzewa.

Tego typu struktura lasu – zawierająca w sobie kępy starodrzewu, oraz innego rodzaju retencję na zrębach, nie była dotąd obiektem badań w kontekście wymagań ekologicznych dzięcioła czarnego, ani wielu innych gatunków ptaków.

Metody

Prace terenowe

Prace terenowe odbywały się w latach 2018-2022. W 2017 roku teren badań został podzielony na kwadraty 2x2 km - zalecana wielkość powierzchni monitoringowej dla dzięcioła czarnego (Kosiński i Sikora 2015). Liczenia z zastosowaniem stymulacji głosowej były wykonywane dwukrotnie na każdej powierzchni: w marcu i w kwietniu. Siatka kwadratów została obrócona o 23 stopnie w celu dostosowania ich do ułożenia linii oddziałowych. Uprościło to rozmieszczenie transektów monitoringowych, pozwoliło na efektywniejszą pracę, ułatwiło mapowanie obserwacji oraz interpretację wyników. Przeprowadzono liczenia dzięcioła czarnego na 54 losowych powierzchniach próbnych 2x2 km, co pozwoli objąć cenzusem prawie 20% powierzchni kompleksu leśnego – wg metodyki Kosińskiego i Sikory (2015). Część kwadratów objęła rezerwaty przyrody oraz Wigierski Park Narodowy – tereny o przewadze starodrzewów, jako porównawczych środowisk potencjalnie optymalnych. Na

prace w rezerwatach przyrody uzyskano zgodę Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku, a zgodę dyrektora na badania w Wigierskim Parku Narodowym. Wykonane cenzusy pozwoliły ocenić liczebność, zagęszczenie oraz rozmieszczenie par lęgowych na badanych kwadratach. Pozwoliło to na efektywniejsze poszukiwanie dziupli po przeprowadzeniu liczeń. W każdym roku liczenia wykonano dwukrotne liczenia na 27 powierzchniach w okresie najwyższej aktywności dzięcioła czarnego (marzec, kwiecień). W dalszej części sezonu wyszukiwano dziuple oraz wykonywano pomiary drzew dziuplastych. Liczenia na każdej powierzchni zostały powtórzone po dwóch latach. Obiektem zainteresowania były jedynie nowo wykute dziuple dzięcioła czarnego lub stare dziuple z potwierdzonym zajęciem w danym sezonie przez dzięcioły. Celem takiego działania była możliwość określenia wyboru miejsc lokowania dziupli w aktualnych warunkach. Celem było uchwycenie stanu środowiska przez potencjalnym zajściem zmian związanych z gospodarką leśną bądź czynnikami naturalnymi.

Lokalizacja dziupli była zapisywana na odbiorniku GPS, a następnie nanoszona na Leśną Mapę Numeryczną. Przy znalezionych dziuplach w okresie jesienno-zimowym (by minimalizować płoszenie ptaków) wykonano pomiary parametrów drzewa dziuplastego oraz środowiska wokół niego, które wykorzystano w publikacjach II i III. Zebrane zostały dane dotyczące następujących parametrów drzew dziuplastych dzięcioła czarnego: gatunek drzewa, kondycja (stan zdrowotny) wysokość umieszczenia dziupli nad ziemią, wysokość i pierśnica drzewa gniazdowego, wysokość korony, wystawa dziupli, liczba dziupli w drzewie, stan zdrowotny drzewa, obecność huby sosnowej, pochylenie drzewa, wysokość najniższego konaru. W promieniu 15 metrów wokół drzewa gniazdowego pomierzono: wysokość i pierśnicę sąsiednich drzew, odległość do sąsiednich drzew, zwarcie drzewostanu, udział i wysokość podrostu i podszytu, obecność luk, dróg lub brzegów drzewostanu. Wokół wybranego miejsca gniazdowego klasyfikowano środowisko gniazdowe celem scharakteryzowania preferencji dzięcioła czarnego względem krajobrazu leśnego, dane te wykorzystano w publikacji III. Wyróżnione zostały 3 klasy: drzewostan (zadrzewiony obszar lasu większy niż 0,5 ha), kępa eko

logiczna (obszar starodrzewu otoczony uprawą bądź młodnikiem, większy niż 0,03 ha i mniejszy niż 0,5 ha) i pojedyncze drzewo (do tej kategorii klasyfikowano stojące pojedyncze drzewa oraz grupy 2-5 drzew otoczone otwartą powierzchnią pozbawioną zwarcia koron).

Prace kameralne

Dane dotyczące miejsc gniazdowych dzięcioła czarnego zostały zebrane w bazie danych utworzonej w programie Microsoft Excel. Następnie na podstawie współrzędnych GPS zostały one naniesione w programie ArcMap na warstwy Leśnej Mapy Numerycznej pobrane z Banu Danych o Lasach (BDL 2023). Następnie podczas pracy na warstwach Leśnej Mapy Numerycznej określono parametry położenia – odległość dziupli od brzegu drzewostanu (powierzchni pozbawionej pokrycia drzewami) oraz do najbliższej drogi. W programie ArcMap wylosowane zostały punkty losowe, służące do rozpoznania preferencji dzięcioła czarnego względem powierzchni otwartych w lesie. Dla punktów losowych określono odległość do dróg oraz brzegu lasu. Dane dotyczące otoczenia drzew dziuplastych i punktów losowych zostały użyte w publikacji III.

Analizy statystyczne

W publikacjach II i III do sprawdzenia rozkładu badanych parametrów użyto testu Shapiro-Wilka. Parametry drzew gniazdowych porównano z danymi zebranymi w trakcie prac taksacyjnych przy użyciu testu Chi-kwadrat. W publikacji II do porównania różnic poszczególnych parametrów pomiędzy dziuplami w różnych gatunkach drzew gniazdowych użyty został test Kruskal-Wallisa z poprawką Bonferroniego dla wykluczenia nadmiernej istotności. W publikacji II losowość wyboru kierunku wystawy wylotu dziupli analizowano przy użyciu testu Rayleigha. W publikacji II do analizy parametrów drzew gniazdowych i czynników wpływających na wysokość umieszczenia dziupli, wiek i grubość drzewa gniazdowego użyto modeli regresji logistycznej (GLM) z użyciem rozkładu Gamma. Do analizy czynników wpływających na liczbę dziupli w drzewie gniazdowym użyto GLM z rozkładem Poissona. Na początkowym etapie analizy regresji odrzucono nadmiernie skorelowane zmienne, dla których poziom korelacji był wyższy niż 0,7. W publikacji III do analizy zależności pomiędzy różnymi środowiskami drzew gniazdowych wykorzystano modele regresji logistycznej. Modele GLM z rozkładem binomial zostały użyte również dla porównania charakterystyk przestrzennych miejsc gniazdowych oraz punktów losowych. Analizy statystyczne zostały wykonane w środowisku R, przy użyciu nakładki Rstudio (R Core Team 2023). Do wykonania modeli GLM wykorzystano pakiet lme4.

Najważniejsze wyniki

Wymagania środowiskowe

Analiza dostępnej literatury pozwoliła podsumować stan wiedzy dotyczącej wymagań środowiskowych dzięcioła czarnego (publikacja I). Stwierdzono odmienne preferencje drzew gniazdowych dzięcioła czarnego w Europie Zachodniej (z wyłączeniem górnych partii Alp), w stosunku do reszty kontynentu. W Europie Zachodniej dziuple tego gatunku powstają niemal wyłącznie w bukach *Fagus sylvatica*. Buki jako drzewa gniazdowe przeważają na południu kontynentu, lecz tam występuje domieszka innych gatunków. Z kolei w Europie Środkowej, Wschodniej i Północnej do kucia dziupli dzięcioł czarny wykorzystuje głównie sosnę i osikę. Dla populacji dzięcioła czarnego związanych z bukiem opisywane jest wielokrotne wykorzystywanie tych samych dziupli w kolejnych latach, stosunkowo rzadkie wykuwanie nowych dziupli czy preferowanie drzew żywych, aczkolwiek porażonych przez patogeny grzybowe. Odmienne dane, choć słabiej udokumentowane, wykazywano z lasów iglastych i mieszanych, gdzie buk nie występuje. Badania ze Skandynawii i niepublikowane dane z Polski wschodniej wskazywały na coroczne kucie dziupli, korzystanie z drzew martwych i silne związki z sosną. W dostępnej literaturze brakowało danych o sposobach wyboru drzew gniazdowych w drzewostanach zdominowanych przez sosnę.

Wyniki analizy wskazały na dzięcioła czarnego jako generalistę siedliskowego, gatunek zdolny do występowania w różnych typach lasów i siedlisk, z przewagą starych drzewostanów. Wiele publikacji wskazywało na znaczenie dużych powierzchni drzewostanów dojrzałych jako niezbędnych elementów siedlisk lęgowych dzięciołów czarnych oraz miejsc wykuwania dziupli i gniazdowania. Dane te nie były precyzyjne i wskazywały na szeroki zakres wymagań przestrzennych (np. rewir dzięcioła czarnego szacowany był w różnych badaniach na 150 – 400 ha). Wyniki publikacji I wykazały, że dotychczas przeważały prace realizowane na małych powierzchniach, z niewielką liczbą par lęgowych i miejsc gniazdowych. W publikacji I przeanalizowane zostały również parametry drzew dziuplastych dla europejskich populacji dzięcioła czarnego. W większości były to prace opisujące podstawowe parametry drzew. W analizowanych pracach nie wykazano zależności wpływających na wysokość umieszczenia

dziupli, orientacji geograficznej otworu wlotowego czy zależności między głównymi parametrami drzewa gniazdowego. Publikacja I potwierdziła, że niezbadanym dotąd zagadnieniem jest otoczenie wybieranego miejsca gniazdowego w większej skali, umiejscowienie jej w krajobrazie leśnym. Rozpowszechnienie dzięcioła czarnego na kontynencie, duże znaczenie ekologiczne oraz jego silne związki z martwym drewnem oraz płatami starego drzewostanu, pozwalają wskazać go jako dobry gatunek wskaźnikowy dla jakości gospodarki leśnej (Publikacja I).

Na pojawiające się w trakcie wstępnych prac pytania oraz odkryte luki w dotychczasowej wiedzy o dzięciole czarnym postarano się odpowiedzieć w kolejnych publikacjach wchodzących w skład niniejszej rozprawy.

Wybór drzew gniazdowych dzięcioła czarnego

W publikacji II przeanalizowane zostały dane zdobyte w ciągu 5 lat badań terenowych odnoszące się do wyboru drzew gniazdowych dzięcioła czarnego. Materiał obejmował 367 dziupli dzięcioła czarnego, badano tylko nowo wykute dziuple, a stare tylko wówczas, gdy były ponownie wykorzystywane do lęgów. W warunkach lasów iglastych i mieszanych zdominowanych przez sosnę, to właśnie ten gatunek drzewa stanowił podstawowe miejsce lęgu dzięcioła czarnego. Udział sosny (wynoszący 91%) wśród drzew gniazdowych był wyższy niż średni udział w drzewostanach (70%). Dzięcioły czarne w Puszczy Augustowskiej w większości (około 90% lęgów) wykuwały corocznie nowe dziuple lęgowe. Wiek drzew gniazdowych wynosił średnio 134 lata, w zakresie od 55 lat (najmłodsze osiki), do 234 lat (najstarsze sosny). Wszystkie dziuple w drzewach młodszych niż 90 lat należały do szybkorosnących gatunków i liściastych. Dzięcioł czarny wybierał do lęgów drzewa grubsze niż przeciętne w drzewostanie, jednocześnie preferował drzewa niższe niż przeciętne. Dziuple były wykuvane średnio na wysokości 12,4 metra. W publikacji II wykazano silną preferencję dzięcioła czarnego wobec martwych drzew stojących. Nie potwierdziła się hipoteza o wyborze drzew osłabionych. Aż 44% nowo wykuvanych dziupli dzięcioła czarnego zostało wykutych w drzewach martwych, co w porównaniu z dostępnością takich drzew w drzewostanie wskazuje na silną preferencję dzięcioła. Wykazano, że kierunek wystawy otworu wlotowego dziupli istotnie różnił się od losowego. 86% dziupli zostało wykutych o wystawie pomiędzy 0 a 90 stopni (pomiędzy kierunkiem północnym i wschodnim) (Publikacja II).

W dalszej kolejności przeanalizowano zależności pomiędzy pomierzonymi parametrami drzew. Porównanie testem Kruskal-Wallisa parametrów drzew dziuplastych należących do różnych gatunków wykazało, że sosny były istotnie starsze od pozostałych gatunków. W sosnach najczęściej znajdowała się jedna dziupla, podczas gdy w osikach częściej wykuwana była większa liczba dziupli. Sosny były znacząco wyższe i grubsze niż pozostałe wybierane gatunki liściaste. Zbudowane w publikacji II modele regresji (GLM) wskazały na najważniejsze czynniki decydujące o wysokości wykucia dziupli. Grubość drzewa i wysokość pierwszego konaru nad ziemią były kluczowe dla możliwości wyższego wykucia dziupli, co w konsekwencji zapewniać może większe bezpieczeństwo lęgów. Istotnie na wysokość umieszczenia dziupli wpływał gatunek drzewa, sosny pozwalały na wykucie dziupli wyżej (14,2 m) niż pozostałe gatunki wybieranych drzew. W starszych drzewach dziuple były wykuwane na wyższej wysokości. Kolejny model dotyczył wpływu wieku na pozostałe parametry drzew gniazdowych. Sosny okazały się znacząco starsze niż drzewa liściaste. Starsze drzewa gniazdowe cechowały się większą grubością, wysokością i wyżej osadzonym nad ziemią pierwszym konarem. Pierśnica drzew gniazdowych była zależna od ich gatunku, największe były sosny. Wyższe osadzenie pierwszego konaru połączone było z mniejszą grubością drzew. Ostatni model wykazał, że głównym czynnikiem wpływającym na liczbę dziupli wykutych w pojedynczym drzewie była obecność owocników hub oraz gatunek drzewa. Liczba dziupli wykutych w jednym drzewie była wyższa w gatunkach liściastych niż w sosnach.

W publikacji III największy nacisk położony został na analizę środowiska otaczającego drzewo gniazdowe i możliwość wykorzystania przez ptaki elementów drzewostanu pozostających po wykonaniu cięć rębnych. Kluczowe było stwierdzenie faktu, że dzięcioły czarne w 38% przypadków lokowały nowe miejsca gniazdowe na terenie kęp starodrzewu

i pojedynczych drzew na zrębach (każda z tych kategorii odpowiadała za 19% analizowanych drzew gniazdowych). Udział tych kategorii wśród drzew gniazdowych był istotnie wyższy niż ich dostępność w środowisku leśnym, wskazując na ich wybieranie, a lokalnie preferowanie kęp starodrzewu w porównaniu z sąsiadującym drzewostanem. Wynikać to mogło z wyższej dostępności martwych drzew stojących w kępach oraz dogodnych warunków dolotu do rozluźnionego drzewostanu, gdyż z założenia kępy ekologiczne mają pozostawać do naturalnego rozpadu. Preferowane klasy wieku drzew gniazdowych to VII i VIII (121-160 lat), natomiast największy udział miały drzewostany w I

gniazdowego przez dzięcioła czarnego jest pierśnica. Dzięcioły rzadko kuły dziuple w drzewach cieńszych niż 50 cm. Szczególnie istotne było to w drzewostanach młodszych, gdzie często były wybierane gatunki liściaste, których osobniki były grubsze niż sąsiadujące sosny. W drzewostanach starszych dzięcioły wykuwały dziuple niemal wyłącznie w sosnach. Dzięcioły czarne silnie preferowały do wykucia dziupli drzewa martwe. Udział martwych drzew z dziuplami był nieproporcjonalnie wysoki (44%) w stosunku do ich udziału w drzewostanie, nieprzekraczającego kilku procent. Nie potwierdzono hipotezy o preferowaniu jako miejsc gniazdowych drzew rosnących w głębi drzewostanów. Duża część dziupli została wykuta w kępach starodrzewu i pojedynczych drzewach przestojowych (po 19%), co wskazuje, że stanowiły one atrakcyjne siedlisko lęgowe dla ptaków, być może ze względu na rozluźnione zwarcie ułatwiające ptakom dołot do dziupli.

Podsumowanie wyników i wnioski

Niniejsza rozprawa zawiera pierwsze badania nad dzięciołem czarnym uwzględniające strukturę lasu kształtowaną przez gospodarkę leśną w dużym kompleksie leśnym. Uzyskane wyniki potwierdziły, że retencję drzew pozostającą po pracach pozyskaniowych, można traktować jako ważny element środowiska dla gatunku zwornikowego jakim jest dzięcioł czarny. Zbadanie preferencji względem struktury wiekowej drzewostanów pozwoliło ocenić czy gospodarka leśna stanowi zagrożenie dla dzięcioła czarnego, oraz zależnych od jego dziupli wyspecjalizowanych gatunków dziuplaków wtórnych. Badania zweryfikowały, na ile przydatne są dla dzięcioła pozostawiane kępy starodrzewów na zrębach (do 5% powierzchni). Dane charakteryzujące drzewa gniazdowe oraz ich otoczenie poszerzyły wiedzę o badanym gatunku, pozwoliły stworzyć model opisujący wybór drzew gniazdowych oraz preferencje środowiskowe. Wskazano czynniki kluczowe, determinujące wybór konkretnych miejsc lęgowych przez dzięcioła czarnego. Wiedza ta będzie miała praktyczne zastosowanie w ochronie różnorodności biologicznej w lasach gospodarczych.

Wnioski dla gospodarki leśnej

Dzięcioły czarne chętnie gniazdują w martwych drzewach. Są zdolne do ponawiania lęgów w drzewach wykorzystywanych wcześniej oraz wykuwania dziupli w drzewach złamanych na istniejącej wcześniej dziupli. Ochrona drzew dziuplastych oraz drzew złamanych na dziupli pozwala na zapewnienie wyższych standardów w zakresie ilości martwego drewna, a szczególnie martwych drzew stojących. Odpowiedni zasób martwych drzew stojących w środowisku leśnym powinien być zapewniony w ramach wielofunkcyjnej gospodarki leśnej. Dobrym narzędziem do zapewnienia dostępności martwych drzew są kępy starodrzewu na zrębach, które są chętnie wykorzystywanym miejscem gniazdowym przy zrębowym sposobie użytkowania lasu. Co ważne, zarówno kępy jak i pojedyncze drzewa pozostające na zrębach są atrakcyjnym miejscem gniazdowym dla dzięcioła czarnego. Świadomość znaczenia tych metod „ekologizacji” gospodarki leśnej powinna być argumentem konstytuującym to rozwiązanie w praktyce leśnej. Znajomość dominującego w określonych warunkach kierunku otworu wylotowego jest kluczowa dla skutecznej inwentaryzacji drzew gniazdowych. W drzewostanach zdominowanych przez sosnę wyszukiwanie z kierunku północno-

wschodniego jest optymalną metodą inwentaryzacji. Wiedza o wpływie wieku drzewostanu na wybór drzew gniazdowych ma też duże znaczenie praktyczne. W drzewostanach młodszych niż 100 lat sosna przestaje być gatunkiem preferowanym. W takich warunkach dziupli należy poszukiwać w grubych okazach drzew (najlepiej martwych) gatunków liściastych o miękkim drewnie. Pozostawianie takich pojedynczych drzew w trzebieżach powinno być zalecane w instrukcjach przyjętych w PGL LP, gdyż jest warunkiem gniazdowania dzięcioła czarnego w drzewostanach przedrębnych.

Wnioski szczegółowe:

1. Dzięcioł czarny ze względu na łatwość oznaczania i inwentaryzacji, rozpowszechnienie w lasach Polski oraz silne związki z martwym drewnem i starymi płatami lasu powinien być traktowany jako gatunek wskaźnikowy dla wielofunkcyjnej gospodarki leśnej.
2. Przez Polskę przebiega wschodnia granica zasięgu populacji dzięcioła czarnego lęgającego się w buku, związana prawdopodobnie z wschodnią granicą zasięgu buka na terenie Polski.
3. Większość par dzięcioła czarnego w lasach iglastych i mieszanych z dominacją sosny corocznie wykuwa nowe dziuple lęgowe.
4. Dzięcioły czarne preferują martwe drzewa do wykuwania dziupli, a odpowiedni zasób martwych drzew stojących oraz tzw. złomów powinien być zapewniony w środowisku leśnym w lasach gospodarczych.
5. Dziuple dzięcioła czarnego w Puszczy Augustowskiej wykuwane były najczęściej w starych drzewach (sosnach) w wieku pomiędzy 120 a 150 lat, o pierśnicy ponad 50 cm. Preferowane były drzewa dojrzałe, w wieku przeszłorębnym.
6. W partiach lasu młodszych niż 100 lat dzięcioł czarny wybiera najgrubsze drzewa, często należące do liściastych gatunków szybkorosnących: osiki, brzozy i olchy. Pozostawianie takich drzew w trzebieżach warunkuje możliwość gniazdowania dzięcioła czarnego w drzewostanach dojrzewających.
7. Kluczowe czynniki wpływające na wysokość wykucia dziupli w drzewie to grubość drzewa oraz wysokość osadzenia pierwszego konaru. Większe wartości tych cech

pozwalają na wyższe umieszczenie dziupli, zapewniające wyższe bezpieczeństwo lęgów.

8. W lasach iglastych i mieszanych z dominacją sosny zdecydowana większość dziupli ma wylot skierowany w kierunkach północno-wschodnich. Od tego kierunku powinny być prowadzone inwentaryzacje drzew dziuplastych przed wykonaniem prac w drzewostanie.
9. Dzięcioły czarne preferują na miejsca gniazdowe luźniejsze drzewostany, gdzie zapewniony mają lepszy dołot. Miejsca gniazdowe od losowych i przeciętnych różniły się mniejszą odległością do powierzchni otwartych w krajobrazie leśnym oraz niższymi wartościami następujących cech drzewostanu: udział świerka, zwarcie koron, pokrycie podszytem i podrostem.
10. Dzięcioł czarny może z sukcesem wykorzystywać pozostawiane podczas prac pozyskaniowych elementy drzewostanu. Zarówno kępy starodrzewu jak pojedyncze pozostawiane drzewa w warunkach gospodarstwa zrębowego stanowiły ważne środowiska gniazdowe dzięcioła czarnego w Puszczy Augustowskiej.
11. Pozostawianie kęp ekologicznych na zrębach jest dobrym narzędziem ochrony miejsc lęgowych dzięcioła czarnego oraz korzystających z nich gatunków dziuplaków wtórnych, których dostępność w lasach gospodarczych maleje na skutek spadku powierzchni drzewostanów ponad 120-letnich.

Bibliografia

- Angelstam P., Mikusiński G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Annales Zoologici Fennici* 31 (1): 157–172
- Balestreri R., Basile M., Posillico M., Altea T., De Cinti B., Matteucci G. 2015. Forest Ecology and Management 356: 216-223. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.011>
- Bank Danych o Lasach (BDL 2023). <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy>
- Basile M., Balestrieri R., de Groot M., Flajšman K., Posillico M. 2016. Conservation of birds as a function of forestry. *Italian Journal of Agronomy* 11: 42–48.
- Bergner A., Avci M., Eryigıt H., Jansson N., Niklasson M., Westerberg L., Milberg P. 2015. Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus*) and pine (*Pinus* spp.) stands in southwestern Turkey. *Forest Ecology and Management* 336: 137-147.
- Bocca M., Carisio L., Rolando A. 2007. Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95: 17-29.
- Bohn FJ, Huth A. 2017 The importance of forest structure to biodiversity–productivity relationships. *Royal Society open science* 4: 160521. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.160521>
- Bouvet A., Paillet Y., Archaux F., Tillon L., Denis P., Gilg O., Gosselin F. 2016. Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environmental Conservation* 43 (2): 148–160. <https://doi:10.1017/S0376892915000363>
- Brambilla M., Bassi E., Bergero V., Casale F., Chemollo M., Falco R., Longoni V., Saporetti F., Vigano E., Vitulano S. 2013. Modelling distribution and potential overlap between Boreal Owl *Aegolius funereus* and Black Woodpecker *Dryocopus martius*: Implications for management and monitoring plans. *Bird Conservation International* 24(4): 502-511.
- Bujoczek L., Bujoczek M., Zięba S. 2021. Distribution of deadwood and other forest structural indicators relevant for bird conservation in Natura 2000 special protection areas in Poland. *Scientific Reports* (2021) 11:14937. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94392-1>
- Calladine J., Jarrett D., Wilson M., Edwards C. 2017. Stand structure and breeding birds in managed Scots pine forests: Some likely long-term implications for continuous cover forestry. *Forest Ecology and Management* 397: 174-184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.0390378-1127/>
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2015. Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. *Ornis Polonica* 56 (3): 149–189.
- Cockle K. L., Martin K., Wesolowski T. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity–nesting vertebrate communities worldwide. *Front. Ecol. Environ.* 9, 377–382.
- Cramp S., (Eds.) 1985. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 4. Oxford Univ. Press, Oxford, pp 923.

- Czeszczewik D., Walankiewicz W., Mitrus C., Tumiel T., Stanski T., Sahel M., Bednarczyk G. 2012. Importance of dead wood resources for woodpeckers in coniferous stands of the Białowieża Forest. *Bird Conservation International* (2013) 23:414–425. <http://doi:10.1017/S0959270912000354>
- Czeszczewik D., Zub K., Stanski T., Sahel M., Kapusta A., Walankiewicz W. 2014. Effects of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest, Poland. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 8: 377-385. <http://doi:10.3832/ifor1212-007>
- Diaz L. 2006. Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. *Forest Ecology and Management* 223: 54-65.
- Drever M. C., Aitken K. E. H., Norris A. R., Martin K. 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation* 141 (3): 624–634.
- Garmendia A., Cárcamo S., Schwendtner D. 2006. Forest management considerations for conservation of black woodpeckers *Dryocopus martius* and white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* population in Quinto Real (Spanish western Pyrenees). *Biodiversity and Conservation* 15: 1399–1415.
- Glutz von Blotzheim U. N., Bauer K. 1980. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 9. Aula, Wiesbaden.
- Gorman G. 2004. *Woodpeckers of Europe. A study of the European Picidae*. Bruce Coleman, Chalfont St. Peter, UK
- Gorman G. 2011. *The black woodpecker*. Lynx Edition, Barcelona.
- Gotzman J., Jabłoński B. 1972. *Gniazda naszych ptaków*. PZWS, Warszawa.
- Grzębkowski M. 2015. Liczebność, rozmieszczenie i preferencje siedliskowe siniaka *Columba oenas* w warunkach lasów gospodarczych na przykładzie Lasów Sobiborskich. Praca magisterska. Samodzielny Zakład Zoologii Leśnej i Łowiectwa SGGW, Warszawa.
- Gutowski J. M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. 2004. *Drugie życie drzewa*. WWF Polska, Warszawa – Hajnówka
- Jeleń J. 2010. Zagęszczenie oraz charakterystyka miejsc lęgowych dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* i siniaka *Columba oenas* w Parku Mużakowskim (woj. lubuskie). *Przegląd Przyrodniczy* 21,1: 65-75.
- Johnsson K., Nilsson S. G., Tjernberg M. 1993. Characteristics and utilization of old Black Woodpecker holes by hole nesting species. *Ibis* 135: 410–416.
- Kajtoch Ł., Figarski T., Pełka J. 2013. The role of forest structural elements in determining the occurrence of two specialist woodpecker species in the Carpathians, Poland. *Ornis Fennica* 90: 23-40.
- Karimi S., Moradi H. V., Bezaei H. R., Brambilla M., Ghadimi M. 2018. Fine scale habitat use by black woodpecker *Dryocopus martius*: a year-round study in the Hyrcanian forest, Iran. *North-Western Journal of Zoology* 55: 519–533.

- Karpińska O. 2015. Liczebność, preferencje siedliskowe oraz znaczenie dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* w Lasach Sobiborskich. Praca magisterska. Samodzielny Zakład Zoologii Leśnej i Łowiectwa SGGW, Warszawa.
- Keller M. 2007. Cele, metody i efekty inwentaryzacji ptaków – głos w dyskusji. *Studia i Materiały CEPL, Rogów* 16(2/3): 380-385.
- Keller M., Buczek T., Różycki A. 2008. Preferencje siedliskowe leśnych ptaków drapieżnych a struktura wiekowa lasów gospodarczych – na przykładzie Lasów Parczewskich. *Sylvan* 2: 30-35.
- Kosiński Z., Kempa M. 2007. Density, distribution and nest-sites of woodpeckers Picidae, in a managed forest of western Poland. *Polish Journal of Ecology* 55(3): 519-533.
- Kosiński Z., Bilińska E., Dereziński J., Jeleń J., Kempa M. 2010. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius* gatunkami zwornikowymi dla siniaka *Columba oenas* w zachodniej Polsce. *Ornis Polonica* 51: 1-13.
- Kosiński Z., Sikora A. 2015. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z., Chodkiewicz T. (red.). *Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny*. GIOŚ. Warszawa: 491-498.
- Löhmus A. 2016. Habitat indicators for cavity-nesters: The polypore *Phellinus pini* in pine forests. *Ecological Indicators* 66: 275-280.
- Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.
- Lelli C., Bruun H. H., Chiarucci A., Donati D., Frascaroli F., Fritz Ö., Goldberg I., Nascimbene J., Tøttrup A. P., Rahbek C., Heilmann-Clausen J. 2019. *Forest Ecology and Management* 432: 707-717. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.057>
- Martin K., Aitken K. E. H., Wiebe K. L. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor* 106: 5-19.
- Mederski P. S., Jakubowski M., Karaszewski Z. 2009. The Polish landscape changing due to forest policy and forest management. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 2: 140-142. <http://doi:10.3832/ifor0503-002>
- Mikusiński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. *Conservation Biology* 15(1): 208-217.
- Mikusiński G., Roberge J. M., Fuller R.J. 2018. *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Olano M., Aierbe T., Benaran H., Hurtado R., Ugarte J., Urruzola A., Vazquez J., Ansorregi F., Galdos A., Gracianteparaluceta A., Fernandez-Garcia J.M. 2015. Black Woodpecker *Dryocopus martius* (L., 1758) distribution, abundance, habitat use and breeding performance in a recently colonized region in SW Europe. *Munibe* 63: 49-71.

- Pakkala T., Tiainen J., Piha M., Kouki J. 2018. How important are nest cavities made by the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* for cavity-nesting forest bird species? *Acta Ornithologica* 51 (1): 69-79. <http://doi:10.3161/00016454AO2018.53.1.007>
- Pasinelli G. 2006. Population biology of European woodpecker species. *Ann. Zool. Fennici* 43: 96-111.
- Pirovano A., Zecca G. 2014. Black woodpecker *Dryocopus martius* habitat selection in the Italian Alps: implications for conservation in Natura 2000 network. *Bird Conservation International* 24(3): 299-315.
- Poulsen B. O. 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation* 11: 1551-1566.
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Raport o stanie lasów w Polsce 2006. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. Warszawa. 2007.
- Raport o stanie lasów w Polsce 2016. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. Warszawa. 2017.
- Requier F., Paillet Y., Laroche F., Rutschmann B., Zhang J., Lombardi F., Svoboda M., Steffan-Dewenter I. 2019. Contribution of European forest to safeguard wild honeybee populations. *Conservation Letters* e12693. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12693>
- Roberge J. M., Angelstam P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology* 18 (1). DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00540.x>.
- Roberge J. M., Angelstam P. 2006. Indicator species among resident forest birds – A cross regional evaluation in Northern Europe. *Biological Conservation* 130 (1): 134–147.
- Rolstad J., Majewski P., Rolstad E. 1998. Black Woodpecker Use of Habitats and Feeding Substrates in a Managed Scandinavian Forest. *Journal of Wildlife Management* 62(1): 11-23.
- Sławski M. 2007. Metoda oceny zróżnicowania struktury lasu jako wskaźnik różnorodności biologicznej. *Studia i Materiały CEPL, Rogów*, 2/3 (16): 337-345.
- Rolstad J., Rolstad E., Sætten O. 2000. Black woodpecker nest sites: characteristics, selection and reproductive success. *Journal of Wildlife Management* 64 (4): 1053–1066.
- Sławski M. 2011. Zmiany struktury drzewostanów sosnowych a występowanie ptaków. *Studia i Materiały CEPL* 13, 2 (27): 219-228.
- Spies T.A., 1998. Forest structure: a key to the ecosystem. *Northwest Science*, 72: 34-39.
- Stachura-Skierczyńska K., Tumiel T., Skierczyński M. 2009. Habitat prediction model for three-toed woodpecker and its implications for the conservation of biologically valuable forests. *Forest Ecology and Management* doi:10.1016/j.foreco.2009.05.007

- Tjernberg M., Johnsson K., Nilsson S. G. 1993. Density variation and breeding success of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in relation to forest fragmentation. *Ornis Fennica* 70: 155–192.
- Virkkala R. 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Ann. Zoo. Fennici* 43: 82-85.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Tumiel T., Stański T. 2011. Woodpeckers abundance in the Białowieża Forest – a comparison between deciduous, strictly protected and managed stands. *Ornis Polonica*, 52: 161-168.
- Wesołowski T. 1989. Nest-sites of hole-nesters in a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Acta Ornithologica* 25 (3): 321-351.
- Zahner V., Sikora L., Pasinelli G. 2012. Heart rot as key factor for cavity tree selection in the black woodpecker. *Forest Ecology and Management* 271: 98-103.
- Zawadzka D., Drozdowski S., Zawadzki G., Zawadzki J. 2016. The availability of cavity trees along an age gradient fresh pine forests. *Silva Fennica* 50(3) article id 1441.
- Zawadzka D., Zawadzki G. 2017. Charakterystyka drzew gniazdowych dzięcioła czarnego w Puszczy Augustowskiej. *Sylvan* 161(12): 1002-1009.
- Zawadzka D., Drozdowski S., Zawadzki G., Zawadzki J., Mikitiuk A. 2018. Importance of Old Forest Stands for Diversity of Birds in Managed Pine Forests – A Case Study from Augustów Forest (NE Poland). *Polish Journal of Ecology* 66(2): 162-181.
<https://doi.org/10.3161/15052249PJE2018.66.2.007>
- Zawadzka D., Zawadzki G. 2022. *Werbel czyli zrozumieć dzięcioły*. Wyd. Paśny Buriat. Kielce
- Żmihorski M. 2012. The effects of antropogenic and natural disturbances on breeding birds of manager Scots pine forests in northern Poland. *Ornis Fennica* 89: 63-73.

Załączniki

- Prace opublikowane w ramach rozprawy doktorskiej
- Oświadczenia o udziale współautorskim

GRZEGORZ ZAWADZKI

Dzięcioł czarny jako gatunek wskaźnikowy w wielofunkcyjnej, trwale zrównoważonej gospodarce leśnej

Black woodpecker as an indicator species for multifunctional permanently sustainable forest management

ABSTRACT

Zawadzki G. 2020. Dzięcioł czarny jako gatunek wskaźnikowy w wielofunkcyjnej, trwale zrównoważonej gospodarce leśnej. Sylwan 164 (7): 604-615. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2020047>.

Modern multifunctional forest management needs indicators showing the state of forest environment. Commonly used solution is monitoring of the abundance of species with specific environmental requirements. This paper analyses the possibility of use of the biggest European woodpecker (*Dryocopus martius*) as forest management quality indicator. The black woodpecker resides in all types of forest sites. The species prefers big thick trees as a nest trees, its cavities were mainly made in birches *Betula* sp. in Western and Southern Europe, Scots pines *Pinus sylvestris* in Middle and Eastern Europe and aspens *Populus tremula* in Northern Europe. The black woodpecker, excavating large-sized breeding cavities, is defined as a key species due to the creation of breeding sites for large secondary cavity-nesters. Because of the breeding requirements, black woodpecker can also be treated as an umbrella species for organisms associated with old trees. The way of feeding of that species shows a strong connection with the availability of dead wood. The black woodpecker is a sedentary species, which means that it is highly depended on the structure of the forest and quickly responds to changes caused by forest management. Because of the habitat requirements and relationships with other species, as well as the wide geographical range, it is a good indicator species for multifunctional suitable forest management. It can also act as a keystone species for secondary cavity nesters and umbrella species for organisms associated with old, dying trees.

KEY WORDS

Dryocopus martius, secondary cavity nesters, indicator species, multifunctional suitable forest management

ADDRESSES

Grzegorz Zawadzki – e-mail: gzawadzki@wl.sggw.pl

Katedra Ochrony Lasu, SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159, 02-766 Warszawa

Wstęp

Trwale zrównoważona, wielofunkcyjna gospodarka leśna polega na podtrzymaniu różnorodności biologicznej, zdolności produkcyjnych i regeneracyjnych oraz funkcji społecznych ekosystemów leśnych [Bernadzki 1993, 2000; Brzezicki 2008; Rykowski 2008]. W Polsce dbałość o różne funkcje pełnione przez lasy wynika z Ustawy... [1991]. W ostatnich dekadach zachodzi proces zmiany modelu gospodarki leśnej z surowcowego na bardziej ekologiczny, czyli ekosystemowy.

Jest to zgodne z koncepcją trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów, wypracowaną w ramach Ministerialnego Procesu Ochrony Lasów w Europie oraz z tzw. podejściem ekosystemowym, przyjętym w konwencji o różnorodności biologicznej [Brzeziecki 2008]. Jedną z zasad ekosystemowego zagospodarowania zasobów przyrodniczych jest dążenie do integrowania ich użytkowania z koniecznością ochrony różnorodności biologicznej [Rykowski 2008; Brzeziecki 2013]. Do najważniejszych działań mających na celu realizację funkcji ekosystemowych w leśnictwie należy różnicowanie struktury gatunkowej, wiekowej i przestrzennej drzewostanów [Bernadki 2003; Brzeziecki i in. 2013], w tym pozostawianie kęp ekologicznych na zrębach (tzw. wysp starodrzewu) [Zasady... 2012] czy też ochrona drzew biocenotycznych [Instrukcja... 2012].

Na potrzebę monitorowania stanu środowiska leśnego oraz poszukiwania efektywnych metod jego oceny wskazują także powtarzające się klęski i katastrofy ekosystemów leśnych [Rykowski 2012]. Wielu autorów wskazuje na wyspecjalizowane taksony jako najlepsze indykatory właściwego stanu lasu, mówiące o jego (względnej) odporności na szkodliwe czynniki. W tym celu wybierane są tzw. gatunki wskaźnikowe, w przypadku których podstawowe parametry populacyjne, takie jak liczebność czy wielkość rozrodu, dobrze odzwierciedlają lokalny stan środowiska [Uliczka, Angelstam 2000; Gregory i in. 2003; Zawadzka, Zawadzki 2006; Pakkala i in. 2018]. W lasach do tej grupy należą gatunki bezpośrednio związane z drzewami. W przypadku ptaków są to przede wszystkim gatunki osiadłe, a wśród nich dzięcioły [Mikusiński i in. 2001; Zawadzka, Zawadzki 2006].

Celem niniejszej pracy była charakterystyka wymagań siedliskowych oraz roli ekologicznej dzięcioła czarnego *Dryocopus martius*, jednego z dziesięciu gatunków dzięciołów występujących w Polsce. Analizie poddano te cechy biologii i ekologii, które warunkują jego znaczenie jako gatunku wskaźnikowego w ekosystemach leśnych [Keller 2006].

Wymagania siedliskowe dzięciołów, ze szczególnym uwzględnieniem dzięcioła czarnego

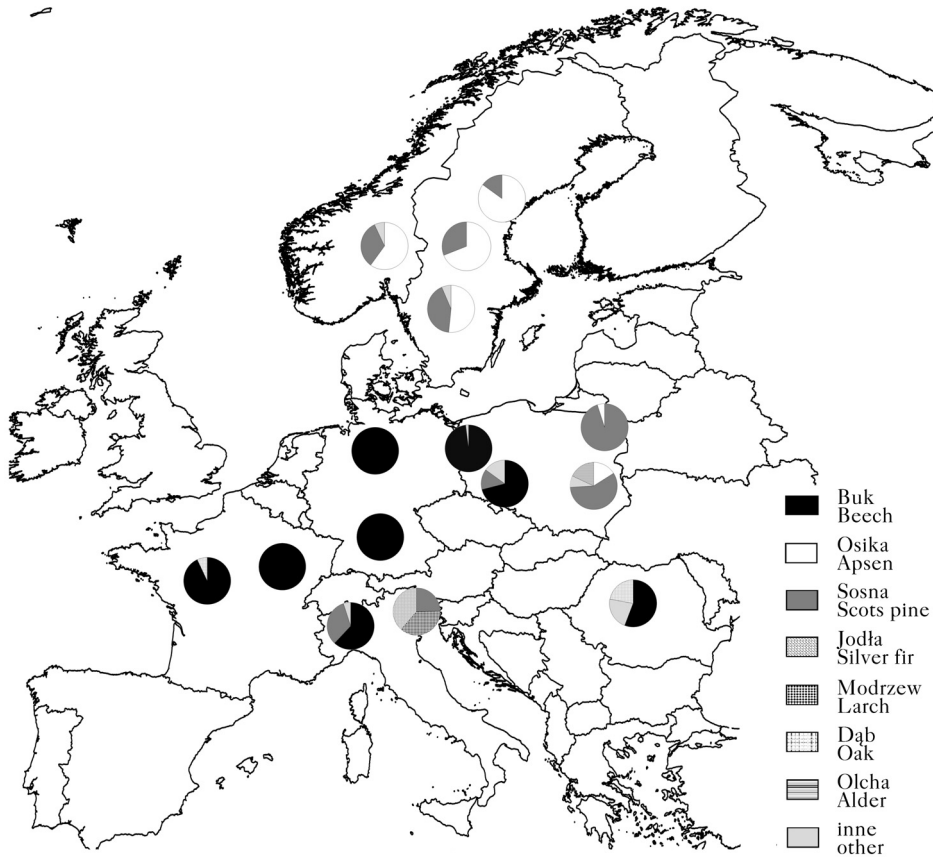
Dzięcioły *Picidae* stanowią wyjątkową rodzinę ptaków, ściśle związaną z drzewami. Wykazują szereg przystosowań morfologicznych i behawioralnych, takich jak np. umiejętność pionowego poruszania się po pniach drzew, wykuwania dziupli i żerowania pod korą lub na martwym drewnie. Będąc gatunkami osiadłymi (z wyjątkiem krętogłowa *Jynx torquilla*), słabo latają i przemieszczają się na niewielkie odległości. Dzięki wykuwaniu dziupli dostarczają miejsc lęgowych i schronień dla dziuplaków wtórnych, a także niektórych ssaków oraz licznych bezkręgowców, szczególnie chrząszczy i błonkówek [Johnsson i in. 1993; Gorman 2004]. Niska liczebność dzięciołów jest czynnikiem ograniczającym liczebność dziuplaków wtórnych w ekosystemach leśnych [Gorman 2004]. Zarówno w Europie, jak i Ameryce Północnej wykazano silną zależność pomiędzy liczbą gatunków dzięciołów a łączną liczbą gatunków ptaków leśnych, co pozwala uznać dzięcioły za gatunki wskaźnikowe dla różnorodności biologicznej awifauny w lasach [Mikusiński i in. 2001; Drever i in. 2008]. Ze względu na silną specjalizację siedliskową, szczególnie zależność od martwych drzew, niektóre dzięcioły uchodzą za tzw. gatunki parasolowe w ochronie różnorodności biologicznej środowisk leśnych oraz gatunki wskaźnikowe dla lasów naturalnych i przyrodniczo cennych [Roberge, Angelstam 2004, 2006; Pakkala i in. 2018]. Z powodu konieczności wykucia dziupli oraz żerowania na owadach zasiedlających żywe i martwe drzewa dzięcioły najliczniej występują w dojrzałych, starych lasach. Wśród dziesięciu europejskich gatunków występują różnice dotyczące rozmiarów ciała oraz wymagań ekologicznych i stopnia specjalizacji siedliskowej. Do najrzadszych, o silnie ograniczonym zasięgu, należą gatunki zależne od martwych i zamiera-

jących drzew: dzięcioł trójplacasty *Picoides tridactylus* oraz dzięcioł białogrzbisty *Dendrocopos leucotos* [Gorman 2004]. Ze względu na specyficzne wymagania siedliskowe uchodzą one za wskaźniki stopnia naturalności lasu w strefie borealnej i subborealnej oraz w górach Europy Środkowej [Angestam, Mikusiński 1994; Kajtoch i in. 2013; Pakkala i in. 2018]. Wyraźna jest także specjalizacja siedliskowa dzięciołów wymagających starych drzew liściastych: średniego *Dendrocoptes medius*, zielonego *Picus viridis*, zielonosiwego *P. canus* oraz dzięciołka *Dryobates minor*. Oportunistą siedliskowym jest natomiast najliczniejszy w Europie dzięcioł duży *Dendrocopos major*, występujący licznie w lasach i zadrzewieniach wszystkich typów. Wielkość jego obecnej populacji w Polsce jest szacowana na ponad 900 tys. par lęgowych [Chodkiewicz i in. 2015]. Największym europejskim gatunkiem jest dzięcioł czarny. Występuje on w całym kraju, a jego liczebność w Polsce oceniana jest na 31-42 tys. par lęgowych [Chodkiewicz i in. 2015]. Uchodzi on za generalistę siedliskowego, ale zarazem jest to gatunek wyspecjalizowany pod względem wymaganej grubości drzew gniazdowych [Gorman 2011]. Dzięcioł czarny zaliczony został do kilkunastu gatunków z załącznika I Dyrektywy Ptasiej, stanowiących wskaźnik trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów [Basile i in. 2016].

Dzięcioł czarny jest osiadłym gatunkiem leśnym. Występuje przede wszystkim w dużych i zwartych kompleksach leśnych, o zróżnicowanej strukturze przestrzennej i gatunkowej. Do niedawna uważano, że żyje on jedynie we wnętrzu rozległych, starych lasów [Glutz, Bauer 1980; Gorman 2004, 2011], jednak w ostatnich dekadach okazało się, że może zasiedlać także mniejsze, pofragmentowane kompleksy leśne. W Polsce obserwuje się go w zadrzewieniach śródpolnych czy w rozległych parkach miejskich, co tłumaczy pewien wzrost jego liczebności w ostatnim czasie [Kuczyński, Chylarecki 2012]. W zwartych lasach dzięcioł czarny wykazuje niższe zagęszczenie w borach iglastych niż w drzewostanach mieszanych. Z danych szwedzkich wynika, że zagęszczenie i sukces lęgowy oraz liczba wyprowadzanych młodych w rozległych lasach użytkowanych gospodarczo oraz w niewielkich kompleksach leśnych są podobne [Tjernberg i in. 1993].

Dzięcioł czarny jest stosunkowo plastyczny pod względem struktury drzewostanu oraz wykorzystywanych siedlisk leśnych. Gnieździ się we wszystkich typach lasów, różnego pochodzenia i kategorii ochronności oraz użytkowania. Wybiórczość wobec siedlisk leśnych jest słabo zaznaczona, chociaż gatunek wydaje się liczniejszy w lasach liściastych i mieszanych niż w borach i olsach [Angelstam, Mikusiński 1994; Gorman 2011]. Badania telemetryczne przeprowadzone we włoskich Alpach wykazały, że dzięcioły czarne preferowały drzewostany o dużej wysokości i umiarkowanym zwarciu, unikając lasów zbyt luźnych i zbyt gęstych [Bocca i in. 2007]. Omawiany gatunek wymaga odpowiedniego udziału starych drzewostanów, powyżej 100 lat, ze stojącymi martwymi drzewami oraz drzewami złamanymi [Garmendia i in. 2006; Gorman 2011; Karimi i in. 2018]. Preferencja ta dotyczy jednak nie bezpośrednio wieku, ale związanych z nim dużych wymiarów starych drzew niezbędnych do wykucia dziupli [Zawadzka, Zawadzki 2017]. Stąd kluczowym elementem siedliska dzięcioła czarnego jest obecność ponad 100-letnich drzewostanów lub przynajmniej fragmentów starodrzewu, a także występowanie starych, martwych i zamierających drzew oraz martwego drewna jako żerowiska. Wyjątkowo może on także wykuwać dziuple w pojedynczych przestojach na zrębach [Rolstad i in. 2000; Zawadzki, Zawadzka 2019]. W Puszczy Augustowskiej dzięcioł czarny osiągał najwyższe zagęszczenie w lasach najstarszych, powyżej 140 lat [Zawadzka i in. 2018], przy czym udział jego dziupli był najwyższy w drzewostanach ponad 130-letnich [Zawadzka i in. 2016]. Dziuple znajdowały się w drzewach w wieku od 70 do 222, średnio 159 lat. Ponad 90% sosen z dziuplami było starszych niż 110 lat [Zawadzka, Zawadzki 2017]. Podobnie w Parku Mużakowskim (woj. lubuskie) 58% dziupli znajdowało się w lasach w wieku 155 lat, a 28% w około 100-letnich [Jeleń 2010]. W drzewostanach średniowiekowych gniazdo-

wanie dzięcioła czarnego jest uwarunkowane obecnością gatunków szybko rosnących, przede wszystkim osiki *Populus tremula* i brzozy *Betula* sp., lub drzew przestojowych, niezbędnych do wykucia dziupli [Gorman 2011; Ciach, Kosiński 2013; Karpińska 2015]. W Europie dziuple dzięcioła czarnego stwierdzono w ponad 50 gatunkach drzew [Gorman 2011]. W Polsce było to co najmniej 12 gatunków drzew. Dzięcioł czarny nie wykazuje silnej specjalizacji pod względem wyboru gatunku drzewa gniazdowego, jednak w obrębie rozległego zasięgu widoczne jest wyraźne zróżnicowanie geograficzne jego preferencji pod tym względem (ryc. 1). W zasięgu buka *Fagus sylvatica* to właśnie ten gatunek drzewa jest najczęściej wybierany przez te ptaki do wykucia dziupli. W zachodniej i południowej Europie buki stanowią dla nich ponad 90% drzew gniazdowych. Także w Parku Narodowym Cilento w południowych Włoszech zagęszczenie dzięcioła czarnego było skorelowane z udziałem buka w drzewostanach [De Rosa i in. 2016]. W bukach znajdowało się 56% dziupli dzięcioła czarnego w lasach liściastych w Transylwanii (Rumunia) [Erzsébet, Cristea 2014], a niemal 100% we Francji [Puverel i in. 2019]. W Bawarii i Jurze (Niemcy) dziuple znajdowały się tylko w bukach [Zahner i in. 2012], a w północnych Niemczech w tym gatunku



Ryc. 1.

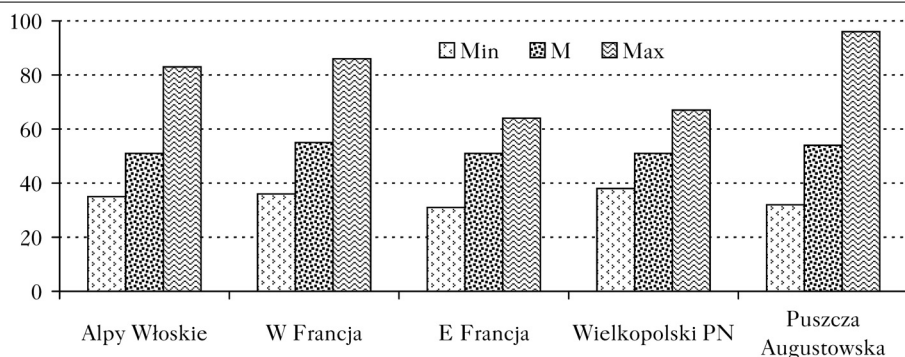
Struktura gatunkowa drzew z dziuplami dzięcioła czarnego w Europie [Johansson i in. 1993; Angelstam, Mikusiński 1994; Rolstad i in. 1998; Christensen 2006; Bocca i in. 2007; Kosiński, Kempa 2007; Jeleń 2010; Zahner i in. 2012; Erzsébet, Cristea 2014; Pirovano, Zecca 2014; Karpińska 2015; Zawadzka, Zawadzki 2017; Puverel i in. 2019]

Structure of trees species with cavities of black woodpecker in Europe

drzewa było wykutych 96% dziupli [Christensen 2006]. W południowej Wielkopolsce w bukach znajdowało się 71% dziupli [Kosiński, Kempa 2007], a w Parku Mużakowskim 98% [Jeleń 2010]. We włoskich Alpach w bukach wykutych było 62% dziupli, a 33% w sosnach [Bocca i in. 2007]. Z kolei Pirovano i Zecca [2014] w wysokich położeniach włoskich Alp wykazali selekcję przez dzięcioły czarne jodły *Abies alba* i modrzewia europejskiego *Larix decidua* do wykuwania dziupli. Poza zasięgiem buka dzięcioły czarne najczęściej wybierają sosny *Pinus sylvestris* lub osiki *Populus tremula*. We wschodniej części Europy Środkowej wybierana jest głównie sosna, podczas gdy w północnej i wschodniej części kontynentu więcej dziupli znajduje się w osikach [Mikusiński 1995] (ryc. 1). W Puszczy Białowieskiej w niewielkiej próbie (7 dziupli) dwa drzewa dziuplaste stanowiły sosny i po jednym osika, olcha, klon, jesion i grab [Wesołowski, Tomiałojć 1986]. W Lasach Sobiborskich (Polesie Lubelskie) ponad połowa dziupli wykuta była w sosnach, reszta w gatunkach liściastych [Karpieńska 2015]. W Puszczy Augustowskiej 95% drzew dziuplastych stanowiła sosna [Zawadzka, Zawadzki 2017]. Na różnych powierzchniach badawczych w Skandynawii dziuple w osikach stanowiły od 32 do 69%, tylko w jednym przypadku dominowały (67%) dziuple w sosnach [Angelstam, Mikusiński 1994]. W południowej Norwegii 65% dziupli zostało wykutych w osikach, a 33% w sosnach [Rolstad i in. 1998].

Przy słabej specjalizacji pod względem gatunku drzewa gniazdowego dzięcioł czarny ma wysokie wymagania wobec jego rozmiarów. Wykuwa dziuple w drzewach o pierśnicy od 24 do 83 cm, przy czym czyni to bardzo rzadko w pniach cieńszych niż 40 cm (ryc. 2). We włoskich Alpach nie było drzew gniazdowych o pierśnicy poniżej 35 cm, a prawdopodobieństwo obecności dziupli wzrastało wraz z rozmiarami pierśnicy: przy 42,1 cm wynosiło 50%, a przy 50,2 cm – 90% [Pirovano, Zecca 2014]. W Wielkopolsce dziuple dzięcioła czarnego miały średnią pierśnicę 51 cm [Kosiński, Kempa 2007], a w Parku Mużakowskim 59 cm [Jeleń 2010]. W Puszczy Augustowskiej ponad 90% drzew dziuplastych miało pierśnicę powyżej 40 cm, a prawie 50% w zakresie 50-60 cm [Zawadzka, Zawadzki 2017]. We Francji średnia pierśnica drzew dziuplastych dzięcioła czarnego wynosiła na dwóch powierzchniach odpowiednio 55 i 51 cm [Puverel i in. 2019].

Dziuple dzięcioła czarnego wykuvane są w środkowej i górnej części pnia, najczęściej poniżej dolnych gałęzi, wyjątkowo zdarzają się w konarach. Położenie nad ziemią jest zależne od wysokości drzew gniazdowych i kształtuje się w zakresie od 3 do 30, średnio 9-16 m [Gorman 2011]. W Polsce było to średnio: 9 m na Śląsku [Dyrcz i in. 1991], 11 m w Parku Mużakowskim



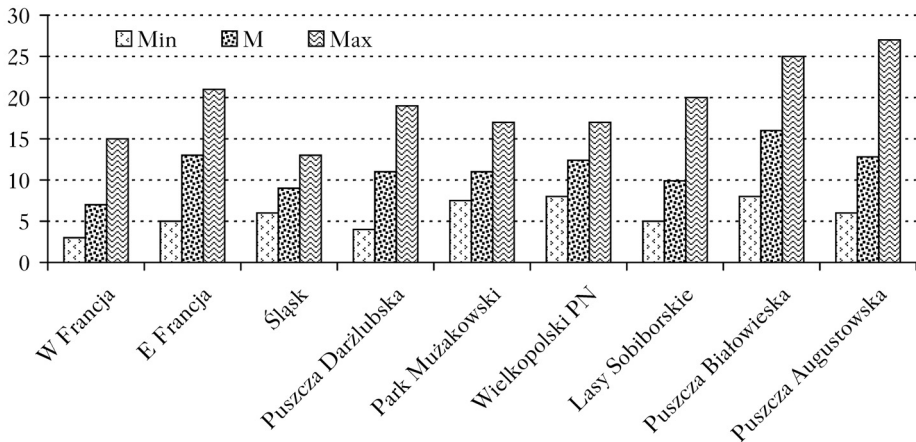
Ryc. 2.

Średnia (M) oraz najmniejsza (Min) i największa (Max) pierśnica [cm] drzew z dziuplą dzięcioła czarnego na wybranych powierzchniach badawczych w Europie [Kosiński, Kempa 2007; Pirovano, Zecca 2014; Zawadzka, Zawadzki 2017; Puverel i in. 2019]

Mean (M) as well as minimum (Min) and maximum (Max) breast height diameter [cm] of trees with cavities of black woodpecker on selected study areas in Europe

[Jeleń 2010] i Puszczy Darżlubskiej [Błaszczyk 1999], a 16 m w Puszczy Białowieskiej [Wesołowski, Tomiałojć 1986]. Średnia wysokość położenia dziupli wynosiła w Wielkopolsce 12,4 m [Kosiński, Kempa 2007], a w Puszczy Augustowskiej 12,8 m [Zawadzka, Zawadzki 2017]. W bukach we Francji dziuple wykuwane były średnio na wysokości 7 oraz 13 m nad ziemią [Puverel i in. 2019]. Dzięcioły czarne wykuwają dziuple zarówno w drzewach zdrowych, jak i osłabionych oraz martwych. Dominują dziuple w drzewach żywych, jednak często o obniżonej kondycji [Gorman 2011; Zahner i in. 2012; Zawadzka, Zawadzki 2017; Puverel i in. 2019].

Drażnienie dziupli w drzewie zaatakowanym przez zgniliznę wymaga od ptaków mniejszego nakładu energii i trwa krócej. Drewno drzew wybieranych do wykucia dziupli miało obniżoną gęstość na skutek porażenia przez grzyby [Zahner i in. 2012; Puverel i in. 2019]. W Bawarii 94% drzew z dziuplami było zainfekowanych grzybami [Zahner i in. 2012]. Według Gormana [2011] dzięcioł czarny rzadko wykonuje dziuple w martwych drzewach. W Parku Mużakowskim wszystkie dziuple znajdowały się w drzewach żywych, ale 47% z nich miało obniżoną kondycję zdrowotną [Jeleń 2010]. W dotychczas publikowanych badaniach drzewa martwe miały niewielki udział w całkowitej puli drzew z dziuplami dzięcioła czarnego. W lasach liściastych w Transylwanii było to 11% [Erzsébet, Cristea 2014], w południowej Wielkopolsce 7%, a drzewa o obniżonej kondycji stanowiły 21% [Kosiński, Kempa 2007]. W Puszczy Augustowskiej udział drzew martwych wynosił od 6 do 12% [Fiedorowicz 2009; Zawadzka, Zawadzki 2017], a najwyższy był w Lasach Sobiborskich – 26% [Karpieńska 2015]. Z kolei w południowej Norwegii martwych było 8% drzew dziuplastych, jednak według autorów dzięcioł czarny wyraźnie wybierał takie drzewa do wykucia dziupli [Rolstad i in. 2000]. Najnowsze badania w Puszczy Augustowskiej wykazały, że gatunek ten w większym stopniu niż wcześniej uważano preferuje martwe drzewa – w takich właśnie znajdowało się 40% nowo wykuwanych dziupli. Ptaki wykorzystywały do tego kępy starodrzewu lub nawet pojedyncze przestoje na zrębach i uprawach [Zawadzki, Zawadzka 2019]. Z tego względu pozostawianie kęp starodrzewów lub drzew przestojowych na zrębach umożliwia przystępowanie do rozrodu dzięciołom czarnym w młodszych klasach wieku w drzewo-



Ryc. 3.

Średnia (M) oraz najmniejsza (Min) i największa (Max) wysokość [m] umieszczenia otworu wlotowego dziupli dzięcioła czarnego na powierzchniach badawczych w Europie [Wesołowski, Tomiałojć 1986; Dyrz i in. 1991; Błaszczyk 1999; Kosiński, Kempa 2007; Jeleń 2010; Grzębkowski 2015; Zawadzka, Zawadzki 2017; Puverel i in. 2019]

Mean (M) as well as minimum (Min) and maximum (Max) height [m] of cavities of black woodpecker on study areas in Europe

stanach gospodarczych. Środowisko takie, ze względu na obecność martwych, często złamanych drzew oraz luźne zwarcie lub jego brak, imituje drzewostan w fazie rozpadu. Dzięcioła czarne można więc uznać za dobry gatunek wskaźnikowy nie tylko dla obecności drzew o dużych rozmiarach (a więc zazwyczaj starych), ale także martwych drzew stojących.

Ekologia żerowania

Dzięcioł czarny poluje na owady żyjące w drewnie. Żywi się on m.in. mrówkami *Formicidae* (wśród których dominują gmachówki *Camponotus* sp.), we wszystkich stadiach rozwojowych. Poza tym często zjada larwy, poczwarki i imago dużych chrząszczy *Coleoptera*, najczęściej z rodzin: kózkowate *Cerambycidae*, jelonkowate *Lucanidae*, bogatkowate *Buprestidae*, sprężykowate *Elateridae*, kołatkowate *Anthribidae* oraz kornikowate *Scolytidae*. Chwyta także błonkówki z rodzin trzpiennikowatych *Siricidae*, osowatych *Vespidae* oraz pszczołowatych *Apoidea* [Gorman 2011]. Gatunek ten zdobywa pokarm, żerując na ziemi (na pniakach, leżaninie lub w części odziomkowej drzew stojących), a także na strzałach i w koronach drzew. W drzewostanach gospodarczych najczęściej żeruje na ziemi lub w części odziomkowej, w lasach naturalnych (rezerваты, parki narodowe) na większych wysokościach na pniach i gałęziach. Do atrakcyjnych żerowisk gatunku należą drzewostany zamierające i uszkodzone, np. na skutek wiatrołomów lub zalania przez bobry *Castor fiber* [Zmihorski 2010; Mikusiński i in. 2018].

Dzięcioł czarny żeruje w drzewostanach wszystkich klas wieku. Z telemetrycznych badań norweskich wynika, że w lasach gospodarczych ptaki najczęściej zdobywały pożywienie w młodnikach, głównie w pniakach. W starszych drzewostanach korzystały z pokarmu częściej na martwych, połamanych drzewach. Preferencja młodych lasów była związana z występowaniem gmachówek żyjących w pniakach [Rolstad i in. 1998]. Pniaki były też najczęściej wykorzystywane do żerowania w drzewostanach gospodarczych Puszczy Augustowskiej. W Puszczy Białowiejskiej około 60% obserwacji żerujących dzięciołów czarnych pochodziło z martwych lub obumierających drzew stojących o pierśnicy powyżej 20 cm, przy czym zagęszczenie gatunku było znacznie wyższe w rezerwacie ścisłym BPN niż w części gospodarczej puszczy i było dodatnio skorelowane z zagęszczeniem martwych drzew [Walankiewicz i in. 2002]. Z danych tych wynika, że w lasach naturalnych lub półnaturalnych żerowiska dzięcioła czarnego znajdują się w pobliżu drzewa gniazdowego, natomiast na obszarach intensywnie użytkowanych gospodarczo są rozdzielone przestrzennie, gdyż młode drzewostany zasobne w martwe drewno w postaci pniaków mają zbyt cienkie strzały na wykucie w nich dziupli. Może to wpływać na konieczność użytkowania większych areałów w lasach gospodarczych, a w konsekwencji na niższe zagęszczenie niż w lasach naturalnych.

Ze względu na częste żerowanie na ziemi dzięcioł czarny narażony jest na drapieżnictwo. Co prawda żaden drapieżnik nie jest wyspecjalizowany w polowaniu na ten gatunek, jednak dzięcioł pojawia się okazjonalnie wśród ofiar jastrzębia *Accipiter gentilis*, wyjątkowo bielika *Haliaeetus albicilla*, prawdopodobnie też kuny *Martes* sp. i lisa *Vulpes vulpes* [Zawadzka, Zawadzki 1998; Jędrzejewska, Jędrzejewski 2001; Zawadzka i in. 2006]. Głównymi drapieżnikami lęgów dzięcioła czarnego są kuny [Gorman 2011].

Baza pokarmowa dzięcioła czarnego zależy od martwego drewna. Wysokie zagęszczenie tego gatunku wskazuje na dostępność tego zasobu, uznawanego za ważny dla zachowania różnorodności biologicznej w ekosystemach leśnych [Angelstam i in. 2003; Gutowski i in. 2004; Juutinen i in. 2005]. W Dolnej Saksonii wykazano, że dzięcioły, w tym czarny, są dobrą grupą gatunków wskaźnikowych zrównoważonej gospodarki leśnej [Wübbenhorst, Südbek 2001]. Wysokie zagęszczenie ośmiu gatunków dzięciołów (z udziałem czarnego) w lasach Estonii uznano za wskaźnik odpowiedniego zagospodarowania lasów półnaturalnych [Löhmus i in. 2016]. W Europie

w ciągu ostatnich 130 lat odnotowano wzrost zasięgu i liczebności dzięcioła czarnego. Proces ten jest interpretowany jako reakcja gatunku na powiększenie areału lasów (zalesienia), jak i na zjawisko starzenia się istniejących drzewostanów. Obydwa te czynniki wpływają na wzrost dostępności żerowisk oraz miejsc lęgowych [Mikusiński 1995]. Obserwowany w ostatnich dekadach wzrost liczebności i rozprzestrzenienia dzięcioła czarnego w Polsce przynajmniej częściowo jest wynikiem wzrostu lesistości, ale także w coraz większym stopniu efektem prowadzenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych, co skutkuje m.in. wzrostem ilości martwego drewna w lasach gospodarczych oraz zwiększeniem liczby kęp starodrzewów pozostawianych na zrębach.

Wykorzystanie dziupli dzięcioła czarnego przez inne gatunki leśne

Dzięcioł czarny wykorzystuje swoje dziuple do lęgów oraz jako schronienie. W obrębie terytorium użytkuje on na przemian kilka do kilkunastu z nich. Większość osobników wykuwa co roku nowe dziuple, gdyż obniża to ryzyko drapieżnictwa lęgów [Mikusiński 1995; Mikusiński i in. 2018], ale część par wykorzystuje komory z poprzednich lat, co pozwala na wcześniejsze rozpoczęcie rozrodu i wyższy sukces lęgowy [Kosiński, Walczak 2019]. W północnych Niemczech nowe dziuple co roku wykuwało 53% par lęgowych [Christensen 2006]. Pozostałe z poprzednich lat dziuple mogą być wykorzystywane przez inne gatunki zwierząt. Średnica otworu wlotowego dziupli dzięcioła czarnego wynosi około 7-10×11-15 cm, a głębokość i szerokość komory lęgowej odpowiednio 50 i 13-15 cm [Gotzman, Jabłoński 1972]. Ze względu na wymiary drażonych dziupli dzięcioł czarny dostarcza więc miejsc rozrodu oraz schronień dużym ptakom, niektórym ssakom oraz owadom społecznym. Do ptaków wykorzystujących dziuple dzięcioła czarnego do rozrodu należą przede wszystkim duże dziuplaki wtórne: gągoł *Bucephala clangula*, nurogęś *Mergus merganser*, krzyżówka *Anas platyrhynchos*, siniak *Columba oenas*, dudek *Upupa epops*, włochatka *Aegolius funereus*, puszczyk *Strix aluco*, kraska *Coracias garrulus* i kawka *Corvus monedula*. W dziuplach mogą także okazjonalnie gniazdować mniejsze dziuplaki: sóweczka *Glaucidium passerinum*, krętogłów, pleszka *Phoenicurus phoenicurus*, sosnowka *Periparus ater*, bogatka *Parus major* i szpak *Sturnus vulgaris*. Najsilniej uzależnione od dostępności dziupli dzięcioła czarnego są: siniak, włochatka, gągoł i nurogęś oraz lokalnie kawka, którym brakuje alternatywnych naturalnych schronień. Na Pomorzu odnotowano przypadek jednoczesnego gniazdowania dzięcioła czarnego i włochatki w jednym buku z kilkoma dziuplami [Sikora 2004]. Pozostałe gatunki ptaków są zależne od dziupli dzięcioła czarnego w mniejszym stopniu – mogą zajmować mniejsze dziuple lub skrzynki lęgowe. Dziuple dzięcioła czarnego wykorzystują ponadto pilchowate *Gliridae*, wiewiórka *Sciurus vulgaris* oraz nietoperze *Chiroptera* [Gutowski i in. 2004]. Mieszkańcami dziupli dzięcioła czarnego są też społeczne błonkówki: szerszenie *Vespa crabo*, osy *Vespidae* i pszczoły *Apis mellifera* [Fiedorowicz 2009; Karpińska 2015; Requier i in. 2019], a także inne bezkręgowce, szczególnie pająki i chrząszcze [Gutowski i in. 2004, Gorman 2011]. Pomiędzy dziuplakami wtórnymi dochodzi do konkurencji o dziuple przy ich ograniczonej dostępności. Z badań szwedzkich wynika, że ponad 90% dziupli w lasach borealnych jest wykuwanych przez dzięcioły, a pozostałe powstają w efekcie naturalnych procesów rozkładu drewna przez grzyby lub owady [Andersson i in. 2018]. Dziuple wykuwane przez dzięcioły są dostępne dla innych gatunków przez wiele lat. W Puszczy Białowieskiej wykazano, że średnia długość życia dziupli wykuwanych przez dzięcioły w drzewach iglastych wynosi 10 lat, a w liściastych 6-7 lat [Wesołowski 2011].

Podsumowanie

Wśród dzięciołów żyjących w lasach borealnych i semiborealnych za najlepsze gatunki wskaźnikowe w odniesieniu do różnorodności biologicznej oraz jakości gospodarki leśnej uznawane są dzięcioł trójpalczasty, białogrzbiety oraz dzięciołek [Roberge, Angelstam 2006; Löhmus i in. 2010].

Dwa pierwsze gatunki, ze względu na silnie ograniczony, wyspowy areal występowania w Polsce, mają niewielkie zastosowanie jako wskaźniki ekologiczne. Brak tych gatunków na dużych obszarach polskich lasów spowodowany jest głównie czynnikami geograficznymi i historycznymi, strukturą wiekową i gatunkową lasów w kraju, a nie obecnie prowadzoną gospodarką leśną. Z kolei dzięciołek jest gatunkiem niezbyt liczny, trudno wykrywalny, omijającym dominujące w Polsce lasy iglaste, co ogranicza możliwość wykorzystania go jako taksonu wskaźnikowego. Dzięcioł czarny, chociaż jest znacznie mniej wyspecjalizowanym gatunkiem, występuje na terenie całego kraju, osiągając zróżnicowane zagęszczenie. Ponadto jest łatwo wykrywalny i stosunkowo prosty do inwentaryzacji nie tylko przez ornitologów, ale także przez leśników [Keller 2006; Kosiński, Sikora 2015]. Relatywnie szybko reaguje wzrostem liczebności na pozytywną zmianę struktury lasu i poprawę warunków środowiskowych (np. pozostawianie kęp starodrzewu na zrębach). Wysokie zagęszczenie tego dzięcioła wskazuje lasy o wysokiej różnorodności biologicznej, zróżnicowane strukturalnie, charakteryzujące się obecnością martwych i zamierających drzew dużych rozmiarów oraz dużą miąższością martwego drewna w różnych stopniach rozkładu. W warunkach Polski dzięcioła czarnego można uznać za najbardziej reprezentatywny gatunek wskaźnikowy leśnej różnorodności biologicznej oraz naturalności lasów [Keller 2006].

Wykorzystanie dziupli dzięcioła czarnego jako schronień i miejsc rozrodu przez inne gatunki z różnych grup systematycznych jest powodem uznania go za tzw. gatunek zwornikowy w ekosystemach leśnych [Mikusiński 1995; Kosiński i in. 2010; Gorman 2011; Mikusiński i in. 2018]. Poprzez silną zależność dużych dziuplaków wtórnych od dostępności jego dziupli, a także innych gatunków ptaków związanych ze starymi drzewami dużych rozmiarów dzięcioł czarny może pełnić funkcję wskaźnika różnorodności biologicznej awifauny leśnej [Mikusiński i in. 2001; Keller 2006] oraz służyć za gatunek parasolowy dla innych organizmów (nie tylko ptaków) związanych ze starymi, zamierającymi drzewami. Uwzględnianie występowania dzięcioła czarnego w planowanych działaniach gospodarczych, ochrona drzew dziuplastych i ich otoczenia (np. w postaci kęp ekologicznych) zapewnią będzie skuteczną ochronę siedlisk lęgowych dzięcioła (fragmenty starodrzewu) oraz licznej grupy gatunków współwystępujących (organizmy saproksyliczne, owady społeczne, grzyby, porosty, dziuplaki wtórne) związanych z jego siedliskiem. Ochrona dzięcioła czarnego jako gatunku parasolowego może zapewnić ochronę licznych współwystępujących gatunków, bez potrzeby inicjowania działań i ponoszenia kosztów ukierunkowanych na poszczególne taksony.

W ochronie przyrody dzięcioł czarny może być wykorzystywany jako gatunek parasolowy dla różnych organizmów (nie tylko ptaków) o mniejszych wymaganiach przestrzennych związanych ze starymi, zamierającymi i martwymi dużymi drzewami. Duże rozpowszechnienie we wszystkich typach lasów Europy, wysoka wykrywalność gatunku oraz łatwość rozpoznawania to cechy zalecane dla taksonów wskaźnikowych [Zawadzka, Zawadzki 2006]. Z powyższych powodów dzięcioł czarny zasługuje na szczególną uwagę w planowanych programach monitoringu stanu lasów i środowiska, jako gatunek dobrze oddający zagęszczeniem stopień wielofunkcyjności, naturalności gospodarki leśnej i różnorodności ekosystemów leśnych.

Podziękowanie

Składam serdeczne podziękowania prof. dr. hab. Bogdanowi Brzezieckiemu i dr. hab. Markowi Sławskiemu za cenne uwagi do wcześniejszych wersji maszynopisu.

Literatura

Andersson J., Domingo Gómez E., Michon S., Roberge J. M. 2018. Tree cavities densities and characteristics in managed and unmanaged Swedish boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Researches* 3: 1-12.

- Angelstam P., Butler R., Lazdinis M., Mikusiński G., Roberge J. M. 2003. Habitat threshold for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40 (6): 473-482.
- Angelstam P., Mikusiński G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Annales Zoologici Fennici* 31 (1): 157-172
- Angelstam P., Roberge J.-M., Löhms A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönz-Breuss M., Edenius L., Kosiński Z., Kurlavicius P., Larmanis V., Lukins M., Mikusiński G., Racinskis E., Strazds M., Tryjanowski P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51: 427-453.
- Basile M., Balestrieri R., de Groot M., Flajšman K., Posillico M. 2016. Conservation of birds as a function of forestry. *Italian Journal of Agronomy* 11: 42-48.
- Bernadzki E. 1993. Zwiększanie różnorodności biologicznej przez zabiegi hodowlane. *Sylvan* 137 (3): 29-36.
- Bernadzki E. 2000. Półnaturalna hodowla lasu. Biblioteczka Leśniczego 129. SITLiD. DGLP. Wydawnictwo Świat, Warszawa.
- Bernadzki E. 2003. Struktura wieku i zagrożenie zgnilizną drewna starych drzewostanów sosnowych. *Sylvan* 147 (5): 3-12. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2003955>.
- Brzeziecki B. 2008. Podejście ekosystemowe i półnaturalna hodowla lasu (w kontekście zasady wielofunkcyjności lasu). *Studia i Materiały CEPL* 19: 41-54.
- Brzeziecki B. 2013. Ochrona różnorodności biologicznej w lasach, ze szczególnym uwzględnieniem ochrony ścisłej. W: Grzywacz A. [red.]. Leśnictwo wielofunkcyjne współczesną formą ochrony przyrody. Zjazd PTL, Wałecz. 95-107.
- Brzeziecki B., Drozdowski S., Bielak K., Buraczyk W., Gawron L. 2013. Kształtowanie zróżnicowanej struktury drzewostanów w warunkach nizinnych. *Sylvan* 157 (8): 597-606. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2013051>.
- Błaszczak K. 1999. Rozmieszczenie, liczebność oraz wybiórczość środowiskowa włośchatki *Aegolius funereus* w Puszczy Darżlubskiej i Lasach Lęborskich. Praca magisterska. Katedra Zoologii Leśnej i Łowiectwa SGGW, Warszawa.
- Bocca M., Carisio L., Rolando A. 2007. Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95: 17-29.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2015. Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008-2012. *Ornis Polonica* 56 (3): 149-189.
- Christensen H. 2006. Warum bauen Schwarzspechte (*Dryocopus martius*) neue Bruthöhlen? – Ergebnisse aus dem deutsch-dänischen Grenzgebiet. *Corax* 20: 120-128.
- Ciach M., Kosiński Z. 2013. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius*. W: Zawadzka D., Ciach M., Figarski T., Kajtoch Ł., Rejt Ł. [red.]. Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. GDOŚ, Warszawa. 71-79.
- De Rosa D., Andriuzzi W. S., Di Febbraro M. 2016. Breeding habitat selection of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* L. in Mediterranean forests. *Avocetta* 40: 63-69.
- Drever M. C., Aitken K. E. H., Norris A. R., Martin K. 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation* 141 (3): 624-634.
- Dyrcz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. 1991. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław.
- Erzsébet D., Cristea V. 2014. Effects of manager forest structure of woodpeckers (Picidae) in the Niray valley (Romania): woodpecker population in managed forests. *North-Western Journal of Zoology* 10 (1): 110-117.
- Fiedorowicz K. 2009. Charakterystyka dziupli dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* i ich wykorzystanie przez inne zwierzęta. Praca magisterska. Katedra Ochrony Lasu i Ekologii SGGW, Warszawa.
- Garmendia A., Cárcamo S., Schwendtner D. 2006. Forest management considerations for conservation of black woodpeckers *Dryocopus martius* and white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* population in Quinto Real (Spanish western Pyrenees). *Biodiversity and Conservation* 15: 1399-1415.
- Glutz von Blotzheim U. N., Bauer K. 1980. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Aula, Wiesbaden.
- Gorman G. 2004. Woodpeckers of Europe. D & N Publishing Lambourn Woodlands, Hungerford, Berkshire.
- Gorman G. 2011. The black woodpecker. Lynx Edition, Barcelona.
- Gotzmann J., Jabłoński B. 1972. Gniazda naszych ptaków. PZWS, Warszawa.
- Gregory R. D., Noble D., Field J., Marchant J., Raven M., Gibbons D. W. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12-13: 11-24.
- Grzębkowski M. 2015. Liczebność, rozmieszczenie i preferencje siedliskowe siniaka *Columba oenas* w warunkach lasów gospodarczych na przykładzie Lasów Sobiborskich. Praca magisterska. Samodzielny Zakład Zoologii Leśnej i Łowiectwa SGGW, Warszawa.
- Gutowski J. M., Bobiec A., Pawlaczek P., Zub K. 2004. Drugie życie drzewa. WWF Polska, Warszawa – Hajnówka.
- Instrukcja ochrony lasu. 2012. CILP, Warszawa.
- Jeleń J. 2010. Zagęszczenie oraz charakterystyka miejsc lęgowych dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* i siniaka *Columba oenas* w Parku Mużakowskim (woj. lubuskie). *Przegląd Przyrodniczy* 21 (1): 65-75.

- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. PWN, Warszawa.
- Johnsson K., Nilsson S. G., Tjernerberg M. 1993. Characteristics and utilization of old Black Woodpecker holes by hole nesting species. *Ibis* 135: 410-416.
- Juutinen A., Mönkkönen M., Sippola A. L. 2005. Cost-efficiency of decaying wood as a surrogate for overall species richness in boreal forest. *Conservation Biology* 20 (1): 74-84.
- Kajtoch Ł., Figarski T., Pełka J. 2013. The role of forest structural elements in determining the occurrence of two specialist woodpecker species in the Carpathians, Poland. *Ornis Fennica* 89: 23-40.
- Karimi S., Moradi H. V., Bezaei H. R., Brambilla M., Ghadimi M. 2018. Fine scale habitat use by black woodpecker *Dryocopus martius*: a year-round study in the Hyrcanian forest, Iran. *North-Western Journal of Zoology* 55: 519-533.
- Karpińska O. 2015. Liczebność, preferencje siedliskowe oraz znaczenie dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* w Lasach Sobiborskich. Praca magisterska. Samodzielny Zakład Zoologii Leśnej i Łowiectwa SGGW, Warszawa.
- Keller M. 2006. Cele, metody i efekty inwentaryzacji ptaków – głos w dyskusji. *Studia i Materiały CEPL* 16: 380-385.
- Kosiński Z., Bilińska E., Dereziński J., Jeleń J., Kempa M. 2010. Dzieciol czarny *Dryocopus martius* i buk *Fagus sylvatica* gatunkami zwornikowymi dla siniaka *Columba oenas* w zachodniej Polsce. *Ornis Polonica* 51 (1): 1-13.
- Kosiński Z., Kempa M. 2007. Density, distribution and nest-sites selection of woodpeckers Picidae, in a managed forest of western Poland. *Polish Journal of Ecology* 55 (3): 519-533.
- Kosiński Z., Sikora A. 2015. Dzieciol czarny *Dryocopus martius*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z., Chodkiewicz T. [red.] *Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik Metodyczny*. GIOŚ, Warszawa. 491-498.
- Kosiński Z., Walczak Ł. 2019. Does cavity reuse affect timing of reproduction and fledgling success in the black woodpecker? *Journal of Ornithology* 160: 79-89.
- Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.
- Lõhmus A., Kinks R., Soon M. 2010. The importance of dead-wood supply for woodpeckers in Estonia. *Baltic Forestry* 16: 76-86.
- Lõhmus A., Nellis R., Pullerits M., Leivits M. 2016. The potential for long-term sustainability in seminatural forestry: A broad perspective based on woodpeckers populations. *Environmental Managements* 57: 558-571.
- Mikusiński G. 1995. Population trends in black woodpecker in relation to changes and characteristics of European forest. *Ecography* 18: 363-369.
- Mikusiński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest birds diversity. *Conservation Biology* 15: 208-217.
- Mikusiński G., Roberge J. M., Fuller R. J. 2018. Ecology and conservation of forest bird. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pakkala T., Tiainen J., Piha M., Kouki J. 2018. Nest tree characteristics of the old-growth specialist three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. *Ornis Fennica* 95: 89-102.
- Pirovano A. R., Zecca G. 2014. Black Woodpecker *Dryocopus martius* habitat selection in the Italian Alps: implications for conservation in Natura 2000 Network. *Bird Conservation International* 24 (3): 299-315.
- Puverel C., Abourachid A., Böhmer C., Leban J. M., Svoboda M., Paillet Y. 2019. This is my spot: What are the characteristics of the trees excavated by the Black Woodpecker? A case study in two managed French forests. *Forest Ecology and Management* 453: 117621.
- Requier F., Paillet Y., Laroche F., Rutschmann B., Zhang J., Lombardi F., Svoboda M., Steffan-Dewenter I. 2019. Contribution of European forest to safeguard wild honeybee populations. *Conservation Letters* e12693. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12693>.
- Roberge J. M., Angelstam P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology* 18 (1). DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00540.x>.
- Roberge J. M., Angelstam P. 2006. Indicator species among resident forest birds – A cross regional evaluation in Northern Europe. *Biological Conservation* 130 (1): 134-147.
- Rolstad J., Majewski P., Rolstad E. 1998. Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a manager Scandinavian forest. *Journal of Wildlife Management* 62 (1): 11-23.
- Rolstad J., Rolstad E., Saeteten O. 2000. Black woodpecker nest sites: characteristics, selection and reproductive success. *Journal of Wildlife Management* 64 (4): 1053-1066.
- Rykowski K. 2008. Ekologiczne i ekonomiczne aspekty podejścia ekosystemowego (EA) oraz trwałego zagospodarowania lasów (SFM) na przykładzie Nadleśnictwa Tuszyna (RDLP Krosno). CIPL, Warszawa.
- Rykowski K. 2012. Huragan w lasach. Klęska czy zakłócenie rozwoju? IBL, Warszawa.
- Sikora A. 2004. Przypadek wyjątkowej tolerancji sąsiedzkiej włośчатки *Aegolius funereus* i dzięcioła czarnego *Dryocopus martius* na Pomorzu Gdańskim. *Notatki Ornitologiczne* 45: 61-63.
- Tjernerberg M., Johnsson K., Nilsson S. G. 1993. Density variation and breeding success of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in relation to forest fragmentation. *Ornis Fennica* 70: 155-192.
- Uliczka H., Angelstam P. 2000. Assessing conservation values of forest stands based on specialized lichens and birds. *Biological Conservation* 95 (3): 343-351.

- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach. 1991. Dz. U. z 2020, poz. 6, 148.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Mitrus C., Bida E. 2002. Znaczenie martwych drzew dla zespołu dzięciołów w lasach liściastych Puszczy Białowieskiej. *Notatki Ornitologiczne* 43 (2): 61-72.
- Wesołowski T. 2011. 'Lifespan' of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: A thirty year study. *Forest Ecology and Management* 262: 1846-1852.
- Wesołowski T., Tomiałojć L. 1986. The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primeval forest – preliminary data. *Acta Ornithologica* 23: 303-316.
- Wübbenhorst J., Südbeck P. 2001. Woodpeckers as indicator for Sustainable Forestry? Technical Report. Demonstration of methods to monitor sustainable forestry EU/LIFE project 1998-2001 (LIFE98ENV/S/000478).
- Zasady hodowli lasu. 2012. CILP, Warszawa
- Zahner V., Sikora I., Pasinelli G. 2012. Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the Black Woodpecker. *Forest Ecology and Management* 271: 98-103.
- Zawadzka D. 2018. Dziuple w ekosystemach leśnych: formowanie, rozmieszczenie, znaczenie ekologiczne i wskazania ochronne. *Sylwan* 162 (6): 509-520. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2018030>.
- Zawadzka D., Drozdowski S., Zawadzki G., Zawadzki J. 2016. The availability of cavity trees along an age gradient in fresh pine forest. *Silva Fennica* 50 article 3 id 1441.13p. DOI: <http://dx.doi.org/10.14214/sf.1441>.
- Zawadzka D., Drozdowski S., Zawadzki G., Zawadzki J., Mikitiuk A. 2018. Importance of the old forest tree stands for bird diversity in managed pine forests – a case study from Augustów Forest (NE Poland). *Polish Journal of Ecology* 66: 162-181.
- Zawadzka D., Zawadzki J. 1998. The Goshawk *Accipiter gentilis* in Wigry National Park (NE Poland) – numbers, breeding results, diet composition and prey selection. *Acta Ornithologica* 33: 181-190.
- Zawadzka D., Zawadzki J. 2006. Ptaki jako gatunki wskaźnikowe różnorodności biologicznej i stopnia naturalności lasów. *Studia i Materiały CEPL* 14: 249-262.
- Zawadzka D., Zawadzki G. 2017. Charakterystyka drzew gniazdowych dzięcioła czarnego w Puszczy Augustowskiej. *Sylwan* 161 (12): 1002-1009. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2017104>.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Sudnik W. 2006. Rozwój populacji, wymagania środowiskowe i ekologia żerowania bielika *Haliaeetus albicilla* w Puszczy Augustowskiej. *Notatki Ornitologiczne* 47 (4): 217-229.
- Zawadzki G., Zawadzka D. 2019. Does the forest management affect the choice of nesting trees by the black woodpecker? Abstracts of the 8th International Woodpecker Conference: Conservation & Ecology of Woodpeckers. 16-20.03.2019, Białowieża. 54-55.
- Żmihorski M. 2010. The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. *Biodiversity and Conservation* 19: 1871-1882.

Nesting-tree preferences of the black woodpecker—the biggest cavity excavator in a conifer-dominated forests in Poland

Grzegorz Zawadzki 

Department of Forest Protection, Institute of Forest Sciences, Warsaw University of Life Sciences, Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, Poland

Corresponding author: Grzegorz Zawadzki (email: grzegorz_zawadzki@sggw.edu.pl)

Abstract

The black woodpecker *Dryocopus martius* is an ecologically disproportionately important forest species owing to its abundance. Its large cavities provide breeding sites and shelter for many species—large birds, mammals, and social insects. I evaluated the nest tree preferences of black woodpeckers in the Augustów Forest, northeast Poland. Approximately 400 black woodpecker cavities were observed. The Scots pine, *Pinus sylvestris*, was the most commonly selected tree species, accounting for 90%. The cavity trees were 55–225 years old. All trees younger than 90 years were broadleaved tree species. The trees used to excavate the cavities had a larger diameter at the breast height (DBH) than the average of the stand. The trees selected by black woodpeckers were significantly shorter than the average height of the stands. Over 60% of the cavities were excavated 10–16 m above ground level. I found that the DBH and the first branch height were critical factors affecting the cavity entrance height. In pine-dominated forests, black woodpeckers preferred dead trees. Approximately 44% of new cavities were excavated from dead trees. Leaving dead or dying large trees in commercial forests benefits black woodpeckers and large secondary cavity nesters that depend on it and promotes biodiversity conservation. Birds excavate new cavities at a high rate yearly, in contrast with beech-dominated forests.

Key words: cavity trees preference, *Dryocopus martius*, pine, tree condition, habitat requirements

Introduction

One key factor affecting bird population density is nesting site availability. Identifying detailed requirements for breeding sites provides a foundation for adequate species protection (Mikusiński et al. 2018). The ecological importance of woodpeckers is related to their excavated cavities, which many organisms use (Martin et al. 2004; Zawadzka 2018). Most woodpecker species depend on the availability of dead wood and weakened and decaying trees (Virkkala 2006). Moreover, the complex symbiosis between cavity excavators and fungal communities has implications for forest ecology, wildlife management, and biodiversity conservation (Jussino et al. 2016). Because woodpeckers are highly susceptible to habitat changes, especially the availability of dead wood, they are good biodiversity indicators in changing forest habitats (Basile et al. 2022). Therefore, this bird family is often considered a priority species for conservation in forest ecosystems (Pakkala et al. 2014; Robles and Pasinelli 2014).

The black woodpecker *Dryocopus martius* is the biggest European cavity excavator, an example of a forest species that is disproportionately ecologically important in its abundance (Cramp 1985; Kuczyński and Chylarecki 2012). The large cavities this bird excavates provide shelters and nesting sites

for many animal species. Among the numerous bird species that use large cavities, the stock dove *Columba oenas* and boreal owl *Aegolius funereus* strictly depend on the black woodpecker (Kosiński et al. 2010; Brambilla et al. 2013). Some mammals and social insects also use black woodpecker cavities (Johnsson et al. 1993; Gorman 2011).

As a forest taxon, the black woodpecker is a target species in the conservation of forest birds (Basile et al. 2016). It can also be helpful as a biodiversity indicator in forest ecosystems (Mikusiński et al. 2001). Nevertheless, the black woodpecker is considered a habitat generalist. However, it has significant requirements regarding the diameter of nest trees (Gorman 2011). In practice, a mature forest is required to excavate cavities. As a species found in protected and commercial forests, it can be used as a quality indicator of forest management (Zawadzki 2020). Despite an overall growing trend in the population across Europe, declines in abundance have been observed in areas with intensive forest management (Mikusiński 1995; Gorman 2011).

Black woodpeckers have been documented to excavate cavities in more than 50 tree species (Gorman 2011). The preferred nesting tree species differ greatly depending on the geographical location and local forest conditions (Rolstad et

al. 2000; Gorman 2011; Zahner et al. 2012; Puverel et al. 2019; Zawadzki 2020). The results of previous studies indicate that black woodpeckers most often choose to excavate cavities in trees that are alive and weakened by fungi or insects (Gorman 2011; Zahner et al. 2012; Zawadzka and Zawadzki 2017; Puverel et al. 2019). However, cavities are also found in entirely healthy trees (Kosiński and Kempa 2007). Black woodpeckers require large trees. The diameter at breast height (DBH) of cavity trees is often >38 cm (Blume 1994; Gorman 2011). The age of the stands may indicate the suitability of the environment for nesting black woodpeckers. Older stands have sufficient trees to excavate the cavity and provide the opportunity to choose optimal nesting locations. However, with the predominance of younger and middle-aged stands, there may be a lack of suitable nesting sites, and birds may have a limited ability to choose trees suitable for cavity location. Understanding the detailed requirements of woodpeckers for nest trees is essential for effectively protecting this keystone species, especially in commercial forests. Forest management strongly affects the habitat conditions of these birds and those of co-occurring cavity-dependent species.

In one of the largest forest complexes in Poland, the Augustów Forest, preliminary studies have been conducted on the overall resources of existing cavities (Zawadzka and Zawadzki 2017). Inference from data on old nest sites is loaded with the influence of the history between the selection of the nest site and the moment the cavity was found and described. Black woodpecker cavities can function for over 10 years (Wesołowski 2011). Observations have indicated the possibility of tree dieback in the interim, such as due to forestry treatments and natural disturbances. A detailed analysis of choice and preference for an environment becomes possible only by finding newly selected nest sites. Hence, the need for the collection of entirely new data is addressed in this study. The results presented in this study refer only to nesting trees at a specific time of their use by birds and not to the overall reservoir of existing cavities, as in previous studies in the same study area (Zawadzka and Zawadzki 2017).

This study aimed to identify the detailed habitat requirements for nesting trees in an extensive forest complex in Poland. I hypothesized that:

- (i) The black woodpecker prefers weakened but still alive trees, which allows for easier excavation of cavities in trees that will stay for a few years instead of dead trees that more quickly overturn. The use of dead trees does not exceed their share in the forest – 5%–10%.
- (ii) The height of the cavity excavating will depend on the thickness of the tree. The larger the breast height diameter, the higher it is possible to fit the cavity in the tree trunk.
- (iii) The chosen tree species changes along the age gradient of the stand: in younger stands, tree diameter seems to be the critical selection parameter, conditioning the possibility of excavation, while in older stands, with a greater number of convenient nesting trees, parameters other than diameter become more important.

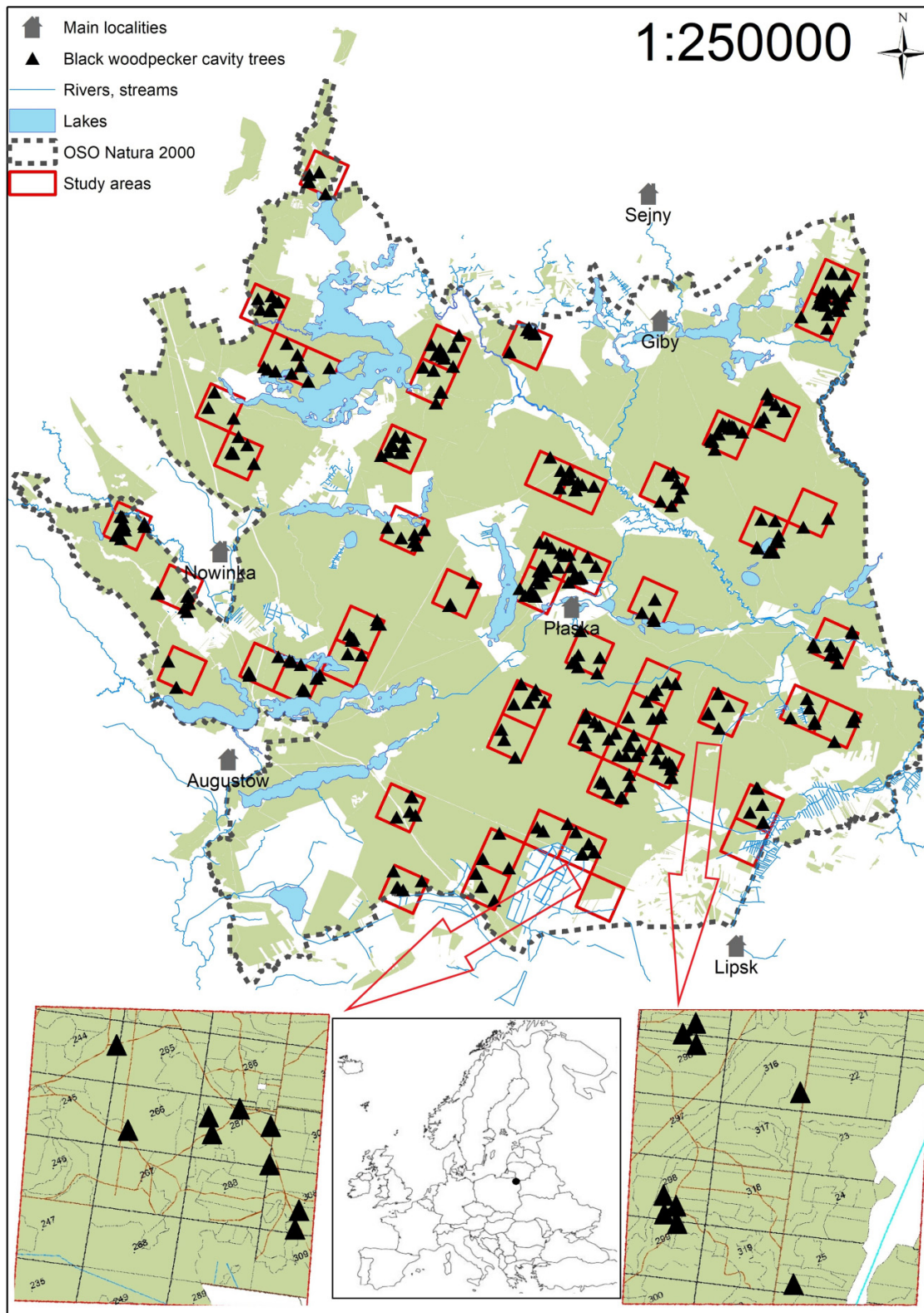
Study area

The Polish part of the Augustów Forest is in the country's northeast (at 23°15'E, 53°54'N), extending over 1400 km². The area is relatively flat, with elevations between 135 and 190 m a.s.l. The climate is rather cold, with a mean annual temperature of 6.5 °C. The forest cover is approximately 90%, whereas lakes account for 6% of the area. The tree stands are dominated by Scots pine *Pinus sylvestris* (78%), Norway spruce *Picea abies* (8%), black alder *Alnus glutinosa* (9%), silver birch *Betula verrucosa* (5%), and pedunculate oak *Quercus robur* (1%). A large part of the area is covered by single-generation forests, with trees of similar age formed by one dominant tree species with admixtures of several others. The average age of tree stands is 65 years, and stands older than 100 years account for approximately 15% of the overall forest area (BDL 2022). Pine trees can reach heights of up to 33 m. Among the forest site types, mesic pine forests accounted for almost 40% of the area, while a further 27% came from mesic mixed/coniferous forests. Approximately 7% of the forest area is wet forest. Augustów Forest is included within Europe's *Natura 2000* network as the Special Protection Area for Birds PLB200002 (Puszcza Augustowska), and the black woodpecker is an object of protection in this area. Most of the area comprises commercial stands managed by six forest districts of Poland's State Forests National Forest Holdings. Lake Wigry National Park covers an area of 150 km² and is located in the northwestern part of the Augustów Forest (Sokołowski 2010; Zawadzki et al. 2020).

Methods

The study was conducted between 2018 and 2021 in the Augustów Forest. The area of the entire forest complex is covered by a grid of 400 2 × 2 km squares (Kuczyński and Chyłański 2012). The research on the nesting ecology of black woodpeckers was conducted on 54 squares covering approximately 20% of the forest area representative of the whole Augustów Forest, drawn using ArcMap (Fig. 1). Approximately 70–80 days each year were spent on fieldwork. At the beginning of each breeding period, woodpecker territories were detected and mapped in the study plots using audio stimulation of territorial voices and drumming. Next, black woodpecker cavity trees were searched for using the known distribution of territorial birds and guided by bird activity. The goal was to analyze environmental conditions and nesting preferences for cavity trees at the time of their use, unaffected by natural factors or forest management. Only newly excavated and occupied old cavities from 2018 to 2021 were recorded. This approach made it possible to precisely determine the parameters of the tree (e.g., health status) at the time of cavity excavation. First, stands over 100 years old were searched. Next, stands 70–100 years old were explored. Finally, younger stands containing trees sufficiently large to excavate a black woodpecker cavity were examined. Over the entire study period, approximately 400 occupied black woodpecker cavity trees and 600 old, unused trees with cavities were located. Some cavity trees were cut before the measurements were made and thus were not included in the analyses.

Fig. 1. The distribution of sample plots with cavity trees of the black woodpecker in the Augustow Forest. Figure was created using ArcMap version 10.8.2 and assembled from the following data sources: Forest Data Bank (<https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy-en>).



Data on the following features of cavity trees were collected in field: tree species, health status (live—in good condition with no signs of weakening; dead—dead trees with no leaves

or buds), tree age (precise age of tree stand used in Polish State Forests, provided by the Forest Data Bank (BDL 2022)), cavity entrance height above ground, tree height, height to

Table 1. The black woodpecker's nest tree attributes.

	Min	Max	Mean	SD	Median	Unit
Tree age	55.0	225	134	29.5	137	Years
DBH	28.0	71.0	49.9	7.3	49.0	cm
Tree height	10.0	34.0	28.6	4.8	30.0	m
Cavity height	4.5	20.0	12.4	2.7	12.5	m
Branch height	5.0	24.0	14.7	3.6	15.0	m
N of entrances	1.0	6.0	1.4	0.83	1.0	

Note: DBH, diameter at breast height; SD, Standard deviation.

the lowest branch, DBH, cavity entrance exposure (for each cavity in the tree), tree inclination (vertical or inclined), and the presence of fungi (carpophore on tree stem) or insect feeders. Relative cavity height was calculated as the cavity height divided by the total tree height. Categorical variables included tree species, health status, tree inclination, and the presence of fungi. The remaining variables were considered continuous. All height measurements were performed using application height (Bijak and Sarzyński 2015). DBH was measured using a caliper.

Average DBH, age, height of the surrounding stands, and data about the average share of standing dead trees for 20-year age classes of forest were obtained from the Forest Data Bank (BDL 2022). The Forest Data Bank is an official government portal with available online data describing the forests of Polish State Forests from the government database. The data from the Forest Data Bank come from assessments carried out every 10 years in individual forest districts during forest management planning.

Statistical analysis

At the beginning of the analyses, the correlations between variables were checked. The threshold for removing variables from the analyses was set at $R > 0.7$. The results indicated that no correlations warranted the rejection of variables due to too high collinearity (Zuur et al. 2010). The highest correlation coefficient obtained for the two analyzed variables was 0.536.

The χ^2 test (χ^2) was used to compare the distribution of nesting tree species and the proportion of tree species in the nesting stands. Data for the stand with cavity trees were used, and in a few cases, data for the remaining uncut part of the stand were used. Cavities without data for surrounding stands were excluded. The same method was used to compare the share of dead and live trees with cavities and the percentage of dead and live trees in nesting stands taken from the Forest Data Bank. This analysis was done to test preferences over the status of the tree formulated in the first hypothesis. The Kruskal–Wallis (KW) test was used to analyze the differences between cavity tree parameters in different tree species. Post hoc pairwise comparisons were performed using Dunn's test with Bonferroni correction to analyze statistically significant differences. Plots were constructed using the ggpubr package (Kassambara 2020) in the R software. A Rayleigh test of uniformity was performed to determine the cavity orientation. Statistical analyses involving these vari-

ables and parameters were performed using R (version 4.0.3) statistical software (R Core Team 2020).

A generalized linear model (GLM) was used to indicate the most critical factors affecting the properties of cavity excavation height to verify the second hypothesis. Another GLM was used to find parameters shaping dependences between the nesting tree species, nesting tree age, and DBH of the nesting tree to verify the third hypothesis. I attempted to identify factors influencing the excavation of more than one cavity in a single tree. A gamma error distribution with an identity link was used for cavity height, tree age, and DBH because the variables had positive continuous values. A priori Fisher's test and post hoc t test were used to check the statistical significance of analyzed parameters. A Poisson error distribution with a log link was used for the number of cavities in the tree. An a priori Rao test and a post hoc z -test were conducted in this case. Continuous variables (DBH, tree age, tree height, first branch height, and number of cavities) and categorical variables (tree species, health status, tree inclination, and presence of fungi) were used in the analyses. A GLM with gamma error distribution and an identity link was used to compare the distributions of the black woodpecker's nesting trees and the surrounding stands. The lme4 (Bates et al. 2015) library in R was used to construct the GLM. The intercept used in the tables for comparing nesting trees refers to pine.

Results

Tree species and tree age

Three hundred and sixty-seven black woodpecker cavities were found during a field study from 2018 to 2021 (Fig. 1). Most of the cavities (90%) were newly excavated. Reuse of old cavities was rare and involved only 10% of the cases. Most of the reused cavities were 2 years old (67%), completed by 3 years old (25%), and older excavations (8%). The analyzed cavities were in 334 trees, with one to six cavities in one tree. In most trees (267), only one cavity was excavated. In contrast, in 67 trees, more than one cavity was excavated (Table 1). During the 4 years of the study period, most trees (80%) were used by black woodpeckers for breeding only once. A few nesting trees were used more than once, whereas black woodpeckers used a single tree for a maximum of three seasons (three cavities were excavated in subsequent years). All cavities were excavated on the main trunk of the tree.

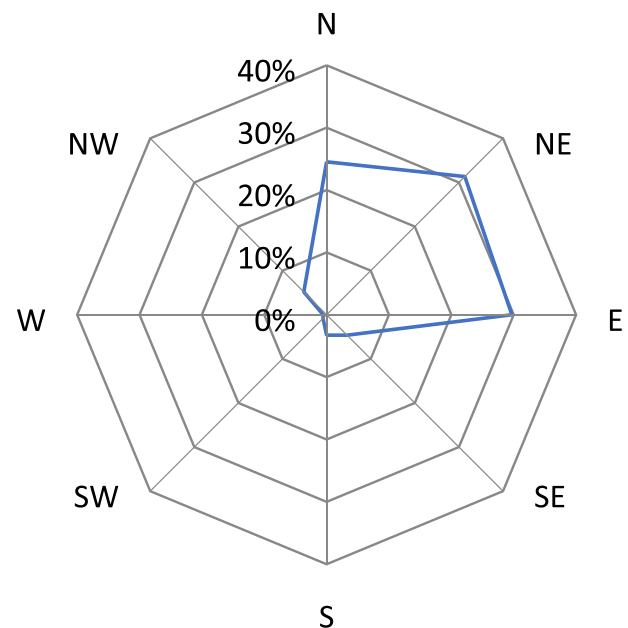
Pine was the most frequently selected tree species, with a share of 90%; other species included alder (3.8%), aspen *Populus tremula* (3.5%), and birch (2.2%). The proportions of tree species (74% pine, 8% alder, 5% birch, and 0.1% aspen) in the stands in the study area were not significantly different ($\chi^2 = 2$, $df = 9$, $p = 0.213$). One cavity was found in spruce, linden *Tilia cordata*, and maple *Acer platanoides*; the other cavity was anecdotally excavated in an electric pole (made of pine wood) placed in the forest. These cases were excluded from further analysis.

The trees chosen by the black woodpeckers ranged in age from 55 to 225 years, with an average age of 134 years (Table 1). Most of the nest trees were between 120 and 160 years old. Only 12% of the trees were younger than 100 years. Black woodpeckers used pines aged 91–225 years for excavating cavities. All trees less than 90 years of age represented broadleaved tree species.

The DBH of the black woodpecker nesting trees ranged from 28 to 71 cm, with an average of 49.9 cm (Table 1). Trees used by black woodpeckers for excavating cavities have larger DBH than the average DBH of nesting stands (49.9 cm vs. 42.2 cm, $n = 330$, $df = 659$, $F = 226.55$, $p < 0.001$). Tree height was between 10 and 34 m, but only snags were less than 19 m. Full-sized trees were at least 20 m high, averaging 28.6 m (Table 1). Comparing only full-height trees showed that black woodpecker trees were not lower than average in the stand ($n = 270$, $df = 539$, $F = 2.145$, $p = 0.146$). Thirty-five new cavities were excavated in trees broken at a former cavity location. Over 80% of the nesting trees were 27–33 m in height. Trees used by black woodpeckers were significantly lower than the average height of stands (28.6 m vs. 29.9 m, $n = 330$, $df = 658$, $F = 156.72$, $p < 0.001$). The lowest cavity had an entrance at a height of 4.5 m (Table 1). More than 60% of the cavities were excavated 10–16 m above ground level. The average height of the first branch of the tree was 14.7 m (Table 1), with the most common height being 11–17 m.

Black woodpeckers excavated 44% of the new cavities in dead trees and 56% in living trees. Dead trees were preferred for cavity excavating. The share of dead trees among nesting trees was higher than those in nesting stands ($\chi^2 = 17.845$, $df = 5$, $p = 0.003$). Twenty-three percent of nesting trees (mainly live trees) had visible perennial fungi on their trunks. Broken trees (snags) constituted approximately 20% of the nesting trees that had broken in the place of an older black woodpecker's cavity. Snags, dead trees, and live trees with cavities were observed in all four tree species used by black woodpeckers for excavating. In the trees broken in the place of previous cavities, woodpeckers excavated a new one; in one case, there were as many as three cavities in the following years. Most cavity trees were vertical; however, 21% of the analyzed trees were inclined. The cavity entrance orientation followed the direction of inclination. The preferred cavity entrance orientations were northeast—31% (NE), east—30% (E), and north—25% (N). Other directions were avoided (Fig. 2). The results of the Rayleigh uniformity test showed a clustered distribution of the analyzed cavities ($R = 0.714$, $p < 0.001$).

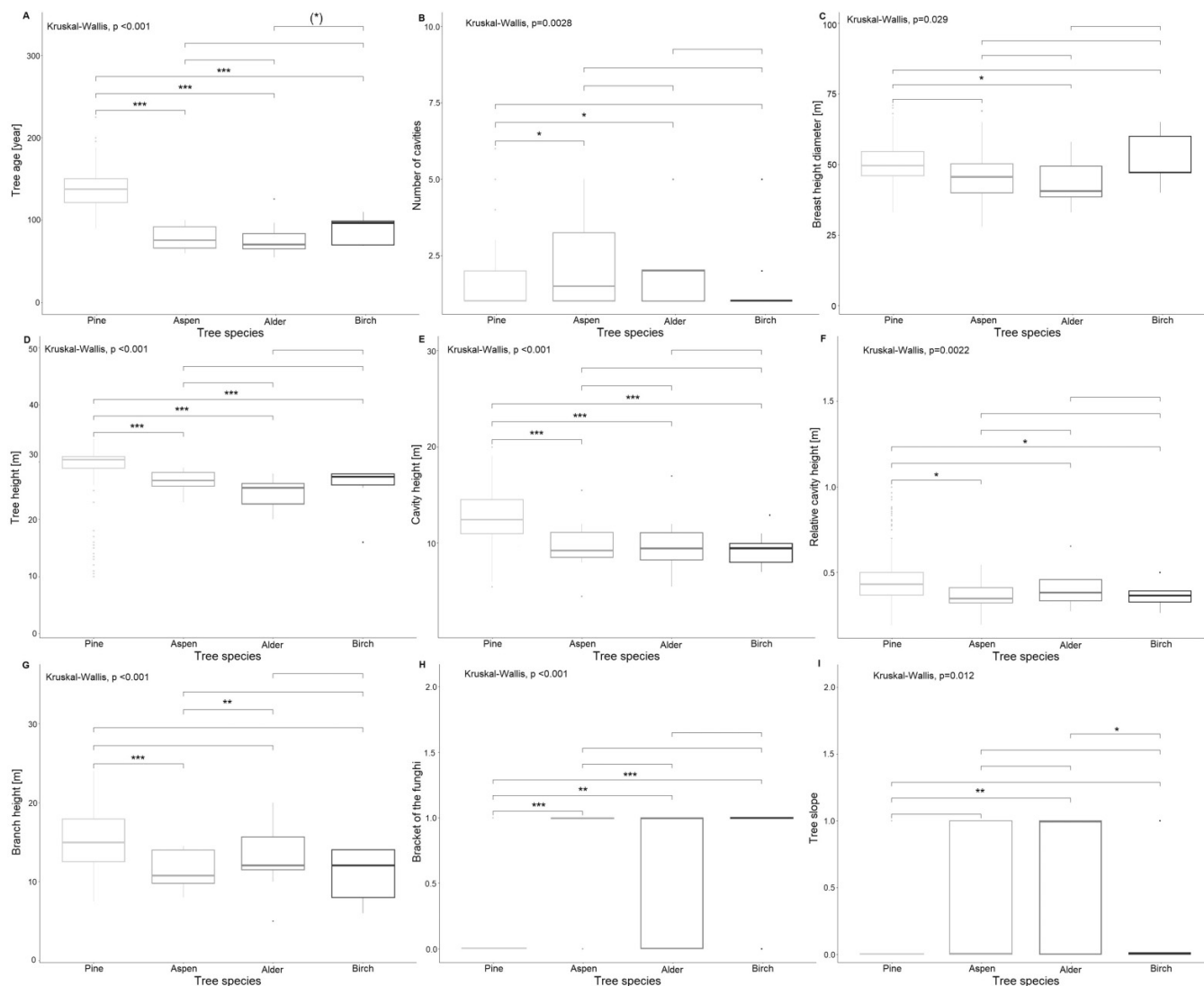
Fig. 2. Exposure to geographical directions of the cavities' entrances of the black woodpecker.



The characteristics of cavity trees

The oldest cavity trees used by black woodpeckers were pine trees (Fig. 3A). Trees belonging to all other species were significantly younger. The number of cavities in the nesting trees differed for the analyzed tree species (Fig. 3B). On average, two cavities were found in aspen and alder, whereas only one cavity was found in pine. Pines were significantly larger than alders (Fig. 3C). Pines were higher than trees of all other species (Fig. 3D). Cavities in pines, on average, at the height of 12.7 m above the ground were significantly higher than those in broadleaved tree species (Fig. 3E). The relative cavity height in pines was higher than that in aspens and birches (Fig. 3F). The height of the first branch in pines with cavities was similar to that in alders, and higher than that in aspens and birches (Fig. 3G). Higher share of trees infected by fungi was noticed among broadleaved tree species than coniferous ones (Fig. 3H). Tree inclination was the next most significant parameter; most alders were inclined in the opposite direction to the trees of other species (Fig. 3I). Tree conditions showed no variation in cavity tree species ($KW = 2.52$, $df = 2$, $p = 0.284$).

The DBH ($F = 22.075$, $df = 344$, $p < 0.001$) and first branch height ($F = 89.451$, $df = 342$, $p < 0.001$) were critical factors affecting cavity entrance height. A 1 cm larger diameter made the cavity position, on average higher by 9 cm. In turn, the first branch situated each meter higher above the ground meant an additional average of 37 cm of the height of the cavity entrance. The height of the cavity entrance varied depending on the species of tree ($F = 22.51$, $df = 348$, $p < 0.001$); cavities in pines were the highest, located on average at 14.2 m. Cavities were lower in broadleaved tree species; however, the dependences were significant only for alders (1.2 m) and birches (1.7 m). Tree age affected cav-

Fig. 3. The difference among the parameters of different cavity tree species of the black woodpecker.

ity entrance height; in older trees, cavities were excavated slightly higher ($F = 13.931$, $df = 348$, $p < 0.001$). Health status was an essential variable ($F = 7.475$, $df = 344$, $p = 0.007$), but the pairwise differences were insignificant. The effect of tree height on the height of the cavity entrance above the ground was significant ($F = 6.953$, $df = 343$, $p = 0.009$) (Table 2).

The age of the nest trees varied for each species. The pines were older than the other chosen for excavating species, whereas aspens were 50 years younger, alders were 52 years younger, and birches were 39 years younger ($F = 90.326$, $df = 348$, $p < 0.001$). More numerous cavities in trees meant older trees ($F = 9.982$, $df = 346$, $p = 0.002$). Living trees were significantly younger (on average, 4 years) than dead trees. The diameter of the cavity trees was significantly correlated with age ($F = 30.722$, $df = 345$, $p < 0.001$). A larger tree height ($F = 10.797$, $df = 342$, $p = 0.001$) and higher first branch ($F = 8.853$, $df = 341$, $p = 0.003$) indicated a higher tree age (Table 3).

Tree species affected the differences in tree breast height diameter ($F = 4.598$, $df = 348$, $p = 0.003$). Birches selected by black woodpeckers were significantly smaller than pines. Tree height greatly affected tree diameter ($F = 21.417$; $df = 344$; $p < 0.001$). The higher trees were also larger. Trees with higher cavities were bigger ($F = 31.432$, $df = 347$, $p < 0.001$). A larger branch height was associated with a smaller tree DBH. The other variables were not statistically significant (Table 4).

The nesting trees had 1–6 cavities. An important factor affecting the number of cavities was the presence of fungi (Rao = 6.91, $p = 0.009$), which increased the number of cavities on tree. Fungi was the only significant variable in the post hoc comparisons (Table S1). The number of cavities in the trunk depended on the tree species (Rao = 8.84, $p = 0.03$). The average aspen with cavities had 0.83 more cavities than the average pine, while the average alder had 0.5 more cavities than the average pine. The number of cavities in the inclined trees was approximately 0.25 higher than that in the verti-

Table 2. Generalized linear model results for relationships between the height of the cavity entrance of the black woodpeckers and other tree parameters (intercept = pine, gamma error distribution with identity link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	t value	p value
Intercept	14.2	0.74	19.162	<0.0001
Aspen	-0.94	0.59	-1.584	0.1141
Alder	-1.175	0.58	-2.021	0.0440
Birch	-1.738	0.69	-2.504	0.0127
Health status	-0.137	0.176	-0.774	0.4394
N entrances	-0.06	0.104	-0.561	0.575
DBH	0.056	0.012	4.763	<0.0001
Tree height	-0.001	0.021	-0.052	0.9587
Branch height	0.239	0.025	9.493	<0.0001
Slope	-0.278	0.197	-1.408	0.1600
Fungus	-0.333	0.228	-1.463	0.1443
Tree age	0.0002	0.003	0.072	0.9423
AIC	1574.7			

Note: DBH, diameter at breast height; AIC, Akaike information criterion.

Table 3. Generalized linear model results for relationships between the age of the black woodpeckers' nesting tree and other tree parameters (intercept = pine, gamma error distribution with identity link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	t value	p value
Intercept	117.5	6.28	18.717	<0.0001
Aspen	-50.1	6.31	7.932	<0.0001
Alder	-52.31	6.44	8.126	<0.0001
Birch	-38.93	6.62	5.885	<0.0001
Health status	-4.2	1.5	2.774	0.0058
N entrances	2.02	0.84	-2.402	0.0169
DBH	0.43	0.10	4.232	<0.0001
Tree height	0.37	0.18	2.106	0.0359
Branch height	0.73	0.25	2.982	0.0031
Slope	-0.46	1.71	-0.268	0.7886
Fungus	1.66	1.94	0.856	0.3928
AIC	3180.3			

Note: DBH, diameter at breast height.

Table 4. Generalized linear model results for relationships between the breast height diameter of the black woodpeckers' nesting tree and other tree parameters (intercept = pine, gamma error distribution with identity link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	t value	p value
Intercept	28.27	1.218	23.209	<0.0001
Aspen	0.253	0.966	0.262	0.7937
Alder	-0.621	0.992	-0.626	0.5320
Birch	2.119	0.974	2.176	0.0303
Health status	0.424	0.323	-1.334	0.1817
Tree height	0.191	0.038	4.966	<0.0001
Branch height	-0.093	0.046	-2.025	0.0436
Slope	0.591	0.362	1.635	0.1030
Fungus	-0.579	0.411	-1.409	0.1598
Tree age	0.027	0.006	4.350	<0.0001
AIC	2337.7			

cal trees (Rao = 4.98, $p = 0.03$). Tree age significantly affected the number of cavities in the trees (Rao = 4.03, $p = 0.04$). The number of cavities in the trunk did not correlate with DBH, cavity tree height, or branch height (Table S1).

Discussion

Selection of the tree species

The Augustów Forest is located outside of the beech range. The pine is the main forest-forming species, although the proportion of cavities excavated by the black woodpecker in pines was slightly higher than that in stands. Per our research hypothesis, the black woodpecker excavated cavities in deciduous trees only in stands younger than 90 years. Aspens, birches, and alders, as fast-growing tree species, at this age, have larger dimensions than pines, which are, under the age of 90 years, too slim to bear the large cavities of black woodpeckers. Most broadleaved tree species used by black woodpeckers are short-lived tree species; therefore, these trees were absent in older stands (Tomanek and Witkowska-Żuk 1996). Moreover, cavities are placed in deciduous trees lower than in pines, likely making broods more susceptible to predation. Lower breeding losses in cavities located higher above the ground were indicated, among others, by Nilsson (1984) as well as Kosiński et al. (2011). In the present study, most black woodpecker breeding pairs excavated new cavities each year. This indicates the availability of suitable and potential nesting trees, which may result from the lower hardness of pine wood. Thus, excavating a cavity in pine is easier than in beech (Laskowska 2020). This is significantly different from studies on beech forests, where the use of old cavities is high (Christensen 2006; Zahner et al. 2017; Kosiński and Walczak 2019). It is possible that only a large number of old pines allows a selection of weakened trees, as indicated in earlier studies (Zahner et al. 2012). Hypothetically, pine may become the preferred species only after reaching age-related large sizes and weak health conditions in which it does not flood its cavity with resin. However, my analyses did not detect such a clear effect or health status.

Cavities excavated in pines are usually long-lived. A study in the Białowieża National Park (eastern Poland) shows that cavities in pine excavated by the black woodpecker persisted for an average of 18 years (Wesołowski 2011). Due to the height of the first branch above the ground, the cavities in pines were excavated higher than those in other tree species. Higher placement of the entrance ensures increased safety of the brood because of more difficult detection and accessibility, especially for mammalian predators (Kosiński et al. 2010; Zahner et al. 2017; Puverel et al. 2019). Thus, pines appear to be the most suitable nest trees for black woodpeckers in northeastern Poland. This may partly be due to the location of the study area being beyond the range of beech, as well as the small share of aspen in the Augustów Forest, while aspen is the most selected nesting tree in Fennoscandia (Rolstad et al. 2000).

The nesting tree conditions

The study in the Augustów Forest did not confirm the hypothesis of woodpecker preference for excavating cavities

in weakened but still living trees. Dead trees accounted for 44% of the trees selected by the black woodpecker for cavity excavation, independent of the nesting tree species. Thus, they were twice as numerous as weakened trees. Moreover, considering that the proportion of dead trees in managed stands is minimal (not exceeding several %), this indicates that black woodpeckers strongly preferred dead trees. An earlier survey in the same area documented that only 12% of black woodpecker cavities were in dead trees (Zawadzka and Zawadzki 2017). The apparent increase in the proportion of dead trees selected for excavating cavities may be due to different methodologies, as only newly excavated or former but currently occupied cavities were considered in this study. It is also likely that the availability of dead trees has increased in recent years due to leaving old-growth islands of trees in logging plots, according to the new recommendations for Polish forest management (Instruction of Forest Protection 2012). Excavating a cavity in a dead tree is easier because of the reduced hardness of the wood (Zahner et al. 2012; Puverel et al. 2019). Such trees are devoid of bark, making climbing slippery trunks more difficult for martens *Martes* sp. (Kosiński et al. 2011). Therefore, an additional benefit of choosing dead trees may be increased brood safety.

In the Augustów Forest, 23% of the trees with newly excavated cavities had visible fungi on the trunk, but the proportion of trees infested by fungi could have been higher, with no visible signs. Fungi growth lowers the hardness of wood (Bernadzki 2003); therefore, excavating the cavity in such trees requires less energy and time. In southern Germany, 94% of beech trees in which the black woodpecker began excavating a cavity exhibited heart rot, indicating a strong preference for trees infected by fungi (Zahner et al. 2012). The low preference of black woodpeckers for beeches with fungi has been reported from study plots in France. However, woodpeckers should balance the ease of excavating a cavity and its durability, which is lower in infected trees, as they are susceptible to breakage (Puverel et al. 2019). In contrast, Jussino et al. (2016) showed that woodpeckers may inoculate fungi during excavation. The results from the Augustów Forest suggest a preference by the black woodpecker for weakened trees for excavating. No data suggest that the black woodpecker infects healthy trees with fungi, although it cannot be excluded that such cases have also occurred. However, my results indicate that black woodpeckers chose dead trees first, followed by living trees, but weakened by fungi or insects.

Cavity trees parameters

The DBH of a tree is the most essential parameter limiting the possibility of cavity excavation. According to Gorman (2011), black woodpeckers rarely select trees with a DBH of less than 40 cm for nesting. In the present study, the DBH of cavity trees ranged from 28 to 71 cm, averaging 49.9 cm. The smallest dimensions were found in deciduous trees younger than 90 years. This did not differ from the diameters of trees in other study plots in Europe (e.g., Rolstad et al. 2000; Kosiński and Kempa 2007; Puverel et al. 2019), although the nesting trees in Romania were bigger—an average of 63.3 cm (Domokos and Cristea 2014). The DBH of the trees used by

black woodpeckers to excavate cavities was larger than the average DBH of the surrounding stand. Large tree size was related to the age and height of the excavated cavities, similar to the results of Basile et al. (2020). Moreover, the cavities were higher placed when the trees had larger diameters. The average height of the cavity trees in the Augustów Forest was lower than that of the stand because the black woodpecker excavated some of the cavities in trees broken in places of previously excavated cavities (snags). The average age of the woodpecker's cavity trees was 134 years (55–225 years old, but in pine, it was 90–225 years old). The number of cavities increases sharply in pine stands over 130 years of age, which is related to large tree trunks and the widespread presence of wood rot (Zawadzka et al. 2016). According to Gorman (2011), European black woodpeckers excavate cavities 5–30 m above ground level. The average height of cavity entrances in western Poland was 12.4 m (Kosiński and Kempa 2007), i.e., from 3.5 to 17 m; in Sweden, the average was 7–8 m (Johnsson et al. 1993); 7–13 m in France (Puverel et al. 2019); and in Romania, it was 8.6 m (Domokos and Cristea 2014). The height of the cavities in this study was, on average, 12 m, the same as in earlier studies (Zawadzka and Zawadzki 2017). The cavities in pine were significantly higher than those in the deciduous tree species. This is related to this tree species' high crown setting and the available pines' age and thickness. In the Augustów Forest, the cavity entrances were predominantly oriented to the north and east, opposite to the prevailing wind directions (this study; Zawadzka and Zawadzki 2017). The geographic orientation of black woodpecker entrances in Europe varies, and it is not easy to establish a uniform orientation pattern (Landler et al. 2014).

Conclusions

According to the hypothesis, the black woodpecker in Augustów Forest in stands younger than 90 years old selected the biggest trees available, so its cavities were found only in fast-growing deciduous tree species: aspen, birch, and alder. In stands older than 90 years, black woodpeckers were strongly associated with old pines, excavating approximately 90% of the cavities in this tree species. The woodpeckers selected most frequently pines aged between 120 and 150 years, with an average DBH of 50 cm. The hypothesis of a preference for weakened trees to excavate cavities has not been confirmed. Black woodpeckers prefer dead pines, making excavating cavities easier. Broods located in dead pines could be more difficult for predatory mammals to reach. New cavities were excavated annually in pine forests. Cavities excavated in pines are the proper size for black woodpeckers and have a long lifespan. With their high-set branches, pines allow placing a cavity high above the ground, which partially limits predation. The dominance of the cavity entrance orientation toward the north and east likely protected it from wind and rain. However, this may also be related to the cavity tree species and the local environment. Leaving dead or dying large trees in commercial forests benefits the black woodpecker and large secondary cavity nesters that depend on it and promotes biodiversity conservation. Such measures have been introduced to some extent in Polish State Forests.

Acknowledgements

I want to thank Dr. Marek Sławski for his help in carrying out my research and Prof. Stanisław Drozdowski for his valuable comments. I want to thank my parents for their help during fieldwork. I would like to thank four anonymous reviewers for their valuable comments.

Article information

History dates

Received: 26 June 2023

Accepted: 3 September 2023

Accepted manuscript online: 9 September 2023

Version of record online: 8 November 2023

Copyright

© 2023 The Author(s). Permission for reuse (free in most cases) can be obtained from copyright.com.

Data availability

Data generated or analyzed during this study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Author information

Author ORCIDs

Grzegorz Zawadzki <https://orcid.org/0000-0001-8494-1470>

Author contributions

Conceptualization: GZ

Data curation: GZ

Formal analysis: GZ

Investigation: GZ

Methodology: GZ

Visualization: GZ

Writing – original draft: GZ

Competing interests

The author declares there are no competing interests.

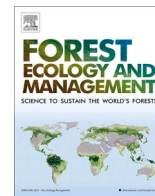
Supplementary material

Supplementary data are available with the article at <https://doi.org/10.1139/cjfr-2023-0143>.

References

- Basile, M., Asbeck, T., Pacioni, C., Mikusiński, G., and Storch, I. 2020. Woodpecker cavity establishment in managed forests: relative rather than absolute tree size matters. *Wildl. Biol.* **1**(1–9). doi:[10.2981/wlb.00564](https://doi.org/10.2981/wlb.00564).
- Basile, M., Balestrieri, R., de Groot, M., Flajsman, K., and Posillico, M. 2016. Conservation of birds as a function of forestry. *Ital. J. Agron.* **11**(s1).
- Basile, M., Kristin, A., Mikusiński, G., Thorn, S., Żmihorski, M., Pasinelli, G., and Brockerhoff, E.G. 2022. Salvage logging affects woodpecker abundance and reproduction: a meta-analysis. *Curr. For. Rep.* **9**(1). doi:[10.1007/s40725-022-00175-w](https://doi.org/10.1007/s40725-022-00175-w). PMID: [36466298](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/36466298/).
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., and Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Software*, **67**(1): 1–48. doi:[10.18637/jss.v067.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01).

- BDL. 2022. Available from <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy-en>.
- Bernadzki, E. 2003. Struktura wieku i zagrożenie zgnilizna drewna starych drzewostanów sosnowych. *Sylwan*, **147**(05): 3–12.
- Bijak, S., and Sarzyński, J. 2015. Accuracy of smartphone applications in the field measurements of tree height. *Folia For. Pol. A*, **57**: 240–244. doi:10.1515/ffp-2015-0025.
- Blume, D. 1994. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Edited by U. N. Glutz von Blotzheim, K.M. Bauer. Band 9, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Brambilla, M., Bassi, E., Bergero, V., Casale, F., Chemollo, M., Falco, R., et al. 2013. Modelling distribution and potential overlap between boreal owl *Aegolius funereus* and black woodpecker *Dryocopus martius*: implications for management and monitoring plans. *Bird Conserv. Int.* **23**(4): 502–511. doi:10.1017/S0959270913000117.
- Christensen, H. 2006. Warum bauen Schwarzspechte (*Dryocopus martius*) neue Bruthöhlen? Ergebnisse aus dem deutsch-dänischen Grenzgebiet. *Corax*, **20**: 12–128.
- Cramp, S. (Editor). 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 4. Oxford University Press, Oxford. 923pp.
- Domokos, E., and Cristea, V. 2014. Effects of managed forest structure on woodpeckers (*Picidae*) in the Niraj valley (Romania): woodpecker populations in managed forests. *North-West J. Zool.* **10**(1): 110–117.
- Gorman, G. 2011. *The black woodpecker*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Instruction of Forest Protection. 2012. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa.
- Johnsson, K., Nilsson, S.G., and Tjernberg, M. 1993. Characteristics and utilization of old black woodpecker *Dryocopus martius* holes by hole-nesting species. *Ibis*, **135**: 410–416. doi:10.1111/j.1474-919X.1993.tb02113.x.
- Jussino, M.A., Lindler, D.L., Banik, M.T., Rose, K.R., and Walters, J.R. 2016. Experimental evidence of a symbiosis between red-cockaded woodpeckers and fungi. *Proc. R. Soc. B*, **283**: 20160106. doi:10.1098/rspb.2016.0106.
- Kassambara, A. 2020. Ggpubr: 'ggplot2' based publication ready plots. R package version 0.4.0. Access date: 06.04.2023. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>.
- Kosiński, Z., and Kempa, M. 2007. Density, distribution and nest-sites of woodpeckers *Picidae*, in a managed forest of western Poland. *Pol. J. Ecol.* **55**(3): 519–533.
- Kosiński, Z., and Walczak, Ł. 2019. Does cavity reuse affect timing of reproduction and fledgling success in the black woodpecker? *J. Ornithol.* **160**: 79–89. doi:10.1007/s10336-018-1585-5.
- Kosiński, Z., Bilińska, E., Dereziński, J., and Kempa, M. 2011. Nest-sites used by stock dove: what determines their occupancy? *Acta Ornithol.* **46**(2): 155–163. doi:10.3161/000164511X625928.
- Kosiński, Z., Bilińska, E., Dereziński, J., Jeleń, J., and Kempa, M. 2010. Dzieciolczarny *Dryocopus martius* i buk *Fagus sylvatica* gatunkami zwornikowymi dla siniaka *Columba oenas* w zachodniej Polsce. *Ornis Pol.* **51**(1): 1–13.
- Kuczyński, L., and Chylarecki, P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie wybiórcość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.
- Landler, L., Jusino, M.A., Skelton, J., and Walters, J.R. 2014. Global trends in woodpecker cavity orientation: latitudinal and continental effects suggest regional climate influence. *Acta Ornithol.* **49**(2): 257–266. doi:10.3161/173484714X687145.
- Laskowska, A. 2020. Density profile and hardness of thermo-mechanically modified beech, oak and pine wood. *Drewno*, **63**(205): 25–41. doi:10.12841/wood.1644-3985.D06.08.
- Martin, K., Aitken, K.E.H., and Wiebe, K.L. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor*, **106**: 5–19. doi:10.1093/condor/106.1.5.
- Mikusiński G., Roberge J.M. and Fuller R.J. (Editors). 2018. *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mikusiński, G. 1995. Population trends in black woodpecker in relation to changes and characteristics of European forests. *Ecography*, **18**(4): 363–369. doi:10.1111/j.1600-0587.1995.tb00139.x.
- Mikusiński, G., Gromadzki, M., and Chylarecki, P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conserv. Biol.* **15**(1): 208–217. doi:10.1111/j.1523-1739.2001.99236.x.
- Nilsson, S.G. 1984. The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scand.* **15**: 167–175. doi:10.2307/3675958.
- Pakkala, T., Linden, A., Tiainen, J., Tomppo, E., and Kouki, J. 2014. Indicators of forest biodiversity: which bird species predict high breeding bird assemblage diversity in boreal forests at multiple spatial scales? *Ann. Zool. Fenn.* **457**–476. doi:10.5735/086.051.0501.
- Puverel, K., Abourachid, A., Böhmer, C., and Leban, J.M. 2019. This is my spot: what are the characteristics of trees excavated by the black woodpecker? A case study in two managed French forests. *For. Ecol. Manage.* **453**: 117621. doi:10.1016/j.foreco.2019.117621.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Robles, H., and Pasinelli, G. 2014. Woodpeckers as model organisms in a changing world. Foreword to the 7th International Woodpecker Conference Proceedings. *Acta Ornithol.* **49**(2): 203–206. doi:10.3161/173484714X687082.
- Rolstad, J., Rolstad, E., and Sæteren, Ø. 2000. Black woodpecker nest sites: characteristics, selection, and reproductive success. *J. Wildl. Manage.* **64**(4): 1053–1066. doi:10.2307/3803216.
- Sokołowski, A., 2010. *Puszcza Augustowska*. CILP, Warszawa.
- Tomanek, J., and Witkowska-Żuk, L. 1996. *Botanika Leśna*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Virkkala, R. 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Ann. Zool. Fenn.* **43**: 82–85.
- Wesołowski, T. 2011. “Lifespan” of woodpecker-made holes in a primeval forest: a thirty years study. *For. Ecol. Manage.* **262**: 1846–1852. doi:10.1016/j.foreco.2011.08.001.
- Zahner, V., Bauer, R., and Kaphegyi, T.A.M. 2017. Are black woodpecker (*Dryocopus martius*) tree cavities in temperate beech (*Fagus sylvatica*) forests an answer to depredation risk? *J. Ornithol.* **158**: 1073–1079. doi:10.1007/s10336-017-1467-2.
- Zahner, V., Sikora, L., and Pasinelli, G. 2012. Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the black woodpecker. *For. Ecol. Manage.* **271**: 98–103. doi:10.1016/j.foreco.2012.01.041.
- Zawadzka, D. 2018. Dziuple w ekosystemach leśnych: formowanie, rozmieszczenie, znaczenie ekologiczne i wskazania ochronne. *Sylwan*, **162**(6): 509–520. doi:10.26202/sylwan.2018030.
- Zawadzka, D., and Zawadzki, G. 2017. Charakterystyka drzew gniazdowych dzięcioła czarnego w Puszczy Augustowskiej. *Sylwan*, **161**(12): 1002–1009.
- Zawadzka, D., Drozdowski, S., Zawadzki, G., and Zawadzki, J. 2016. The availability of cavity trees along an age gradient in fresh pine forest. *Silva Fenn.* **50**(3): 1441. doi:10.14214/sf.1441.
- Zawadzki, G. 2020. Dzieciolczarny jako gatunek wskaźnikowy w wielofunkcyjnej, trwale zrównoważonej gospodarce leśnej. *Sylwan*, **164**(7): 604–615. doi:10.26202/sylwan.2020047.
- Zawadzki, G., Zawadzka, D., Sołtys, A., and Drozdowski, S. 2020. Nest sites selection by the white-tailed eagle and black stork—implications for conservation practice. *For. Ecosyst.* **7**: 59. doi:10.1186/s40663-020-00271-y.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., and Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.* **1**: 3–14. doi:10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x.



Green tree retention as a conservation tool for the black woodpecker in managed forests

Grzegorz Zawadzki^{1,*}, Marek Sławski²

Institute of Forest Sciences, Warsaw University of Life Sciences, Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa, Poland

ARTICLE INFO

Keywords:

Dryocopus martius
Forest management
Cavity trees
Residual forest
Pinus sylvestris

ABSTRACT

The black woodpecker, *Dryocopus martius*, a creator of tree cavities, is considered a keystone species and a priority in terms of forest biodiversity conservation. The aim of this paper was to understand how the structure of managed forests impacts the choice of tree for excavating cavities of the black woodpecker. The study was conducted in an extensive forest complex in northeastern Poland dominated by the pine *Pinus sylvestris*. The parameters of the cavity trees and surrounding forest were analyzed on different levels to determine what trees and stand types were selected by the black woodpecker. In the period from 2018 to 2021, analyses were carried out for 367 cavities excavated in trees growing in forest areas from 0 to 225 years old. The most numerous cavity trees were between 121 and 160 years old. Cavity trees were found in the stands (62%), in the residual forest patches (19%) and in the single trees remaining after logging (19%). Forty-four percent of all cavities were excavated in dead trees. Black woodpecker nesting stands were characterized by lower canopy closures and low understory and shrub layer cover. We did not find a difference between the diameters or the heights of cavity entrances among the black woodpecker nesting trees growing in different habitat types. The black woodpecker is capable of nesting in small fragments of an old stand and even in single old trees growing in clearcut areas. This is due to the high proportion of dead trees in these habitats, which are preferred by woodpeckers for excavating cavities. Leaving patches of old-growth stands in commercial forests positively affects the habitat formation of the black woodpecker and perhaps, as a consequence, that of other animal species that depend on it.

1. Introduction

The complexity of forest structure plays an important role in maintaining the biodiversity of forest ecosystems (Spies 1998). Cavities are structural elements used by many organisms, and they are a limited resource (Johnsson et al. 1993; Martin et al. 2004; Cockle et al. 2011; Zawadzka 2018). In coniferous stands, where natural cavities formed by fungal decomposition of wood are scarce, the main source of cavities is woodpecker activity (Zawadzka et al. 2016). The black woodpecker, *Dryocopus martius*, is the largest European woodpecker and is the only species that excavates large cavities in trees, with entrances approximately 9 to 11x11 to 14 cm and depths inside the tree trunk from 50 to 60 cm (Gorman 2011).

Such cavities are a critical resource for large and medium secondary cavity nesters, e.g., the stock dove *Columba oenas*, the boreal owl *Aegolius funereus*, the common goldeneye *Bucephala clangula*, and the

jackdaw *Corvus monedula* (Kosiński et al. 2010; Brambilla et al. 2013), as well as social insects (Gorman 2011). The ecological role of the black woodpecker is disproportionately large in relation to its density (Kuczyński and Chylarecki 2012); as a result, it is considered a keystone species and a priority for the conservation of forest biodiversity (Mikusiński et al. 2001; Wesolowski 2011).

The presence of black woodpeckers in managed forests indicates close to natural forest management (Keller 2007; Zawadzki 2020). This species is a habitat generalist that can live in both managed and protected forests. Examining the ecology and habitat preferences of the black woodpecker is key to conserving cavity-dependent species and understanding the functioning of interdependencies within forest ecosystems. There is a need to identify the potential threats to woodpecker habitat from changes in and intensification of forest management (Gorman 2011). For effective conservation, it is important to recognize the needs and adaptability of woodpeckers in the human-managed and

* Corresponding author.

E-mail addresses: grzegorz_zawadzki@sggw.edu.pl (G. Zawadzki), marek_slawski@sggw.edu.pl (M. Sławski).

¹ ORCID: 0000-0001-8494-1470.

² ORCID: 0000-0002-3185-0222.

shaped forests that dominate Europe (Lorenz et al. 2015b; Basile et al. 2016; Puverel et al. 2019; Wesolowski and Martin 2018).

Previous studies of the black woodpecker have mainly described the basic characteristics of trees (Johnsson et al. 1993; Rolstad et al. 2000; Kosiński and Kempa 2007; Zahner et al. 2012; Zawadzka and Zawadzki 2017; Puverel et al. 2019) and nest sites, which are defined as the close surroundings of nest trees (Rolstad et al. 2000; Garmendia et al. 2006; Bocca et al. 2007; De Rosa et al. 2016). Many of the studies focus on montane or deciduous forests in Western Europe (Olano et al. 2015; Saporetti et al. 2016; Puverel et al. 2019). Data are often obtained from relatively small study areas, making it difficult to determine how forestry practices affect black woodpecker populations over the long term at the landscape scale.

Traditional harvesting practices in temperate forests involve clearcuts of varying sizes and relatively short rotation periods between adjacent clearcuts. Clearcuts are distributed among suitably mature stands in forest complexes (Burton et al., 2003; Lindenmayer and Franklin, 2002; Seymour and Hunter, 1999). This method of management leads to a reduction in forest biodiversity and simplifies forest structure (Hansen et al., 1991; Lindenmayer et al., 2000; Linder and Ostlund, 1998). Forest birds are a particularly vulnerable group to the decline of old-growth forests (Arcilla and Strazds 2023). According to data from the General Directorate of the Polish State Forests, the proportion of stands over 100 years old across the country has decreased from 18% to 10.5% in the last 10 years, while the area of stands over 120 years old has decreased from 9% to 5% (Report 2006 and Report 2016). In the future, old-growth forests will be found almost exclusively in protected areas, while they will be extremely limited in commercial forests.

Since the second half of the 20th century, foresters have been trying to improve the level of naturalness in managed forests. This is the situation in many of Europe's forests, particularly in the still intensively managed coniferous and mixed forests of northeastern Europe. An increasingly common solution is to enhance structural complexity by leaving individual trees and residual patches of mature stands in a clearcut system, which is described as green-tree retention (Franklin et al. 1997; Hansen et al. 1991; Lindenmayer et al. 2000; Rosenvald and Lohmus 2008). These retained stand elements can be islands of biodiversity (refuges). They can also preserve more complex structures in forests managed by the harvesting system (Franklin et al. 1997; Rosenvald and Lohmus 2008). Since 1995, the Polish State Forest has implemented forest management on an ecological basis. Retaining residual mature stands when clearcutting was recommended.

Our objective was to understand how stand structure, defined as nesting habitat type, affects the selection of trees for nest cavities by the black woodpecker. Specifically, we investigated how black woodpeckers use different types of stands in the clear-cut system of forest management. We also investigated whether the landscape elements created by forest management (i.e., single green-tree retention and residual patches of live trees left in a clearcut) are suitable for maintaining black woodpecker populations. The detailed hypotheses are as follows:

1) Trees growing in the interior of a stand are preferred for nesting because the cavity is better hidden and more trees are available for choosing.

2) Woodpeckers use trees in green-tree retention patches for excavating cavities but do not use single trees left in clearcut areas.

1.1. Study area

The Polish part of the Augustów Forest (AF) is in northeastern Poland (at 23°15'E, 53°54'N). It extends over 1400 km². The area is relatively flat, with elevations between 135 and 190 m a.s.l. The climate is relatively cold, with a mean annual temperature of 6.5 °C. The forest cover is approximately 90%, while lakes account for an additional 6% of the area. Tree stands are dominated by Scots pine *Pinus sylvestris* (78%); Norway spruce *Picea abies* (8%); black alder *Alnus glutinosa* (9%); silver

birch *Betula verrucosa* (5%); and pedunculate oak *Quercus robur* (1%). The percentage of the aspen *Populus tremula* is less than 1%. The average age of the tree stands is 65 years but stands older than 100 years account for approximately 15% of the overall forest area. Among the forest site types, mesic pine forest accounts for almost 40% of the area, while a further 27% of the area is mesic mixed/coniferous forest. Wet forest accounts for approximately 7% of the forest area. The AF is included in Europe's *Natura 2000* network as a Special Protection Area for Birds (PLB200002 "Puszcza Augustowska"). Most of the area contains commercial stands managed by six forest districts in Poland's State Forests National Forest Holding. Wigry Lake National Park, covering approximately 150 km², is in the northwestern part of the AF (Sokołowski 2010; Zawadzki et al. 2020). In managed forests, the production of timber is carried out based on clearcuts. At the mesic pine forest sites, clearcuts are approximately 3 to 4 ha, while at the alder forest sites, clearcuts are approximately 2 to 3 ha. The cutting age for the Scots pine stands is 120 years, but for the birch and alder stands, it is 80 years. During the last 20 years, residual patches were left in the clearcut areas, diversifying the structure of the managed forests. As a result, the forest landscape in AF is a mosaic of stands between 1 and 120 years old with residual patches and individual old trees on clearcuts, plantations and thickets. Residual patches of up to 5% of the area are left on almost all clearcuts, usually up to 0.3 ha. As forest use progresses and new clearcuts are established, the number of individual trees and residual patches left after felling is increasing. In the AF, stands older than 120 years covered less than 10% of the area, mainly in Wigry Lake National Park and nature reserves. In the managed forests, mature stands have been fragmented into small patches. There are large areas, approximately 800 to 1000 ha, with no stands older than 100 years.

2. Materials and methods

From 2018 to 2022, data on the breeding ecology of the black woodpecker were collected. First, the area of AF was covered by a grid of 400 2x2 km squares (Kuczyński and Chylarecki 2012). The next step was to draw 54 random squares in ArcMap (ESRI, Redlands, USA). It represented approximately 20% of the total forest area of the AF. The drawn squares were searched for nesting cavities based on the birds' behavior and by observing their activity. Only newly excavated nesting places and old cavities with confirmed broods were analyzed. Nesting places of black woodpecker in AF were assigned to three categories of nesting habitat: i) stand (ST) – forest area larger than 0.5 ha covered by old-growth or middle-age trees with canopy closure above 30%, ii) mature patch (MP) – area of residual forest from 0.03 to 0.5 ha covered by old-growth trees, left on the surface of cutting area as green retention, iii) individual tree (IT) – single old-growth trees or groups of 2 to 5 trees on the logging site, or a young plantation (less than 25 years old) left as part of a green retention scheme (seed trees, veteran trees, mature trees, hollow trees). The proportion of each habitat in the study area was assessed. Seven percent of the study area consisted of clearcuts and plantations less than 25 years old, with the presence of green retention patches and single trees. The remaining 93% consisted of dense forest classified as ST, the most common nesting habitat type, followed by MP and IT with 0.6% and 0.05% of the study area, respectively. The number of ITs was 0 to 30, with an average of 8 trees in a 2x2 km quadrat. MP ranged from 0 to 3.5 ha, averaging 1.8 ha per 400 ha quadrat. The size area of the MP was assessed using orthophoto maps from the Forest Data Bank (BDL 2022).

The characteristics of cavity trees and the structure of the surrounding forest were analyzed at different levels to answer the question of which trees and stands are used by the black woodpecker. The following characteristics of all known trees (N = 367) were evaluated: tree species, tree conditions (living or dead), tree age, tree height, entrance of cavity height, first branch height, and diameter at breast height (DBH). Characteristics of the nesting site (immediate surroundings of the 25 m around the nest tree) were determined based on our

own evaluations. The following characteristics for nesting site were described: canopy cover, shrub cover (bushes, tree saplings, trees lower than 3 m), understory cover (trees higher than 3 m and lower than 8 m, with DBH less than 10 cm), distance to stand edge (not assessed for single trees), distance to the closest road, and share of admixture species (aspen, birch, and spruce), evaluated by the actual number of trees. The number of separate cavity entrances in the trunk of cavity trees was counted. All height measurements were taken by using the application Measure Height (Bijak and Sarzyński 2015). DBH was measured with a caliper. Standard data about nesting stands: tree age, stand age, and share of tree species were taken from the Forest Data Bank (BDL 2022). Canopy closure, share of shrubs and understory for the whole stand were assessed during fieldwork connected with measuring nesting trees.

2.1. Statistical analysis

Ivlev's index (Jacobs 1974) was used to check the nesting habitat preferences of black woodpecker in relation to the proportion of these habitats in the study area. We analyzed all trees at least once used by black woodpecker for breeding. Every case of breeding (in the same cavity, in the same tree in different years) was treated as a distinct bird choice and a single record. The number of dead and live trees with cavities in each nesting habitat type and cavity tree and stand characteristics were compared using the chi-square test (χ^2) based on the contingency table. The same procedure was used to compare the age classes of the nesting trees with the age classes of the nesting stand.

A generalized linear model (GLM) was used to indicate the most important factors affecting the properties of the three variants of the analyzed nesting sites (ST vs. green retention (MP + IT), ST vs. MP, ST vs. IT, MP vs. IT). We used all measured characteristics of nesting trees and nesting places. GLM with binomial error distribution and a logit link was used to compare the differences between the distributions of the black woodpecker's nesting trees and the surrounding stands. The lme4 (Bates et al. 2015) library in R was used to construct the GLM. Continuous (DBH, tree age, tree height, first branch height, number of entrances in a single tree, distance to the forest edge, distance to the road, share of spruce, share of birch, share of aspen, canopy closure, shrub cover, understory cover, stand area) and categorical variables (tree species, health status) were used in the analyses. The statistical analyses involving these variables and parameters were carried out using R (version 4.0.3) statistical software (R Core Team 2020).

To assess whether, within a single stand, woodpeckers selected sites with specific parameters, the characteristics of the nesting place (immediate surroundings of the 25 m around the nest tree based on our own measurements) were compared with those of the entire stand. A logistic regression (GLM, family binomial with logit link function) was used for the following variables: canopy closure (%), shrub cover, understory cover, and share of admixture species (alder, aspen, birch and spruce). To assess the importance of open areas for the choice of nest trees by black woodpeckers, we drew 200 random points in ArcMap 10.8.2 software located in the forest in the study area. We assessed their distances to the road and to the forest edge in the Forest Numeric Map (BDL 2022). We compared these values to the distances measured for nesting trees of black woodpecker with logistic regression (GLM, family binomial with logit link function). The statistical analyses involving these variables and parameters were carried out using R (version 4.0.3) statistical software (R Core Team 2020).

3. Results

3.1. Nest tree characteristics

During the field work, a total of 900 black woodpecker cavities were found in the study area. Of these, 392 were classified as nesting places used by black woodpeckers during the breeding season analyzed, and 367 were included in the analyses, as 25 were felled before

measurements were taken. We found that 62% of the cavity trees were in ST areas, 19% in MP areas and 19% in IT areas. The data describing the characteristics of the nesting places are presented in Table 1. Analyzed cavities were examined in trees growing in stands of every 20-year age class, from 0 to 225 years old (Table 1, Fig. 1). The largest proportion of cavity trees grew on plantations younger than 21 years (first age class, Fig. 1a), but the majority of cavity trees were between 121 and 140 years old (7th and 8th age classes, $\chi^2 = 40.12$, $df = 9$, p less than 0.001, Fig. 1B). Black woodpeckers used old trees, averaging 134 years old (Table 1), for cavity excavation. The results of Ivlev's electivity index (E) showed that nesting habitats represented by green retention were chosen more frequently than ST. The preferred nesting habitats were IT (E = 0.98) and MP (E = 0.94), and the ST value was negative (E = -0.2). In the study area, more than half of the cavities (56%) were excavated in living trees (Fig. 2). Living trees were dominant in ST, but cavities in dead trees were more common in trees growing in areas after logging (Fig. 2, $\chi^2 = 8.09$, $df = 2$, $p = 0.018$).

Black woodpecker nesting stands were characterized by low cover of understory and shrub layers (Table 1), and nesting places were more common in areas with less than 20% of these layers than in other areas. The cover of the shrub layer near cavity trees was less (22% vs. 35%) than that in the entire stand (Table 2). Understory cover in the nesting location was also lower than that in the entire nesting stand (Table 2). The canopy closure of nesting places was also relatively low (average 40.8%) and very rarely exceeded 60% (Table 1). Canopy closure over nesting places was significantly lower than that in the entire stand area (71%; Table 2). Nesting trees in ST were often chosen near gaps in the forest. The percentage of pine trees in the nesting locations was higher than that in entire nesting stands (82% vs. 68%), as was the proportion of aspens (1% vs. 0.1%). Black woodpeckers preferred trees growing on sites with a small proportion of spruce (10.5% vs. 23%) and birch (1% vs. 3.2%). The percentage of alder was not significantly different among the different sites (Table 2).

A logistic model prepared to compare distances to the forest edge and to the road between nesting trees and random points showed that trees chosen by black woodpeckers for excavating cavities were placed closer to roads (45.6 m vs. 84.3 m) as well as open areas in the forest (16.9 m vs. 210.3 m). Both spatial characteristics were highly statistically significant (Table 2).

3.2. Forest environmental differences

Cavities located in ST (N = 226) were excavated in four analyzed tree species, while green retention cavities were excavated almost only in pine (N = 148) and only three times in alders. The share of tree species in each category of nesting habitat was not significant (Table 3). Cavity trees chosen in ST were younger than those chosen in green retention, while the age of the forest was higher than that in areas of green retention. Dead and living trees were used in each type of habitat. The distance to the forest edge for cavity trees in ST was longer than that in green retention. Cavity trees in ST were often located next to roads and open areas. The distance to the road was similar for the analyzed variants. The nesting tree parameters (DBH, tree height, cavity height, branch height) were not significantly different between the compared types of habitats. Around the cavities in ST, the share of spruce was significantly higher, as well as higher canopy closure in the stand (Table 3).

Cavities were excavated in pines in ST less frequently in MP - all cavities in MP were excavated in pines (Table 4). Differences were not significant. Cavity trees in ST were younger, while tree stands were older than in MP. More living trees were used in ST than in MP. The share of spruce was significantly higher around cavities in ST than around cavities in MP. The canopy closure around nesting trees placed in ST was smaller than that around cavities in MP. This was a result of the black woodpecker choosing places in stands close to roads, edges of tree stands and gaps in tree stands for excavating cavities (Table 4).

Table 1
Characteristics of cavity trees and three types of nesting places of black woodpeckers.

	Stands (N = 226)			Mature patches (N = 70)			Single trees (N = 71)			Unit
	Mean	SD	Range	Mean	SD	Range	Mean	SD	Range	
Tree age	133	33.6	55–225	138	19.0	94–188	133	23.1	65–200	years
Stand age	131	33.8	49–225	57.9	40.1	0–188	26.8	47.6	0–160	years
DBH	49.8	7.4	28–70	48.3	7.0	33–68	51.7	6.7	39–71	cm
Tree height	29.0	4.1	12–34	28.5	5.4	10–33	27.7	5.7	11–32.5	m
Cavity height	12.4	2.9	4.5–20	12.7	2.5	8.5–20	12.3	2.4	6.5–17	m
Branch height	14.9	3.7	6–24	14.9	3.5	8–22	13.9	3.4	5–20	m
Canopy cover	51.6	14.3	0–80	40.8	20	0–100	0.0	0	0	%
Shrub cover	27.2	17.3	0–90	26.9	26.1	0–100	0.4	1.2	0–60	%
Understory cover	28.8	17.5	0–80	20.8	19.6	0–100	0.6	1.6	0–90	%
Distance to stand edge	24.5	32.3	0–220	9.2	6.3	0–25	0.05	1.0	0–3	m
Distance to road	47.7	47.7	3–300	47.4	31.8	10–130	36.3	29.0	2–200	m
N of entrances	1.45	0.88	1–6	1.2	0.6	1–5	1.54	0.82	1–5	
Share of Aspen	1.6	0.88	0–70	0	0	0	0	0	0	%
Share of Birch	1.5	0.62	0–40	0	0	0	0	0	0	%
Share of Spruce	14.5	28.6	0–60	0.5	1.0	0–60	0.4	0.9	0–40	%

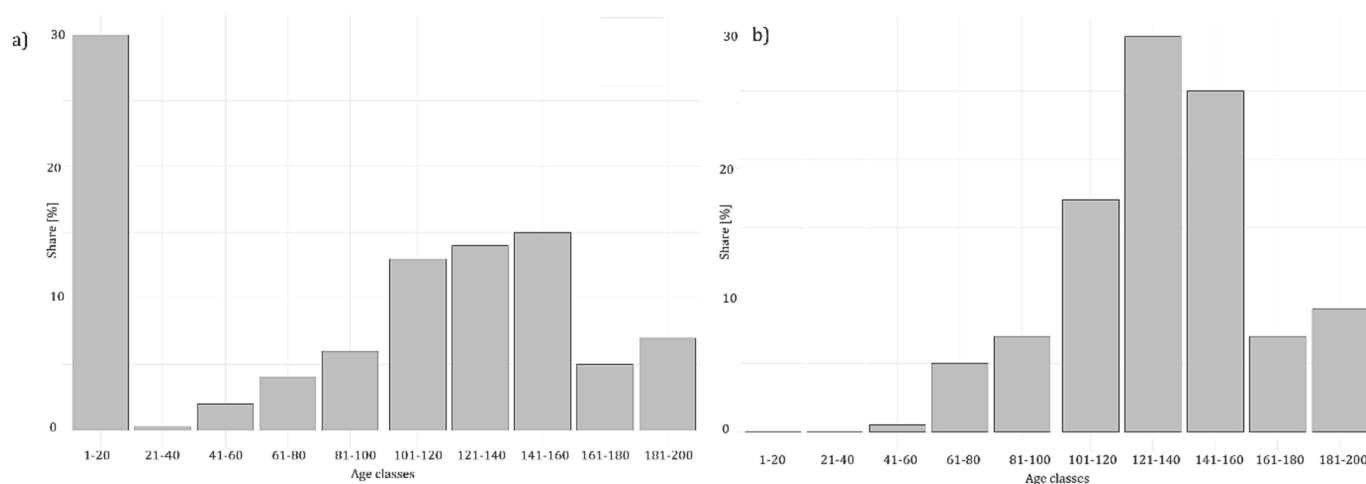


Fig. 1. Percentage of black woodpecker cavities according to age classes of the stand compartment (in 20-year intervals) in tree stands (a) and according to age of the nesting trees (b).

Cavities in pine were less frequent in cavity trees in ST than in IT (Table 5). The age of nesting trees in ST was lower than that in IT, while the age of stands was significantly higher. The DBH of trees chosen by black woodpeckers in IT was larger than that of trees used in ST. The distance to the open area was greater in ST than in IT. The share of spruce and understory cover around nesting trees in ST was higher than that around IT (Table 5).

In the comparison of MP and IT, some parameters were impossible to check due to the lack of aspens and birches in both of these nesting habitats. These two variants of nesting habitat differed from each other the least. The share of nesting tree species was similar in MP and IT (Table 6). ITs were significantly older than nesting trees in MP, while surrounding tree stands were not different in importance level. Most cavities in MP were excavated in trees near the forest edge, and the difference in distance to the edge of the stand was nearly significant. The cavity tree parameters were not significantly different between the compared types of nesting habitat. Shrub cover around cavities in MP was significantly higher than that around IT, while understory cover was nearly significant for these habitats (Table 6).

4. Discussion

The results of this study made it possible to determine the key nesting requirements of the black woodpecker and, consequently, to describe the suitable nesting habitat for this species in managed, pine-dominated temperate forests in northeastern Poland. The observed importance of

pine was partly because it is a dominant tree species, but more importantly, old pine trees exhibit preferred characteristics for cavity excavations. They are large trees that allow for high placement of cavities. Such parameters of pine trees as well as the ecological structure of pine stands are favorable to woodpeckers (Cramp 1985; Gorman 2011). However, pine is not preferred as a nest tree for the black woodpecker in Scandinavia, despite its high proportion, because the trees do not reach an adequate size (Mikusiński 1995). In AF, pine trees were regularly present in all nesting habitat types, birch and aspen were found only in the interior of stands, and alder was sometimes left in clearcuts, which were then used to create a cavity. For black woodpecker, the importance of aspen was not as high as that for grey-headed woodpecker in the same study area (Zawadzka and Zawadzki 2022). Therefore, pine, an economically important species in the forests of central and eastern Europe, is also of great ecological importance for the preservation of the biodiversity of forest ecosystems, provided that more ecological forms of forest use are implemented (Brichta et al. 2023).

In mature forests, tree mortality is increasing as a result of natural and anthropogenic disturbances. Such trees are often preferred by black woodpeckers for cavity excavation (Rolstad et al. 2000; Gorman 2011; Zahner et al. 2012; Puverel et al. 2019). Old, dying and dead trees are often infested with fungi, and their softer wood makes it easier to excavate cavities (Białobok et al. 1993; Bernadzki 2003; Jackson and Jackson 2004; Brichta et al. 2023). In Polish forests, the volume of standing dead trees has been estimated at 4.9 m³ ha⁻¹ (WISL 2022). The mean value of timber in the analyzed nesting stands was 395.5 m³ ha⁻¹.

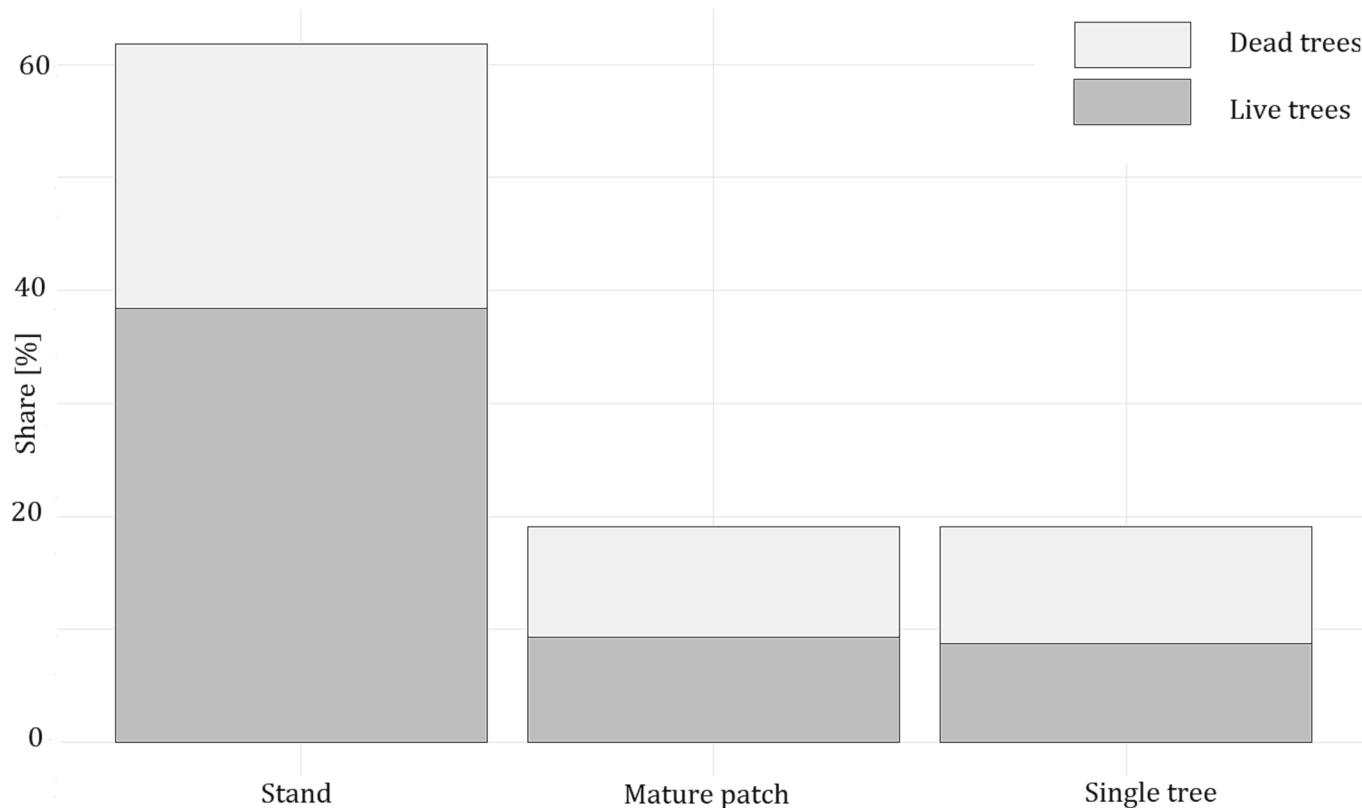


Fig. 2. Percentage of cavities excavated in living and dead trees for the habitat types in Augustów Forest.

Table 2

Logistic model results for comparison of surroundings of nesting trees and mean value for nesting stand (intercept = type of point, binomial error distributed with logit link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	z value	P
Intercept	4.65	0.55	8.386	<0.001
Share of pine	0.34	0.07	5.316	<0.001
Share of alder	0.14	0.08	1.653	0.10
Share of spruce	-0.36	0.07	-4.778	<0.001
Share of birch	-0.60	0.19	-3.162	0.002
Share of aspen	1.30	0.61	2.135	0.03
Canopy closure	-6.13	0.68	-9.103	<0.001
Shrub cover	-2.71	0.59	-4.591	<0.001
Understory cover	4.44	0.77	5.798	<0.001
AIC	427.8			

Table 2

Logistic model results for comparison of nesting trees and random points (intercept = type of point, binomial error distributed with logit link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	z value	P
Intercept	2.674	0.21	12.656	<0.001
Distance to road	-0.023	0.004	-6.047	<0.001
Distance to edge	-0.135	0.002	-7.176	<0.001
AIC	415.38			

In AF, almost half of the nest trees were dead, while in the forests in the study area, dead standing trees accounted for no more than 1 to 3% of the area. This result (44% dead nesting trees) indicates that the black woodpecker showed a strong selection preference for dead trees, regardless of the nest habitat type and forest site type, at a much higher rate than in other study areas. In AF, more than 25% of the cavity trees had visible fungus on the trunk, and approximately a dozen had wood rot on the fresh wood chips thrown out of the cavity (Zawadzki

Table 3

GLM results for comparison of nesting sites in the stand (ST) and green retention (both: mature patch (MP) individual trees (IT), (intercept = pine, binomial error distributed with logit link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	t-value	P
Intercept	-0.83	2.13	-0.389	0.70
Aspen	16.4	32.7	0.005	0.99
Alder	-0.27	1.10	-0.244	0.81
Birch	17.8	38.7	0.005	0.99
Tree age	-0.02	0.01	-1.948	0.05
Stand age	0.03	0.004	7.308	<0.001
Health status	0.81	0.48	1.695	0.09
Distance to edge	0.09	0.03	3.216	0.001
Distance to road	0.004	0.006	0.596	0.55
N entrances	0.07	0.26	0.268	0.79
DBH	-0.03	0.04	-0.974	0.33
Tree height	-0.04	0.05	-0.813	0.42
Cavity height	0.10	0.10	1.035	0.31
Branch height	-0.02	0.07	-0.312	0.75
Share of spruce	0.49	0.17	2.872	0.004
Share of birch	15.2	17.3	0.009	0.99
Share of aspen	14.6	18.9	0.008	0.99
Canopy closure	2.19	1.04	2.107	0.03
Shrub cover	-0.88	1.10	-0.795	0.43
Understory cover	1.18	1.15	1.029	0.30
AIC	213.1			

unpublished). Most of the cavities were excavated in pine trees over 120 years old. This is the age at which the health of the species begins to deteriorate and weaken, and heart-rot infected trees become more common (Bernadzki 2003; Stawski 2011, 2014). Wood hardness is a limiting factor for cavity excavation (Lorenz et al. 2015a). Although there are trees in 80- to 110-year-old pine forests that are thick enough to make cavities, they are too hard and too healthy to be attractive to the black woodpecker for excavation. Woodpeckers rarely selected them, even though such stands covered twice the area of stands over 120 years

Table 4

GLM results for comparison of nesting sites in the stand (ST) and mature patches (MP) (intercept = pine, gamma error distributed with identity link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	t-value	P
Intercept	2.75	2.55	1.078	0.28
Aspen	15.8	29.4	0.005	0.99
Alder	19.4	46.5	0.004	0.99
Birch	17.1	40.8	0.004	0.99
Tree age	-0.02	0.02	-1.994	0.046
Stand age	0.04	0.006	6.628	<0.001
Health status	1.49	0.61	2.454	0.01
Distance to edge	0.08	0.03	2.600	0.009
Distance to road	0.006	0.008	0.736	0.46
N entrances	0.47	0.32	1.474	0.14
DBH	-0.03	0.04	-0.643	0.52
Tree height	-0.08	0.06	-1.204	0.23
Cavity height	0.15	0.11	1.332	0.18
Branch height	-0.06	0.09	-0.674	0.50
Share of spruce	0.51	0.19	2.691	0.007
Share of birch	14.1	16.3	0.009	0.99
Share of aspen	15.4	17.6	0.009	0.99
Canopy closure	-4.0	1.81	-2.214	0.027
Shrub cover	-3.09	1.24	-2.488	0.012
Understory cover	-1.87	1.32	-0.141	0.89
AIC	167.46			

Table 5

GLM results for comparison of nesting sites in the ST and IT (intercept = pine, gamma error distributed with identity link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	t-value	P
Intercept	12.57	5.88	2.139	0.03
Aspen	11.06	50.92	0.002	0.99
Alder	-6.08	2.89	-2.101	0.04
Birch	11.26	58.81	0.002	0.99
Tree age	-0.005	0.002	-2.337	0.01
Stand age	0.003	0.0008	3.524	<0.001
Health status	1.05	0.98	1.077	0.28
Distance to edge	0.17	0.007	2.323	0.020
Distance to road	-0.001	0.001	-1.172	0.24
N entrances	-0.82	0.05	-1.631	0.10
DBH	-0.26	0.009	-2.743	0.006
Tree height	-0.008	0.11	-0.704	0.18
Cavity height	0.32	0.22	1.444	0.15
Branch height	0.02	0.02	1.01	0.92
Share of spruce	1.1	0.53	2.094	0.036
Share of birch	11.6	25.4	0.005	0.99
Share of aspen	12.99	27.4	0.005	0.99
Shrub cover	1.87	2.78	0.674	0.50
Understory cover	5.65	2.65	2.134	0.03
AIC	87.36			

Table 6

GLM results for comparison of nesting sites MP and IT (intercept = pine, gamma error distributed with identity link).

Fixed effect parameter	Estimate	Std. error	t-value	P
Intercept	5.16	4.08	1.265	0.21
Alder	-19.5	17.8	-0.011	0.99
Tree age	-0.04	0.02	-2.394	0.017
Stand age	0.003	0.006	0.405	0.69
Health status	-1.14	0.79	-1.433	0.15
Distance to edge	0.15	0.08	1.891	0.058
Distance to road	0.02	0.01	-1.040	0.30
N entrances	-0.15	0.64	-0.228	0.82
DBH	-0.08	0.06	-1.346	0.18
Tree height	0.12	0.07	1.676	0.09
Cavity height	-0.14	0.12	-0.835	0.40
Branch height	0.05	0.12	0.404	0.68
Share of spruce	-0.09	0.41	-0.211	0.83
Shrub cover	3.62	1.88	1.966	0.05 *
Understory cover	4.26	2.33	1.829	0.067
AIC	105.22			

old in AF. A strong preference by black woodpecker for dead trees has been reported only in Norway (Rolstad et al. 2000). However, dead trees make up a small proportion of black woodpecker cavity trees, which could be due to the low availability of dead trees in intensively managed forests in northwestern Europe (Gorman 2011, Puvarel et al. 2019).

The results suggest that the ability to fly freely is an important criterion in the selection of nest trees. Old stands with low canopy closure were selected for cavity excavation by the black woodpecker. A low density of trees is a common characteristic of pine stands between 120 and 140 years old (Sławski 2014). The preference for gaps in a stand was also indicated by the significantly lower crown density around the cavity trees than in the stand as a whole or by the preference for single trees in clearcuts. The proportion of shrubs and understory was also significantly lower in nesting places, as this vegetation increases the density of the forest and makes it difficult to see, move and fly to the tree with the cavity. In addition, most of the nesting places were close to the edge of the stand, giving the birds better access to the cavity. The roads were also relatively close, resulting in reduced canopy closure. The woodpecker did not excavate any cavity in the spruce trees and avoided this tree species in the vicinity of the cavity. A high proportion of spruce causes a higher density of the vertical structure of a stand, which probably hinders the movement of woodpeckers. Similar correlations with the spruce share have been shown in stands of the AF for the capercaillie *Tetrao urogallus* (Drozdowski et al. 2021). Rolstad et al. (2000) and Puvarel et al. (2019) confirmed a preference for a low tree density around a cavity tree, but Bocca et al. (2007) showed that the black woodpecker avoids areas with minimal canopy closure. We are aware that in our study, these comparisons were made at different spatial scales and that the comparison of field-collected data with forest inventory data may affect the accuracy of the results. Nevertheless, the results clearly indicate that woodpeckers selected low stocking density sites within a given stand.

Our results did not support the hypothesis that stand interiors are preferable breeding sites, although these areas were used by the black woodpecker. Our second hypothesis, that the black woodpecker would not excavate nest cavities in individual trees left in the logging area, was also not supported. We were surprised that the studied bird species can nest in small fragments of an old stand and even in single old trees in clear-cuts. Green-tree retention, such as mature patches and single trees, accounted for 19% and 19% of all cavity trees, respectively, indicating that these sites were not marginally used but were important breeding habitats. In the AF, the black woodpecker excavated cavities in old stands, specifically choosing sites with low crown densities and patches and single old trees left in the logging area. These habitats correspond to old-growth and decay phases as well to postdisturbance areas in natural forests. Single trees were often veterans; they were older and larger than the remaining forest. Although black woodpecker is considered a habitat generalist with high ecological plasticity (Tjernberg et al. 1993; Gorman 2011), it shows a high preference for old forests at the climax stage (Cramp 1985). The high relative share of cavity trees in green tree retention compared to its availability can be the result of the frequent occurrence of dead trees and older trees in those habitats than in the regenerating clearcut. The high availability of old, dead pine trees was attractive to woodpeckers due to their lower wood hardness (Zahner et al. 2012; Puvarel et al. 2019). Green-tree retention practice, introduced in Polish forests, allows us to sustain the population of black woodpecker and possibly those of related secondary cavity users. These results represent the largest difference between the nesting tree preference of the bird species in the AF and that found in other studies in Europe, apart from a study from Norway that showed that 55% of cavity trees were in almost open habitat (Rolstad et al. 2000). Most studies have indicated that forest-tree retention and individual trees are only marginally used for breeding (Gorman 2011; Kosiński and Sikora 2015). It is thought that the black woodpecker requires a patch of mature forest at least 30 ha in size (Angelstam et al. 2004; Garmendia et al. 2006). According to our results, the black woodpecker adapts to changes in the

forest landscape that are created by foresters, with a suitable location not in the extensive mature forest but in the disturbed area with biological legacies in the form of green-tree retention in the clearcut area.

Various forest habitats inhabited by the black woodpecker have been studied across Europe. Despite the large differences in the structure of these habitats and the composition of tree species, characteristics such as tree thickness, tree condition and the height of the cavity entrance above the ground were very similar. These are three key, nonnegotiable characteristics of nesting places selected by black woodpeckers. In this respect, the black woodpecker is a specialized species, as emphasized by Rolstad et al. (2000), Gorman (2011), and Puverel et al. (2019), among others. Differences in nesting habitats may be due to the use of different logging systems in deciduous forests, where there are fewer residual patches and individual trees are often too thin for black woodpeckers.

All of the nesting habitat types used by the black woodpecker in the AF differed in stand density, size and age; density of shrubs and understorey; and distance from the forest edge. No important differences were found in tree thickness and height of the nesting trees or height of the cavity entrance. The following are principles that consistently link selected trees in different nesting habitat types: the thickness of the tree determines the placement of the cavity at the correct height, and the height is similar regardless of the surroundings of the nesting tree.

5. Conclusions

Previous knowledge and published studies have suggested that large patches of mature forest create optimal breeding habitat for black woodpeckers. The main finding of the present study indicates that old, dead, thick, and gnarled trees are more important for cavity excavation as nesting places than large patches of MF. The key element is the nest tree, the characteristics of which do not vary substantially between different nesting habitats and forest site classes. The nesting environment around a nest tree is of less importance for the black woodpecker, if it is not too dense and does not block good access for birds. Green-tree retention in AF, residual patches and single old trees left by foresters in clearcuts, which imitate the disturbed landscape with high availability of biological legacies and forest patches in the decaying phase, provide suitable or even favorable breeding sites for the black woodpecker. The high proportion of cavities excavated in dead trees, unprecedented in other parts of Europe, is related to their high availability in such forest environments and is not recorded in densely managed stands. Changes in forest management (leaving green retention, protecting the cavity trees) could be beneficial not only for the black woodpecker but also for other specialized forest bird species. Retaining residual patches, as well as leaving individual trees in clearcut areas, is recommended as a good practice for black woodpecker conservation in commercial forests in the lowlands of central Europe.

CRedit authorship contribution statement

Grzegorz Zawadzki: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Data curation, Investigation, Visualization, Writing – original draft, Writing – review & editing. **Marek Sławski:** Conduced statistical analysis, review of the literature, significant revision.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgments

We want to thank two anonymous reviewers for valuable comments and suggestions which helped to improve the current paper.

References

- Angelstam, P., Boutin, S., Schmiegelow, F., Villard, M.A., Drapeau, P., Host, G., Innes, J., Isachenko, G., Kuuluvainen, T., Mönkkönen, M., Niemelä, J., Niemi, G., Roberge, J.-M., Spence, J., Stone, D., 2004. Targets for boreal forest biodiversity conservation – a rationale for macroecological research and adaptive management. *Ecol. Bull.* 51, 487–509.
- Arcilla, N., Strazds, M., 2023. Ten Principles for Bird-Friendly Forestry: Conservation Approaches in Natural Forests Used for Timber Production. *Birds*, 4(2), 245–261.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J Stat Soft* 67 (1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Basile, M., Balestrieri, R., de Groot, M., Flajsman, K., Posillico, M., 2016. Conservation of birds as a function of forestry. *Ital. J. Agron.* 11 (s1).
- Bernadzki, E., 2003. Struktura wieku i zagrożenie zgnilizna drewna starych drzewostanów sosnowych. *Sylwan* 147 (05), 3–12.
- Forest Data Bank (BDL 2022). <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy-en>.
- Białobok S., Boratynski A., Bugala W (eds.) *Biologia sosny zwyczajnej*. 1993. Polska Akademia Nauk Instytut Dendrologii w Kórniku, Kórnik, pp. 624.
- Bijak, S., Sarzyński, J., 2015. Accuracy of smartphone applications in the field measurements of tree height. *Folia For. Pol. Seria A* 57, 240–244. <https://doi.org/10.1515/ffp-2015-0025>.
- Bocca, M., Carisio, L., Rolando, A., 2007. Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95, 17–29.
- Brambilla, M., Bassi, E., Bergero, V., Casale, F., Chemollo, M., Falco, R., Longoni, V., Saporetto, F., Vigano, E., Vitulano, S., 2013. Modelling distribution and potential overlap between Boreal Owl *Aegolius funereus* and Black Woodpecker *Dryocopus martius*: implications for management and monitoring plans. *Bird. Conserv. Int.* 23, 502–511. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000117>.
- Brichta J., Vacek S., Cukor J., Mikeska M., Bílek L., Šimunek V., Gallo J., Brabec P. 2023. Importance and potential of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in 21st century. *Cent. Eur. For. J.* 69, 3–20. DOI:10.2478/forj-2022-0020.
- Burton, P.J., Messier, C., Smith, D.W., Adamowicz, W.L., 2003. *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. NRC Research Press, Ottawa.
- Cockle, K.L., Martin, K., Wesolowski, T., 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Front. Ecol. Environ.* 9 (7), 377–382.
- Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 4, 1985, 923.
- De Rosa, D., Andriuzzi, W.S., Di Febraro, M., 2016. Breeding habitat selection of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* L. in Mediterranean forests. *Avocetta* 40, 63–69.
- Drozdowski, S., Zawadzka, D., Zawadzki, G., Studnicki, M., Brzezicki, B., 2021. Mature stand developmental stage has ceased to constitute the most suitable habitat for the capercaillie in Augustów Forest. *Poland. Forest Ecosystems* 8. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00327-7>.
- Franklin, J.F., Berg, D.E., Thornburgh, D.A., Tappeiner, J.C., 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvest: variable retention harvest systems. In: Kohm, K.A., Franklin, J.F. (Eds.), *Creating a forestry for 21st century*. Island Press, Covelo, California, pp. 111–139.
- Garmendia, A., Carcamo, S., 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.
- Gorman, G., 2011. *The Black Woodpecker*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Hansen, A.J., Spies, T.A., Swanson, F.J., Ohmann, J.L., 1991. Conserving biodiversity in managed forests: lessons from natural forests. *Bioscience* 41, 382–392.
- Jackson, J. A., Jackson, B. J., 2000. Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites. *The Condor*, 106(1), 37–49.
- Jacobs, J., 1974. Quantitative measurements of food selection; a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia* 14, 413–417.
- Johnsson, K., Nilsson, S.G., Tjernberg, M., 1993. Characteristics and utilization of old Black Woodpecker *Dryocopus martius* holes by hole-nesting species. *Ibis* 135, 410–416.
- Keller, M., 2007. Cele, metody i efekty inwentaryzacji ptaków – głos w dyskusji. *Studia i Materiały CEPL* 16, 380–385.
- Kosiński, Z., Kempa, M., 2007. Density, distribution and nest-sites of woodpeckers *Picidae*, in a managed forest of western Poland. *Pol. J. Ecol.* 55, 519–533.
- Kosiński, Z., Bilińska, E., Dereziński, J., Jelen, J., Kempa, M., 2010. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius* i buk *Fagus sylvatica* gatunkami zwornikowymi dla siniaka *Columba oenas* w zachodniej Polsce. *Orn. Pol.* 51, 1–13.
- Kosiński, Z., Sikora, A., 2015. Dzięcioł czarny *Dryocopus martius*. In: Chylarecki, P., Sikora, A., Cenian, Z., Chodkiewicz, T. (Eds.), *Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik Metodyczny*. GIOŚ, Warszawa, pp. 491–498.
- Kuczyński L., Chylarecki P., 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., 2002. *Conserving Forest Biodiversity*. Island Press, Washington, A Comprehensive Multiscaled Approach.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B., 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conserv. Biol.* 14 (4), 941–950.

- Linder P., Ostlund L., 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biol. Conserv.* 85, 9–19. doi: 10.1016/S0006-3207(97)00168-7 doi: 10.1016/S0006-3207(97)00168-7.
- Lorenz, T.J., Vierling, K.T., Johnson, T.R., Fischer, P.C., 2015a. The role of wood hardness in limiting nest site selection in avian cavity excavators. *Ecological Applications* 25 (4), 1016–1033.
- Lorenz, T.J., Vierling, K.T., Kozma, J.M., Millard, J.E., Raphael, M.G., 2015b. Space use by white-headed woodpeckers and selection for recent forest disturbances. *The Journal of Wildlife Management* 79 (8), 1286–1297.
- Martin, K., Aitken, K.E.H., Wiebe, K.L., 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor* 106, 5–19.
- Mikusiński, G., 1995. Population trends in black woodpecker in relation to changes and characteristics of European forests. *Ecography* 18 (4), 363–369. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00139.x>.
- Mikusiński, G., Gromadzki, M., Chylarecki, P., 2001. Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. *Conserv. Biol.* 15 (1), 208–217.
- Olano, M., Aierbe, T., Benaran, H., Hurtado, R., Ugarte, J., Urruzola, A., Vazquez, J., Ansoregi, F., Galdos, A., Gracianteparaluceta, A., Fernandez-Garcia, J.M., 2015. Black woodpecker *Dryocopus martius* (L., 1758) distribution, abundance, habitat use and breeding performance in a recently colonized region in SW Europe. *Munibe. Cienc. nat.* 63, 49–71.
- Puverel K., Abourachid A., Böhmer C., Leban J-M. 2019. This is my spot: What are the characteristics of trees excavated by the Black Woodpecker? A case study in two managed French forest. *For. Ecol. Manag.*, 453, 117621. doi: 10.1016/j.foreco.2019.117621 (R Core Team 2020).
- R Core Team, 2020.
- Raport o, n.d. stanie lasów w Polsce. 2006. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych. Warszawa.
- Raport o, n.d. stanie lasów w Polsce. 2016. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych. Warszawa.
- Rolstad, J., Rolstad, E., Sæteren, Ø., 2000. Black woodpecker nest sites: characteristics, selection, and reproductive success. *J. Wildl. Manag.* 64, 1053–1066.
- Rosenvald, R., Lohmus, A., 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *For. Eco. Manag.* 255, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.016>.
- Saporetta, F., Colaone, S., Guenzani, W., Zarbo, T., 2016. Nest-site characteristics and breeding biology of the Black Woodpecker in north-western Lombardy, Italy. *Rivista Italiana di Ornitologia - Research in Ornithology* 86 (39–48), 2016. <https://doi.org/10.4081/rio.2016.304>.
- Seymour, R.S., Hunter, M.L., 1999. Principles of Ecological Forestry. In: Hunter, M.L. (Ed.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, pp. 22–62.
- Sławski, M., 2011. Analysis of forest structure in relation to age – Scots pine case study. *Sylwan* 155, 10–20.
- Sławski, M., 2014. Zmiany struktury lasu w szergu rozwojowym drzewostanów sosnowych zagospodarowanych sposobem zrębowym. Warszawa, Wydawnictwo SGGW, p. 123.
- Sokołowski, A., 2010. Puszcza Augustowska. CILP, Warszawa.
- Spies, T.A., 1998. Forest structure: a key to the ecosystem. *Northwest Sci.* 72, 34–39.
- Tjernberg, M., Johnsson, K., Nilsson, S.G., 1993. Density variation and breeding success of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in relation to forest fragmentation. *Orn. Fenn.* 70, 155–162.
- Wesolowski, T., 2011. „Lifespan” of woodpecker-made holes in a primeval forest: A thirty years study. *For. Ecol. Manag.* 262, 1846–1852. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.001>.
- Wesolowski T., Martin K., 2018. Tree holes and hole-nesting birds in European and North American Forests. In: Mikusiński G., Roberge J.-M., Fuller R.J.: *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 79–144.
- Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów, WISL, 2022. Biuro Urządzenia Lasu I Geodezji Leśnej. Sękocin Stary 51–52. https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/Media/Default/Publikacje/WISL2017_2021.pdf.
- Zahner V., Sikora L., Pasinelli G., 2012. Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the black woodpecker. *For. Ecol. Manag.* 271, 98–103. doi: 10.1016/j.foreco.2012.01.041.
- Zawadzka, D., 2018. Dziuple w ekosystemach leśnych: formowanie, rozmieszczenie, znaczenie ekologiczne i wskazania ochronne. *Sylwan* 162, 509–520. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2018030>.
- Zawadzka, D., Drozdowski, S., Zawadzki, G., Zawadzki, J., 2016. The availability of cavity trees along an age gradient in fresh pine forest. *Silva Fenn.* <https://doi.org/10.14214/sf.1441>, 50 article 3 id 1441.13p.
- Zawadzka, D., Zawadzki, G., 2017. Charakterystyka drzew gniazdowych dzięcioła czarnego w Puszczy Augustowskiej. *Sylwan* 161, 1002–1009. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2017104>.
- Zawadzka, D., Zawadzki, G., 2022. Nest trees selected by the grey-headed woodpecker in northeastern Poland. *Sylwan* 166, 566–578. <https://doi.org/10.26202/sylwan.2022064>.
- Zawadzki, G., Zawadzka, D., Soltys, A., Drozdowski, S., 2020. Nest sites selection by the white-tailed eagle and black stork – implications for conservation practice. *For. Ecosyst.* 7, 59. <https://doi.org/10.1186/s40663-020-00271-y>.
- Zawadzki G., 2020. Dzięcioł czarny jako gatunek wskaźnikowy w wielofunkcyjnej, trwale zrównoważonej gospodarce leśnej. *Sylwan* 164, 604–615. doi: 1026202/sylwan.2020047.

Warszawa, 05.02.2024

Mgr inż. Grzegorz Zawadzki
grzegorz_zawadzki@sggw.edu.pl

Rada Dyscypliny Nauki Leśne
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy:

Zawadzki G., Sławski M. 2023. Green tree retention as a conservation tool for the black woodpecker in managed forests. Forest Ecology and Management, Volume 548, 121398,

mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na opracowaniu planu i metodyki badań, przeprowadzeniu badań, podsumowaniu materiału, wykonaniu map, rycin i analiz statystycznych, napisaniu wstępnej wersji publikacji. Byłem autorem korespondencyjnym.

Podpis

Grzegorz Zawadzki

Warszawa, 05.02.2024

Dr hab. Marek Sławski
marek_slawski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Nauki Leśne
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy:

Zawadzki G., Sławski M. 2023. Green tree retention as a conservation tool for the black woodpecker in managed forests. Forest Ecology and Management, Volume 548, 121398,

mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na konsultacji analizy statystycznej, współpracy przy przeglądzie literatury oraz korekcie ostatecznej wersji tekstu pracy.


Podpis



Wyrażam zgodę na udostępnienie mojej pracy w czytelnich Biblioteki SGGW

.....
Gregorz Zawadzki
(czytelny podpis autora)

Wraz z niniejszym pismem przekazane zostały w dniu 06.02.2024
Instytutowi Nauk Leśnych SGGW 4 kopie rozprawy doktorskiej wraz
z wymaganymi załącznikami.


Grzegorz Zawadzki

Katedra Ochrony Lasu
Instytut Nauk Leśnych
grzegorz_zawadzki@sggw.edu.pl