

LESZEK BOLIBOK, BOGDAN BRZEZIECKI, STANISŁAW DROZDOWSKI, DOROTA ZAWADZKA, JERZY ZAWADZKI

Zastosowanie drzew klasyfikacji do określenia preferencji środowiskowych gatunków na przykładzie głuszca (*Tetrao urogallus*)

Application of classification trees for assessment species habitat preferences on the example of capercaillie (*Tetrao urogallus*)

ABSTRACT

Bolibok L., Brzeziecki B., Drozdowski S., Zawadzka D., Zawadzki J. 2014. Zastosowanie drzew klasyfikacji do określenia preferencji środowiskowych gatunków na przykładzie głuszca (*Tetrao urogallus*). Sylwan 158 (4): 267-276.

Habitat preferences of capercaillie *Tetrao urogallus* in the Augustowska Forest (NE Poland) were evaluated using classification trees. Data were collected on 1033 circular sampling plots localized on leks and in their vicinity with 1 km radius. Gathered information described tree stands (site conditions, age, species composition, tree density, closure, vertical structure, lower strata coverage (saplings and shrubs) and blueberry coverage (*Vaccinium myrtillus*) as well signs of capercaillie presence. The analysis shows that for capercaillie of key importance are tree stands growing on fresh or wet coniferous sites, more than 100 years old, with density less than 446 trees/ha, with anthill and situated more than 150 from a road.

KEY WORDS

classification, *Tetrao urogallus*, environmental preferences, Augustowska Forest

ADDRESSES

Leszek Bolibok ⁽¹⁾ – e-mail: leszek_bolibok@sggw.pl

Bogdan Brzeziecki ⁽¹⁾, Stanisław Drozdowski ⁽¹⁾, Dorota Zawadzka ⁽²⁾, Jerzy Zawadzki ⁽³⁾

⁽¹⁾ Katedra Hodowli Lasu; SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159; 02-776 Warszawa

⁽²⁾ Instytut Nauk Leśnych; Uniwersytet Łódzki, filia w Tomaszowie; ul. Konstytucji 3 Maja 65; 97-200 Tomaszów Mazowiecki

⁽³⁾ Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Radomiu; ul. 25 Czerwca 68; 26-600 Radom

Wstęp

Drzewa decyzyjne, a wśród nich drzewa klasyfikacji, należą do tzw. metod poszukiwania wiedzy, pozwalających formułować reguły opisujące badane zjawiska poprzez analizę obszernych zbiorów zróżnicowanych danych. Metoda drzew decyzyjnych od pewnego czasu jest stosowana w badaniach preferencji środowiskowych ptaków [Bell 1996; North i in. 1999; Huettmann, Diamond 2001], a jej wykorzystanie w ostatnich latach jest coraz częstsze [Palomino, Carrascal 2005; Díaz 2006; Low i in. 2006; Olivier, Wotherspoon 2006; Kuczyński, Chylarecki 2012]. Drzewa decyzyjne w sposób obiektywny wskazują te spośród badanych czynników środowiska (np. rodzaj struktury drzewostanu, obecność borówki), które zwiększają prawdopodobieństwo wystąpienia badanego gatunku. Lista jest porządkowana automatycznie i może być interpretowana jako opis hierarchii preferencji środowiskowych badanego gatunku. Jednocześnie może być z łatwością wykorzystana do określenia przestrzennego zasięgu siedlisk preferowanych, o ile dostępną jest

informacja o przestrzennej zmienności badanych cech środowiskowych (np. wieku, zadrzewieniu czy udziale gatunku głównego drzew w drzewostanie).

Głuszc *Tetrao urogallus* jest największym kurakiem leśnym, ściśle osiadłym, występującym w europejskich borach górskich oraz lasach borealnych. Od przeszło 100 lat wykazuje regres liczebności niemal w całym europejskim zasięgu. Najszybciej wymierają izolowane populacje środkowoeuropejskie [Storch 2000, 2001]. Optymalny, pierwotny biotop głuszca stanowią stare, rozległe bory iglaste o umiarkowanym zwarciu koron z dobrze wykształconym runem z dominacją borówki czernicy *Vaccinium myrtillus*, urozmaicone borami bagiennymi lub wilgotnymi oraz niewielkimi płatami odnowienia naturalnego.

Konieczność wypracowania skutecznych form ochrony głuszca stanowi ważną przesłankę do podjęcia badań szczegółowych preferencji środowiskowych, gdyż utrata oraz przekształcanie siedlisk uznawane są za jeden z najważniejszych czynników raptownego wymierania gatunku [Storch 2001, 2007]. Wybiórczość środowiskowa głuszca oceniana była różnymi metodami, uwzględniającymi różne aspekty preferencji gatunku i zróżnicowaną skalę przestrzenną. Z norweskich badań telemetrycznych wynika, że dominujące samce zimą preferują stare bory z przewagą sosny w pobliżu tokowisk, a młodsze samce oraz samice zasiedlają drzewostany średniowiekowe [Gjerde, Wegge 1989]. Zimą głuszce unikają drzewostanów zbyt luźnych (poniżej 500 drzew/ha) oraz zbyt gęstych (powyżej 1000 drzew/ha) i preferują drzewostany sosnowe z domieszką świerka [Gjerde 1991a]. Badania wybiórczości środowiskowej głuszca w małej skali (oparte na pomiarach terenowych cech drzewostanu) prowadzono w Szwajcarii [Bollmann i in. 2005]. Skonstruowany w ten sposób model stanowi praktyczne narzędzie do opracowania wskazań dla ochrony głuszca w lasach gospodarczych. W Puszczy Augustowskiej oceniono zróżnicowanie jakości środowiska wokół czynnych i opuszczonych tokowisk przy zastosowaniu metody HSI (Habitat Suitability Index) [Storch 2002; Brzezicki i in. 2012]. Dotychczas przy ocenie preferencji siedliskowych głuszca metoda drzew decyzyjnych nie była stosowana.

Celem niniejszej pracy było określenie hierarchii czynników definiujących biotop preferowany przez głuszca na podstawie statystycznej analizy śladów jego obecności (odchody, miejsca kąpieli piaszczystych, pióra) i cech drzewostanów, a także innych parametrów środowiskowych zarejestrowanych na powierzchniach próbnych założonych na czynnych tokowiskach w Puszczy Augustowskiej z wykorzystaniem metody drzew klasyfikacji oraz porównanie wyników tej automatycznej procedury z wymagającą decyzji eksperckiej metodą HSI.

Materiał i metody

Puszcza Augustowska (23°15'E, 53°54'N) pokrywa piaszczystą, płaską równinę sandrową z okresu zlodowacenia bałtyckiego, urozmaiconą wydrami i zagłębieniami wytopiskowymi, w których znajdują się jeziora lub bagna [Kondracki 1994]. W puszczy dominują siedliska borowe na glebach bielcowych. Lasy zajmują 93% powierzchni. Drzewostany z dominującą sosną pokrywają 78% powierzchni leśnej, olszą – 9%, świerkiem – 8%, brzozą – 5% i dębem – 1%. Na obszarze Lasów Państwowych średni wiek drzewostanów wynosi 60 lat, a ponad 100-letnie starodrzewy zajmują około 7% powierzchni.

Na podstawie danych o liczebności i rozmieszczeniu głuszca z minionego ćwierćwiecza [Zawadzki i in. 1999; Zawadzka, Zawadzki 2008] wytypowano do przeprowadzenia pomiarów terenowych obszary 9 tokowisk, na których tokowało 1-7 ptaków, przy czym na 7 z nich stwierdzono tylko 1-3 kogutów, a jedynie na dwóch po 4-6 ptaki. Pomiarami objęto tokowisko oraz tereny leżące w promieniu 1 km od centrum miejsca toków, jako kluczowe miejsca regularnego przebywania ptaków [Rolstad, Wegge 1987]. Pomiarów terenowych prowadzono na powierzchniach

próbnych zlokalizowanych w terenie w siatce kwadratów o boku 200 m (średnio jedna powierzchnia przypadła na 4 ha). Na jeden obiekt (rozumiany jako obszar w promieniu 1 km od centrum tokowiska) przypadało od 93 do 133, średnio 115 powierzchni próbnych. Z pomiarów wyłączono zwarte obszary żyznych lasów świeżych i wilgotnych oraz olsów, jako środowiska *a priori* nieprzydatne dla głuszca. W sumie założono 1033 powierzchnie próbne, a całkowita powierzchnia objęta badaniami wyniosła 4 132 ha.

Powierzchnia próbna składała się z dwóch współśrodkowych kół o promieniu 5 i 15 m. W kole o promieniu 5 m notowano ślady obecności głuszca (odchody, miejsca kąpieli piaszczystej i pióra). W kole o promieniu 15 m szacowano wartości cech drzewostanu oraz zbiorowiska leśnego i rejestrowano je za pomocą kodów (tab. 1). Listę badanych cech ustalono w oparciu

Tabela 1.

Cechy badane na kołowych powierzchniach próbnych
Habitat features recorded on sampling plots

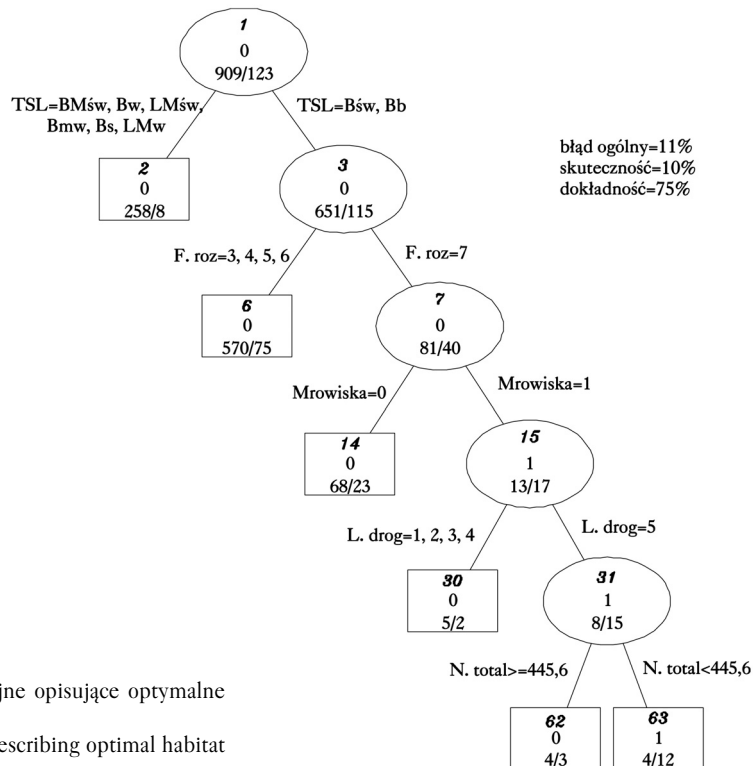
Cecha (nazwa skrócona)	Rejestrowane poziomy cechy
Faza rozwojowa (Froz)	powierzchnia nieleśna (1), zrzęb (2), uprawy do 10 lat (3), drzewostany 11-30 lat (4), 31-60 lat (5), 61-100 lat (6), powyżej 100 lat (7)
Budowa piętrowa drzewostanu (Bud.drz)	drzewostany jednopiętrowe (1), drzewostany dwupiętrowe (2), drzewostany o strukturze przerębowej (3)
Udział sosny w głównym piętrze drzewostanu (Udz.so1p)	powyżej 90% (1), 71-90% (2), 51-70% (3), 21-50% (4), poniżej 20% (5)
Zwarcie głównego piętra drzewostanu (Zwarcie.1p)	pełne (1), umiarkowane (2), przerywane (3), luźne (4), brak zwarcia (5)
Zwarcie drugiego piętra drzewostanu (Zwarcie.2p)	słabo rozwinięte (1), silne (2)
% pokrycia przez podszyt (Podszyt.podr)	poniżej 10% (1), 10-20% (2), 21-40% (3), 41-60% (4), powyżej 60% (5)
Wysokość runa (H.runa)	<10 cm (1), 10-20 cm (2), 21-30 cm (3), 31-40 cm (4), 51-60 cm (6), 61-70 cm (7), 71-80 cm (8), >80 cm (9)
Procentowy udział borówek (Udz.bor)	brak (1), 1-10% (2), 10-20% (3), 20-30% (4), 30-40% (5), >40% (6)
Typ siedliskowy lasu (TSL)	bór suchy (Bs), bór świeży (Bśw), bór wilgotny (Bw), bór bagienny (Bb), bór mieszany świeży (BMśw), bór mieszany wilgotny (BMw), las mieszany świeży (LMśw), las mieszany wilgotny (LMw)
Odległość od dróg jezdnych i wywozowych (L.drog)	do 10 m (1), 11-50 m (2), 51-100 m (3), 101-150 m (4), powyżej 150 m (5)
Obecność szeroko ugałęzionych drzew o charakterze przestojów (Przest.rozp)	obecne (1), brak (0)
Obecność wykrotów i martwego drewna (Wyk.zl)	obecne (1), brak (0)
Obecność mrowisk (Mrowiska)	obecne (1), brak (0)
Liczba elementów strukturalnych: (suma wartości zmiennych Przest.rozp, Wyk.zl, Mrowiska) (N.elementów)	0, 1, 2, 3
Zagęszczenie drzew na kołowej pow. próbnej w przeliczeniu na 1ha (N.total)	zmienna ciągła niekodowana
Występowanie śladów obecności piór, miejsc kąpieli, odchodów) głuszca (tetrao)	obecne (1), brak (0)

o wyniki badań nad preferencjami środowiskowymi głuszca [Storch 2002; Bollmann i in. 2005], jak też na podstawie własnych obserwacji terenowych, uwzględniając dodatkowo odległość od uczęszczanych dróg [Summers i in. 2007] i obecność mrowisk jako źródła pożywienia dla piskląt [Klaus i in. 1989]. Ponadto, w celu lepszej oceny struktury drzewostanu, określano liczbę drzew w drzewostanach powyżej 30 lat w kole o promieniu 5 m, a w drzewostanach w wieku do 30 lat w kole o promieniu 2 m.

Z wielu możliwych typów drzew decyzyjnych wybrano metodę CART [Breiman i in. 1999] jako jedną z częściej stosowanych w badaniach ornitologicznych. Do badania preferencji głuszca wobec drzewostanów, w których najczęściej przebywa, wykorzystano odmianę tej metody zwaną drzewem klasyfikacji, ponieważ zmienna objaśniana ma charakter binarny, nieciągły. Obliczenia zostały wykonane za pomocą algorytmu rpart [Therneau, Atkinson 1997] w środowisku programu R [R... 2011]. Podczas generowania omawianych drzew, aby zapobiec wskazywaniu przypadkowych zmiennych dyskryminujących, zastosowano aprioryczne ograniczenie rozrostu drzewa do 5 węzłów.

Wyniki

Zebrane dane zostały przeanalizowane dwukrotnie z zastosowaniem parametrów modyfikujących działanie algorytmu. Drzewo klasyfikacyjne wygenerowane przez algorytm rpart prezentuje opracowane przez algorytm reguły wyróżniania siedlisk preferowanych przez głuszca (ryc. 1). Bezpośrednio drzewo klasyfikacyjne wskazuje opis parametrów środowiska, w którym na powierzchniach próbnych najczęściej odnajdywano ślady głuszca. Elipsami oznaczono węzły, a prostokątami liście drzewa. W obu przypadkach wewnątrz figury znajdują się trzy linie opisu węzła.



Ryc. 1.

Drzewo klasyfikacyjne opisujące optymalne siedliska głuszca
 Classification tree describing optimal habitat of capercaillie

W najwyższej podano numer węzła, cyfra w środkowej linii oznacza klasę, jaką model przypisał do danej grupy powierzchni kołowych (1 – preferowane, 0 – niepreferowane), w najniższej linii podane są liczby powierzchni kołowych bez/ze śladami głuszcza zakwalifikowanych do danego węzła. Odcinki łączące każdy element nadrzędny z dwoma podrzędnymi są opisane nazwami oraz wartościami zmiennych, na podstawie których algorytm dokonał podziału węzła. Przedstawione na rycinie 1 drzewo klasyfikacyjne definiuje tylko jedną kategorię drzewostanów preferowanych (liść nr 63). Są to drzewostany rosnące na siedliskach Bśw i Bb, ponad 100-letnie (faza 7), z mrowiskami, zlokalizowane co najmniej 150 m od najbliższej drogi, przy zagęszczeniu drzew poniżej 445,6 szt./ha.

Macierz pomyłek dla drzewa z ryciny 1 (tab. 2) zawiera informację o błędach klasyfikacji popełnionych przez algorytm i pozwala na ocenę oraz porównywanie drzew klasyfikacyjnych. Błąd ogólny tego drzewa wyniósł 11%, czyli 115 powierzchni według proponowanego algorytmu zostało zaklasyfikowanych do niewłaściwych kategorii (4 powierzchnie bez obecności śladów głuszcza i 111 powierzchni z obecnością śladów). Precyzja (odsetek powierzchni rzeczywiście zawierających ślady głuszcza wśród wszystkich wskazanych jako preferowane) wynosiła dla omawianego drzewa 75% (12 powierzchni z 16 zakwalifikowanych jako preferowane zawierało ślady głuszcza). Skuteczność drzewa (odsetek drzewostanów ze śladami obecności, które zostały zakwalifikowane jako drzewostany preferowane) wynosiła zaledwie 10%, ponieważ algorytm poprawnie sklasyfikował tylko 12 z 123 powierzchni ze śladami głuszcza. Oznacza to, że 90% śladów obecności głuszcza rejestrowano w innych warunkach drzewostanowych niż opisane przez definicję liścia 63. W tym kontekście na szczególną uwagę zasługuje liść nr 6, w którym z definicji drzewostanów preferowanych zostały wykluczone drzewostany młodszych faz rozwojowych, a wraz z nimi 75 z ogólnej liczby 123 spostrzeżeń obecności głuszcza na powierzchniach próbnych. Wysoka precyzja tego modelu została okupiona jego małą skutecznością. Można powiedzieć, że algorytm wskazał definicję drzewostanów optymalnych dla głuszcza, w których szansa na znalezienie śladów obecności głuszcza była największa.

Aby zwiększyć skuteczność modelu, wprowadzono asymetrię kosztów błędnej klasyfikacji (ryc. 2). Umowny koszt zakwalifikowania powierzchni próbnej, bez śladów głuszcza, do drzewostanów preferowanych był pięciokrotnie niższy niż koszt błędu odwrotnego. Algorytm, dążąc do minimalizacji kosztów błędów w klasyfikacji, tworzył reguły wyodrębniania drzewostanów preferowanych, tak aby jak najwięcej powierzchni próbnych ze śladami głuszcza zostało sklasyfikowanych do węzłów drzewa jako preferowane. Tym razem algorytm rpart wskazał dwie kategorie drzewostanów preferowanych przez głuszcza (liść 31 i 55). Kryteria podziałów prowadzące do liścia 31 są podobne do poprzedniej definicji siedlisk preferowanych. Są to ponad 100-letnie drzewostany na siedliskach Bśw, Bw i Bb, oddalone o ponad 100 m od uczęszczanej drogi.

Tabela 2.

Macierz pomyłek dla drzewa klasyfikacyjnego z ryc. 1
Error matrix for model shown on the figure 1

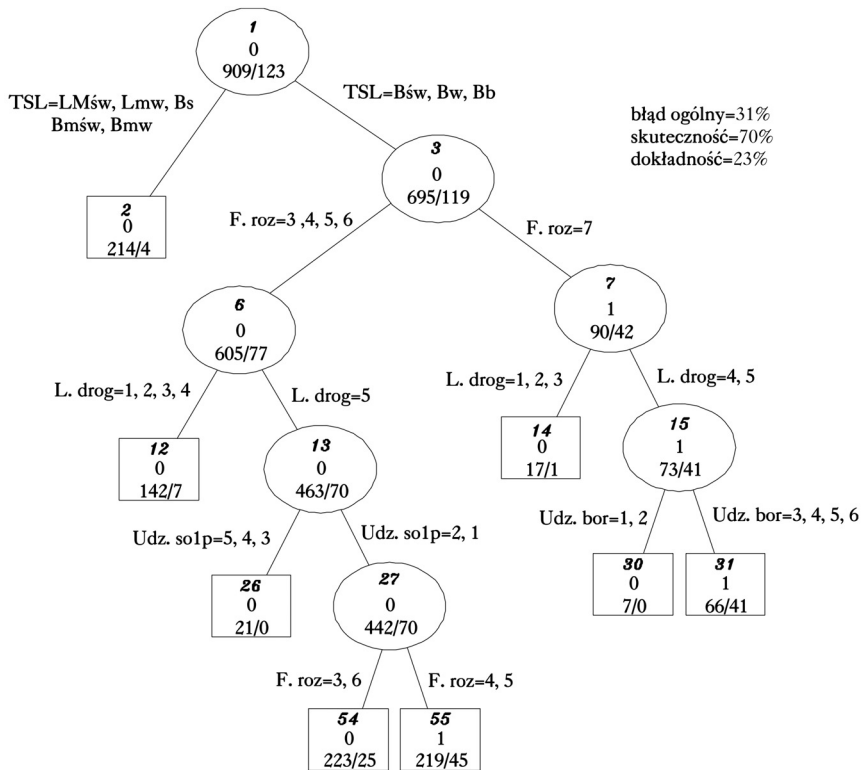
	Klasyfikowane jako 0 (niepreferowane)	Klasyfikowane jako 1 (preferowane)	Błędy modelu [%]	Liczebność kategorii	% kategorii
Rzeczywiste 0	905 ⁴	4 ³	0	909	88
Rzeczywiste 1	111 ²	12 ⁵	90	123	12
Błędy [%]	11	25	11 ¹	1032	100

1 – błąd ogólny; 2 – klasyfikacje fałszywe negatywne; 3 – klasyfikacje fałszywe pozytywne; 4 – klasyfikacje prawdziwe negatywne; 5 – klasyfikacje prawdziwe pozytywne

1 – overall error; 2 – false negative; 3 – false positive; 4 – true negative; 5 – true positive classifications

W porównaniu z poprzednią definicją zakres siedlisk został poszerzony o bór wilgotny oraz uległa zmniejszeniu odległość od drogi. W nowej definicji została pominięta obecność mrowisk.

Definicja drzewostanów opisanych w liście 55 obejmuje drzewostany z tych samych siedlisk, ale młodszych (10-60 lat), położonych ponad 150 m od drogi, z udziałem sosny w I piętrze przekraczającym 70%. W tym wariancie algorytm przedstawił szerszą definicję drzewostanów preferowanych, obejmującą również te, w których szansa na odnalezienie śladów głuszca jest mniejsza, czyli drzewostany suboptymalne. Z macierzy pomyłek wynika, że błąd ogólny drugiego modelu jest większy (31%) niż pierwszego (tab. 3). Pod względem precyzji drzewo to jest również gorsze od poprzedniego (spadek do 23%). Są to konsekwencje znacznego wzrostu skuteczności modelu (do 70%).



Ryc. 2.

Drzewo klasyfikacyjne opisujące optymalne i suboptymalne siedliska głuszca
 Classification tree describing optimal and suboptimal habitats of capercaillie

Tabela 3.

Macierz pomyłek dla drzewa klasyfikacyjnego z ryc. 2
 Error matrix for model shown on the figure 2

	Klasyfikowane jako 0 (niepreferowane)	Klasyfikowane jako 1 (preferowane)	Błędy modelu [%]	Liczebność kategorii	% kategorii
Rzeczywiste 0	624 ⁴	285 ³	31	909	88
Rzeczywiste 1	37 ²	86 ⁵	30	123	12
Błędy [%]	6	77	31 ¹	1032	100

oznaczenia jak w tabeli 2; denotes as in table 2

Dyskusja

Dane zebrane podczas pomiarów terenowych w Puszczy Augustowskiej mają teoretycznie idealną postać, aby je analizować za pomocą drzewa klasyfikacyjnego. Modele przedstawione na rycinach 1 i 2 wykazują dużą stabilność zestawu cech diagnostycznych wybieranych przez algorytm do budowy początkowych rozgałęzień drzew decyzyjnych. Oznacza to, że wymienione tam elementy środowiska mają największe znaczenie przy wskazaniu drzewostanów, w których przebywają głuszce i pozostawiają swoje ślady. Metoda drzew klasyfikacji okazała się szczególnie skuteczna przy odsiewaniu cech drzewostanów, które nie wykazują związku z poszukiwaną wartością zmiennej zależnej (ślądami głuszca). Niemniej jednak błąd ogólny przedstawionych drzew decyzyjnych był dość wysoki. Dla drzew bez modyfikacji kosztów wynosił on 11% i był na poziomie porównywalnym z innymi badaniami zmierzającymi do określenia preferencji środowiskowych ptaków. North i in. [1999] w badaniach preferencji środowiskowych puszczyka plamistego *Strix occidentalis* skonstruowali drzewo klasyfikacyjne o błędzie 14%, a Olivier i Wotherspoon [2006] w badaniach dotyczących petreła *Pagodorna nivea* – 19,8%.

Stosunkowo wysokie wartości błędu ogólnego dla analizowanych drzew klasyfikacyjnych można do pewnego stopnia łączyć z pewnym problemem metodycznym. Nie ma gwarancji, że głuszce pozostawiły ślady swojej obecności (odchody, pióra, dołki kąpielowe) na tyle obficie w drzewostanach preferowanych, że zawsze zostały one odnalezione na losowych powierzchniach próbnych. Gdy wśród analizowanych danych znajdują się powierzchnie próbne z takim samym zestawem cech opisujących drzewostan, ale raz zawierające ślady głuszca, a innym razem nie, utrudnia to bezbłędne wskazanie cech drzewostanów preferowanych. Powierzchnia próbna bez śladów obecności głuszca w drzewostanie o cechach preferowanych przez ptaki może przy podsumowaniu analizy być potraktowana jako przykład klasyfikacji fałszywej pozytywnej. Sytuacja taka jest wysoce prawdopodobna na obszarach, gdzie liczebność głuszca jest zbyt niska, aby gatunek ten zajmował całą powierzchnię wszystkich odpowiednich siedlisk [Storch 2002]. Do takich miejsc należy Puszcza Augustowska [Zawadzka, Zawadzki 2008; Zawadzki, Zawadzka 2012].

Stosunkowo duży błąd ogólny uzyskanych drzew decyzyjnych, a szczególnie mała ich skuteczność sugerują, że zebrane dane nie obejmują informacji o wszystkich czynnikach istotnych dla wyjaśnienia rozmieszczenia głuszca w drzewostanach. Analizowany zestaw zmiennych objaśniających odnosił się do warunków lokalnych powierzchni próbnej. Analizy przeprowadzone przez Storch [2002] wykazały, że obecność lub brak śladów głuszca tylko częściowo można wyjaśnić zmiennością parametrów środowiska, ocenianych w mniejszej skali przestrzennej. Cytowane badania wskazują, że obecność głuszca w biotopie może być do pewnego stopnia warunkowana przez czynniki działające w większych skalach przestrzennych. Na trudność w opisanu kryteriów wyboru środowiska przez głuszca na poziomie drzewostanu i niemożliwość wyjaśnienia wszystkich aspektów jego występowania w skali lokalnej wskazywali również inni badacze [Bollmann i in. 2005; Graf i in. 2005; Quevedo i in. 2006].

Na podstawie wskazań algorytmu rpart, w oparciu o cechy opisu drzewostanu, za siedliska preferowane (optymalne) można uznać drzewostany na siedliskach Bśw i Bb, ponad 100-letnie, z mrowiskami, położone co najmniej 150 m od uczęszczanych dróg. Przeprowadzone analizy pozwalają również na wskazanie definicji siedlisk suboptymalnych. W nowej definicji pojawia się dodatkowo siedlisko boru wilgotnego, maleje odległość do najbliższej drogi (co najmniej 100 m). Ponadto poszerzona definicja obejmuje też młodsze drzewostany, odległe od dróg o co najmniej 150 m, o udziale sosny przekraczającym 70%.

Obraz wymagań środowiskowych głuszca uzyskany w wyniku zastosowania drzew decyzyjnych generalnie potwierdza znaczenie cech środowiska uznawanych za istotne w większej części zasięgu zarówno na podstawie metod opisowych, jak i analiz matematycznych i statystycznych. Ocena preferencji siedliskowych głuszca w Puszczy Augustowskiej w oparciu o kołowe powierzchniowe próbną metodą HSI wykazała, że zasiedlane przez głuszce biotopy w promieniu 1 km od tokowisk miały przeciętną wartość wskaźnika, czyli należały do suboptymalnych [Brzeziecki i in. 2012]. Głuszce preferowały drzewostany powyżej 60 lat, z dominacją sosny, o umiarkowanym lub przerywanym zwarciu z udziałem podszytu poniżej 10%. Najważniejszą cechą odróżniającą tokowiska czynne i opuszczone był udział podszytu, istotnie wyższy na tokowiskach opuszczonych [Brzeziecki i in. 2012]. W analizach preferencji przy użyciu drzew decyzyjnych udział podszytu nie był cechą różnicującą, gdyż do analiz nie wzięto danych z powierzchni kołowych z obszarów tokowisk opuszczonych, różniących się znacznie wyższym udziałem podszytu.

Preferencje mało żyznych siedlisk borowych oraz starych drzewostanów z wysokim udziałem sosny, a także obecność borówek i mrowisk to kluczowe cechy nizinnego biotopu głuszca w Europie. Większość badaczy głuszca podkreśla preferencję gatunku wobec najstarszych klas wiekowych, pomimo obserwowanego w całym zasięgu wzrostu zasiedlania przez ptaki drzewostanów młodszych, związanego głównie z obniżeniem wieku rębności drzewostanów gospodarczych [Rolstad, Wegge 1987; Storch 2001; Angelstam 2004; Sirkiä i in. 2010; Wegge, Rolstad 2011].

Optymalne zagęszczenie drzew w Puszczy Augustowskiej nie przekraczało 446 sztuk/ha. Jest to zagęszczenie niższe od stwierdzonego zimą w Norwegii, gdzie wynosiło ono 500-1000 drzew/ha [Gjerde 1991a, b]. W słowackich Karpatach liczba drzew na tokowiskach wynosiła od 400 do 1000 [Saniga 1996]. W górach centralnej Słowacji w drzewostanach górnego piętra stwierdzono od 200 do 1050 drzew/ha (średnio 725) oraz 5-650, średnio 290 drzew/ha, w dolnym piętrze, przy czym górne stwierdzone zagęszczenia były zbyt wysokie dla głuszca [Saniga 2003]. Liczba drzew wydaje się jednak mniej istotna niż tworzone przez nie zwarcie drzewostanów, preferowane w zakresie 50-80%, od umiarkowanego do rozluźnionego [Schroth 1991; Storch 2001, 2002]. Do istotnych czynników należy oddalenie od dróg [Summers i in. 2007], wykazane jako ważne w niniejszej pracy. Pokrycie borówki czernicy było ważnym elementem w Alpach Bawarskich [Storch 1993, 2002] oraz Górach Kantabryjskich [Quevedo i in. 2006], a mniej istotnym w Alpach Szwajcarskich, być może ze względu na wysoki i mało zróżnicowany udział tego gatunku na wszystkich powierzchniach [Bollmann i in. 2005]. Analiza danych z Puszczy Augustowskiej nie potwierdziła tak silnej zależności głuszca od płatów borówki, gdyż do grupy biotopów suboptymalnych algorytm zaliczył powierzchnie o udziale borówki w granicach 10-20%. W Alpach Bawarskich wykazano, że preferowana wysokość runa nie przekraczała 40 cm [Storch 1993, 2002], z kolei wyniki analiz z drzewa decyzyjnego wskazały na optymalne biotopy o runie powyżej tej wartości w Puszczy Augustowskiej. Znaczenie może mieć nie tylko wysokość, ale także skład gatunkowy runa, który w niniejszej pracy był analizowany tylko pod kątem występowania borówek. Według Brzezieckiego i in. [2012] obszary aktualnie użytkowane przez głuszca w Puszczy Augustowskiej charakteryzowały się wysokością runa 20-40 cm i udziałem borówek od 10 do 40%, czym różniły się od opuszczonych tokowisk.

Drzewa decyzyjne są jedną z kilku stosowanych obecnie metod określania preferencji środowiskowych ptaków. Niewątpliwą ich zaletą jest eliminacja czynnika subiektywnego na etapie analizy zebranych w terenie danych. Metoda ta pozwala na obiektywną ocenę (weryfikację) znaczenia dla głuszca poszczególnych cech środowiska, uznanych przez specjalistów za kluczowe lub istotne. Ponadto tak zdefiniowane preferencje są stosunkowo łatwe do wykorzystania przy formułowaniu zaleceń ochronnych. Zastosowany algorytm, mimo pewnych niedoskonałości,

pozwała na obiektywne wskazanie hierarchii cech, a co za tym idzie, może mieć praktyczne znaczenie przy identyfikacji optymalnych płatów biotopu w terenie. Wykorzystanie cech drzewostanów łatwych do identyfikacji nie tylko przez naukowców prowadzących badania, lecz także przez osoby z mniejszą wiedzą ornitologiczną, sprawia, że wyniki mogą być stosowane przez pracowników Lasów Państwowych do praktycznych działań ochronnych populacji głuszca.

Literatura

- Angelstam P. 2004. Habitat Thresholds and Effects of Forest Landscape Change on the Distribution and Abundance of Black Grouse and Capercaillie. *Ecological Bulletins* 1: 173-187.
- Bell J. F. 1996. Application of classification trees to the habitat preference of upland birds. *Journal of Applied Statistics* 23: 349-360.
- Bollmann K., Weibel P., Graf R. F. 2005. An analysis of central Alpine capercaillie spring habitat at the forest stand scale. *Forest Ecology and Management* 215: 307-318.
- Breiman L., Friedman J. H., Olshen R. A., Stone C. J. 1999. *Classification and Regression Trees*. CRC Press, New York.
- Brzeziecki B., Drozdowski S., Zawadzka D., Zawadzki J. 2012. Quantification of ecological preferences of the capercaillie *Tetrao urogallus* by means of the Habitat Suitability Index: A case study in the Augustów Forest (NE Poland). *Polish Journal of Ecology* 60: 805-814.
- Díaz 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.
- Gjerde I. 1991a. Cues in Winter Habitat Selection by Capercaillie. I. Habitat Characteristics. *Ornis Scandinavica* 22: 197-204.
- Gjerde I. 1991b. Cues in Winter Habitat Selection by Capercaillie. II. Experimental Evidence. *Ornis Scandinavica* 22: 205-212.
- Gjerde I., Wegge P. 1989. Spacing Pattern, Habitat Use and Survival of Capercaillie in a Fragmented Winter Habitat. *Ornis Scandinavica* 20: 219-225.
- Graf R. F., Bollmann K., Suter W., Bugmann H. 2005. The Importance of Spatial Scale in Habitat Models: Capercaillie in the Swiss Alps. *Landscape Ecol* 20: 703-717.
- Huettmann F., Diamond A. W. 2001. Seabird colony locations and environmental determination of seabird distribution: a spatially explicit breeding seabird model for the Northwest Atlantic. *Ecological Modelling* 141: 261-298.
- Klaus S., Andreev A. V., Bergmann H. H., Müller F., Porkert J., Wiesner J. 1989. *Die Auerhühner: Tetrao urogallus und T. urogalloides*. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- Kondracki J. 1994. *Geografia Polski. Mezoregiony fizyczno-geograficzne*. PWN, Warszawa.
- Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. *Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski: rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy*. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Warszawa.
- Low M., Joy M. K., Makan T. 2006. Using regression trees to predict patterns of male provisioning in the stitchbird (hihi). *Animal Behaviour* 71: 1057-1068.
- North M. P., Franklin J. F., Carey A. B., Forsman E. D., Hamer T. 1999. Forest stand structure of the northern spotted owl's foraging habitat. *Forest Science* 45: 520-527.
- Olivier F., Witherspoon S. J. 2006. Modelling habitat selection using presence-only data: Case study of a colonial hollow nesting bird, the snow petrel. *Ecological Modelling* 195: 187-204.
- Palomino D., Carrascal L. M. 2005. Birds on novel island environments. A case study with the urban avifauna of Tenerife (Canary Islands). *Ecological Research* 20: 611-617.
- Quevedo M., Bañuelos M. J., Sáez O., Obeso J. R. 2006. Habitat selection by Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* at the edge of the species' distribution. *Wildlife Biology* 12: 267-276.
- R Development Core Team. 2011. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Rolstad J., Wegge P. 1987. Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. *Oecologia* 72: 389-394.
- Saniga M. 1996. Habitat characteristics of capercaillie *Tetrao urogallus* leks in central Slovakia. *Biologia, Bratislava* 51: 191-199.
- Saniga M. 2003. Ecology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*) and forest management in relation to its protection in the West Carpathians. *Journal of Forest Science* 49: 229-239.
- Schroth K.-E. 1991. Survival, Movements, and Habitat Selection of Released Capercaillie in the North-East Black Forest in 1984-1989. *Ornis Scandinavica* 22: 249-254.
- Sirkkiä S., Lindén A., Helle P., Nikula A., Knape J., Lindén H. 2010. Are the declining trends in forest grouse populations due to changes in the forest age structure? A case study of Capercaillie in Finland. *Biological Conservation* 143: 1540-1548.
- Storch I. 1993. Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? *Oecologia* 95: 257-265.
- Storch I. 2000. *Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004*. IUCN, Cambridge.

- Storch I. 2001. Capercaillie. W: BWP Update: The Journal of Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press, Oxford, UK. 1-24.
- Storch I. 2002. On spatial resolution in habitat models: can small-scale forest structure explain Capercaillie numbers? Conservation Ecology 6: 6.
- Storch I. 2007. Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006-2010. IUCN and Fordingbridge, Gland, Switzerland, World Pheasant Assoc., UK. 114.
- Summers R. W., McFarlane J., Pearce-Higgins J. W. 2007. Measuring Avoidance by Capercaillies *Tetrao urogallus* of Woodland Close to Tracks. Wildlife Biology 13: 19-27.
- Therneau T. M., Atkinson E. J. 1997. An Introduction to Recursive Partitioning using the rpart Routines. Department of Health Sciences Research Technical Report Series 66: 1-52.
- Wegge P., Rolstad J. 2011. Clearcutting forestry and Eurasian boreal forest grouse: Long-term monitoring of sympatric capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T. tetrix* reveals unexpected effects on their population performances. Forest Ecology and Management 261: 1520-1529.
- Zawadzka D., Zawadzki J. 2008. Dynamika populacji gęszcza w Puszczy Augustowskiej w latach 1911-2005. W: Ochrona kuraków leśnych. I Międzynarodowa Konferencja Ochrona Kuraków Leśnych, CILP, Janów Lubelski, 16-18 października 2007. 25-34.
- Zawadzki J., Sudnik W., Zawadzka D. 1999. Zmiany rozmieszczenia i liczebności gęszcza *Tetrao urogallus* L. w Puszczy Augustowskiej oraz propozycje aktywnej ochrony gatunku. Sylwan 143 (11): 69-78.
- Zawadzki J., Zawadzka D. 2012. Population decline of Capercaillies *Tetrao urogallus* in the Augustów Forest (NE Poland). Acta Ornithologica 47: 199-204.

SUMMARY

Application of classification trees for assessment species habitat preferences on the example of capercaillie (*Tetrao urogallus*)

The population of capercaillie *Tetrao urogallus*, has been strongly decreasing during the last decades in Poland. Capercaillie is in Polish red list of endangered species. A good knowledge of the habitat requirements of capercaillie could help to actively protect this species. Its habitat preferences were evaluated in the Augustów Forest by means of Habitat Suitability Index (HSI) [Brzeziecki et al. 2012]. The use of mentioned method require experts knowledge. The main goal of this paper was evaluation of classification tree method CART [Breiman et al. 1999] for the same purpose. Algorithm rpart [Therneau, Atkinson 1997] was used. It produces tree-based classifiers using binary recursive partitioning which can be easily interpreted as description habitat preferences. Data were collected in the Polish part of the Augustów Forest (NE Poland, 23°15'E, 53°54'N) on 1033 circular sampling plots localized on leks and in their vicinity with 1 km radius. Gathered information described tree stands (site conditions, age, species composition, tree density, closure, vertical structure, lower strata coverage (saplings and shrubs) and blueberry coverage (*Vaccinium myrtillus*) as well signs of capercaillie presence. The analysis (fig. 1) shows that for capercaillie of key importance are tree stands growing on fresh or wet coniferous sites, more than 100 years old, with density less than 446 trees/ha, with anthill and situated more than 150 from a road. Also younger tree stand are utilized by capercaillie (fig. 2) but capercaillie has there suboptimal conditions.