



Rozmieszczenie i liczebność lelka *Caprimulgus europaeus* w OSO Natura 2000 Wielki Sandr Brdy

Arkadiusz Sikora, Grzegorz Neubauer, Karolina Lubińska,
Tomasz Chodkiewicz

Abstrakt: W roku 2018 w OSO Natura 2000 Wielki Sandr Brdy (WSB) przeprowadzono liczenia lelka *Caprimulgus europaeus* ze 180 punktów nasłuchowych wpisanych w 30 losowo wskazanych powierzchni 2×2 km (6 punktów na każdej z powierzchni). Wykonano dwa liczenia: pierwsze obejmujące dwie pierwsze dekady czerwca i drugie od końca czerwca do połowy lipca. Samce lelka stwierdzono na wszystkich badanych powierzchniach, w tym podczas liczenia pierwszego w 29, a podczas liczenia drugiego w 28 kwadratach. Liczba samców i ich frekwencja wokół punktów nasłuchowych były wyższe podczas drugiego liczenia. Wykazano dwie istotne zależności między liczebnością lelka na powierzchniach próbnych a cechami siedliska: dodatnią z powierzchnią upraw i młodników sosnowych (wiek 1–7 lat) oraz ujemną z powierzchnią lasów sosnowych w wieku >80 lat. Średnie zagęszczenie populacji w OSO WSB wynosiło 1,20 samca/100 ha powierzchni leśnej (95% przedziały ufności: 0,95–1,44). Całkowitą wielkość populacji lęgowej oszacowano na 267 samców (95% przedziały ufności: 223–329). Zagęszczenie lelka podczas liczenia drugiego w lasach gospodarczych WSB było o 35% wyższe niż w lasach chronionych WSB na terenie Parku Narodowego „Bory Tucholskie”. Populacja lelka w WSB jest jedną z ważniejszych w skali Polski – grupuje około 3% krajowej populacji gatunku.

Słowa kluczowe: lelek *Caprimulgus europaeus*, Bory Tucholskie, OSO Natura 2000, lasy gospodarcze, lasy chronione

Distribution and abundance of the European Nightjar *Caprimulgus europaeus* in the SPA Natura 2000 Wielki Sandr Brdy. Abstract: The population size and distribution of the European Nightjar *Caprimulgus europaeus* was studied in 2018 in forests of the SPA Wielki Sandr Brdy (hereafter WSB, 371 km², N Poland), dominated by the Scots Pine *Pinus sylvestris*. Two point counts were performed during night-time at 180 observation points located within 30 study plots of 2×2 km between late May and mid July. Nightjar males were recorded within all plots. Number of males was higher during the second survey. It was positively related to the area of young pine crops (aged 1–7 years) and negatively to the area of pine stands aged >80 years. The mean density was 1.20 males (95% confidence intervals: 0.95–1.44) per 100 ha of the forest area of WSB. During the second survey the mean density was 35% higher in managed forests of WSB than in the protected forests of WSB in the Bory Tucholskie National Park. Population size in the whole SPA was estimated at 267 males (95% confidence intervals: 223–329), roughly 3% of the national population, which makes WSB the eighth most important area for the species in Poland.

Key words: European Nightjar *Caprimulgus europaeus*, Tuchola Forest, Special Protection Area Natura 2000, managed forests, protected forests

Wykrywalność lelka *Caprimulgus europaeus* podczas typowych kontroli bez stymulacji jest stosunkowo niska (Lindell 1982, Dombrowski & Rzępała 1993). Gatunek ten występuje w siedliskach mało atrakcyjnych dla obserwatorów ptaków, zwykle w ubogich borach. W efekcie nasza wiedza o występowaniu lelka w Polsce była przez długi czas bardzo niekompletna. Do końca lat 60. XX w. nie dysponowaliśmy danymi ilościowymi (Tomiałojc 1972), a stan wiedzy nie poprawił się w ciągu dwóch następnych dekad (np. Tomiałojc 1990, Dyrz et al. 1991, Jermaczek et al. 1995, Bednorz et al. 2000). Pierwsze dane ilościowe z Pomorza pochodzą z liczeń transektowych w Słowińskim Parku Narodowym (Bednorz 1983). Podsumowanie danych atlasowych o rozmieszczeniu gatunku w Polsce w siatce kwadratów 10×10 km dla okresu 1985–1993 przedstawiało bardzo niekompletny obraz występowania (Dombrowski 2007).

W latach 90. XX wieku przeprowadzono liczenia na kilku powierzchniach w Polsce, co było m.in. efektem publikacji metodycznej, w której przedstawiono podstawowe zalecenia dotyczące liczeń lelka z wykorzystaniem stymulacji głosowej (Dombrowski & Rzępała 1993). W krajowym piśmiennictwie ukazało się dotąd zaledwie kilkanaście publikacji zawierających wyniki charakteryzujące liczebność lelka oparte na poprawnie zebranych danych z wykorzystaniem stymulacji głosowej na powierzchniach próbnych (np. Dombrowski & Rzępała 1993, Rzępała & Mitrus 1993, Frankiewicz 2003, Sikora et al. 2004, Henel & Kruszyk 2006, Gustaw et al. 2007). Intensyfikacja liczeń lelka nastąpiła w ostatnich latach, kiedy zebrano dane dla szeregu Obszarów Specjalnej Ochrony (dalej OSO) Natura 2000, w których lelek, jako gatunek z Załącznika I Dyrektywy Ptasiej, bywa przedmiotem ochrony (np. Jermaczek et al. 2011, 2017, Tumiel et al. 2013, Sikora et al. 2016). Wyniki te stanowią ważne uzupełnienie publikacji Wilka et al. (2010), w której wymieniono kilkanaście szczególnie cennych dla lelka obszarów – takich, które według ówczesnej wiedzy skupiały przynajmniej 1% populacji krajowej (patrz rys. 9).

Stan populacji lelka w Polsce jest nadal rozpoznany jedynie powierzchownie, nieznanne są również trendy zmian liczebności gatunku. Dla szeregu obszarów, w tym również dla rozległych terenów leśnych, odpowiednich siedliskowo dla gatunku (np. Dolina Słupi, Ostoja Drawska, Puszcza Wkrzańska), nie dysponujemy wynikami liczeń, a jedynie ocenami eksperckimi.

Lelek, na podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 28 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. poz. 627 z późn. zm.), jest objęty w Polsce ścisłą ochroną gatunkową. Wymieniony został w Załączniku I Dyrektywy Ptasiej (79/409/EWG) oraz w Załączniku II Konwencji Berneńskiej. W Europie oraz w całym areale występowania lelek jest klasyfikowany jako gatunek mniejszej troski (BirdLife International 2015, 2016). Występuje w Europie (poza północą kontynentu i wyspami na jego obrzeżach) oraz w pasie środkowej Azji (Cramp & Simmons 1985, Hagemeyer & Blair 1997). W Polsce występuje niemal we wszystkich regionach kraju, głównie na nizinach, unika wysokich gór i rozległych terenów bezleśnych, np. Żuławy Wiślane (Dombrowski 2007). W górach spotykany jest do 900 m n.p.m. (Tomiałojc & Stawarczyk 2003). Liczebność krajowej populacji w latach 2008–2012 oceniono na 6–10 tys. samców, a nowsza ocena dla lat 2013–2018 opiewa na 8–12 tys. samców (Chodkiewicz et al. 2015, 2019).

Celem niniejszej pracy jest ocena liczebności lelka oraz związków liczebności z cechami siedliska w OSO Natura 2000 Wielki Sandr Brdy. Ustalony stan populacji w roku 2018 należy traktować jako referencyjny dla przyszłych liczeń gatunku na tym terenie.

Teren badań

OSO Natura 2000 Wielki Sandr Brdy (dalej WSB), o powierzchni 371 km², położony jest w obrębie Pojezierza Południowopomorskiego, w południowo-wschodniej części mezoregionu Równina Charzykowska (Kondracki 2009). Teren ten to równina sandrowa z polodowcową rzeźbą i deniwelacją dochodzącą tu do ok. 60 m (zakres wysokości bezwzględnych 119–178 m n.p.m.). Obszar ten położony jest w dorzeczu Brdy, z największym dopływem – Zbrzycą oraz szeregiem mniejszych cieków, które przepływają przez jeziora rynnowe. Znajduje się tu ponad 50 jezior, które łącznie zajmują ok. 11% obszaru. Lesistość obszaru wynosi 71% (rys. 1), w tym aż 69% porastają bory sosnowe z niewielkim udziałem świerka, natomiast lasy mieszane i liściaste zajmują zaledwie 2% badanego terenu. Istotnym dla lelka zespołem leśnym na obszarze Borów Tucholskich, w tym w WSB, jest subatlantycki bór sosnowy świeży *Lecobryo-Pinetem* z charakterystycznym zbiorowiskiem boru sosnowego suchego *Cladonio-Pinetum* (Matuszkiewicz 2001). Agrocenozy zajmują niewielką powierzchnię – tylko 1% stanowią ekstensywne uprawy zbóż, a łąki i pastwiska zajmują 6% (SDF 2019). Największy udział terenów użytkowanych rolniczo znajduje się przy północno-wschodniej granicy obszaru oraz w dolinach cieków płynących przez tereny otwarte. Zasadniczą działalność człowieka na tym terenie obejmuje gospodarkę leśną prowadzoną w lasach państwowych. Na terenie Parku Narodowego „Bory Tucholskie” (PNBT), leżącego na obszarze WSB (rys. 1), lasy należą do Skarbu Państwa i znajdują się w wieczystym użytkowaniu PNBT. W wyniku huraganu w sierpniu roku 2017 powstały rozległe wiatrołomy – wyrócone zostały lasy na dużej powierzchni, głównie we wschodniej części WSB oraz w zachodniej części OSO Bory Tucholskie.

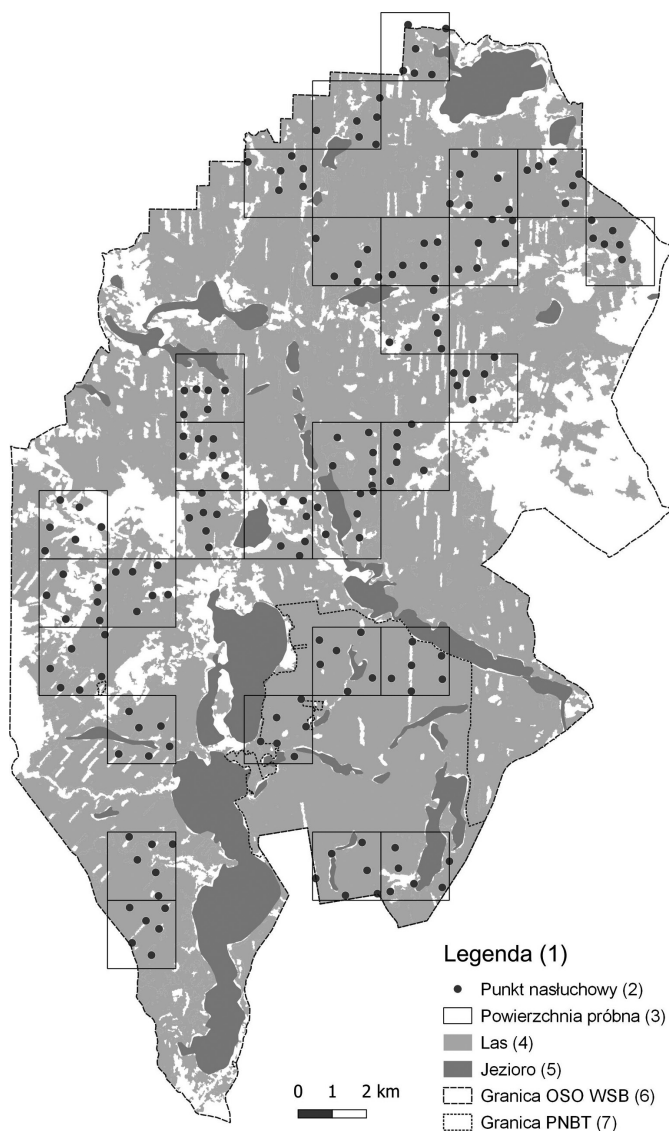
Obszary chronione na tym terenie obejmują głównie PNBT oraz kilka rezerwatów przyrody, w tym: trzy rezerваты torfowiskowe – Bagno Stawek, Jezioro Małe Łowne, Kruszynek, dwa rezerваты florystyczne – Dolina Kulawy i Piecki oraz po jednym rezerwacie wodnym – Nawionek i faunistycznym – Jezioro Laska. Znaczna część WSB leży w obrębie Zaborskiego Parku Krajobrazowego.

Istotna działalność człowieka związana jest tu z turystyką, w tym szczególnie ze sportami wodnymi – żeglarstwem i kajakarstwem.

Materiał i metody

Kontrole terenowe przeprowadzono na 30 powierzchniach próbnych o rozmiarach 2×2 km (rys. 1). Na każdej z nich wykonano dwa liczenia – pierwsze w okresie 31.05–19.06.2018 i drugie w okresie 26.06–13.07.2018, zachowując 20–30 dni odstępu między liczeniami na tej samej powierzchni. Liczenia odbywały się od godzin wieczornych (21:35) do porannych (04:10). W przypadku słabej aktywności głosowej lelka w środku nocy (23:30–01:30) liczenia nie były prowadzone, aby uniknąć zaniżenia liczebności.

Powierzchnie próbne 2×2 km wskazano w oparciu o siatkę geograficzną w układzie współrzędnych 1992. W granicach WSB przynajmniej częściowo znajdowało się 125 takich kwadratów. W pierwszym kroku wybrano powierzchnie, których minimum połowa obszaru znajdowała się w obrębie WSB, co ograniczyło ramkę losowania do 89 powierzchni. W drugim kroku wskazano te, na których powierzchnia zabudowy i zbiorników wodnych stanowiła maksymalnie 40%. Wybór ten oparto o dane Corine Land Cover z roku 2012 (CLC 2012), pozyskane z witryny Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (clc.gios.gov.pl). Ostatecznie ramka losowania obejmowała 73 powierzchnie o wielkości 2×2 km. Losowania dokonano w dwóch warstwach: 5 powierzchni wskazano w warstwie obejmującej PNBT, a 25 powierzchni na pozostałym obszarze WSB.



Rys. 1. Rozmieszczenie powierzchni 2×2 km i punktów nasłuchowych badanych w OSO Natura 2000 Wielki Sandr Brdy w roku 2018

Fig. 1. Distribution of 2×2 km plots and observation points in the SPA Natura 2000 Wielki Sandr Brdy in 2018. (1) – map legend, (2) – observation point, (3) – plot border, (4) – forest, (5) – lake, (6) – SPA border, (7) – the Bory Tucholskie National Park border

Spśród 30 powierzchni 23 w całości położone były w WSB, a dla 7 powierzchni udział ten wynosił 55%–99%. Na 30 powierzchniach wyznaczono łącznie 180 punktów nasłuchowych. Punkty te oddalone były od siebie o 300–400 m i co najmniej 50 m od granicy kwadratu. Na każdej powierzchni wskazano po 6 punktów, głównie w optymalnych siedliskach gatunku – przy uprawach w wieku 1–7 lat o powierzchni przynajmniej 1 ha (Cadbury 1981, Verstraeten et al. 2011, Dombrowski 2013). W przypadku braku

takich siedlisk punkty nasłuchowe wybierano przy starszych uprawach, na skrajach lasu, w sąsiedztwie suchych muraw, albo w starszych drzewostanach.

Rejestrowano tylko samce wykryte z punktów nasłuchowych odzywające się w obrębie badanych powierzchni. Kontrola każdego z punktów obejmowała krótki (1 minuta) nasłuch, po którym – jeśli nie stwierdzono ptaków – rozpoczynano odtwarzanie głosu godowego, tj. terkotu lelka. Wabienie przerywano po 2 minutach i przez kolejne 3 minuty prowadzono nasłuch. Nie stosowano wabienia w przypadku, gdy podczas rozpoczęcia nasłuchu stwierdzono spontanicznie odzywającego się lelka. Jeśli w trakcie odtwarzania głosu usłyszano lub zauważono lelka przerywano wabienie. Rejestrowano rodzaj wydawanego głosu, liczbę osobników oraz ich położenie. W przypadku niejednoczesnego stwierdzenia dwóch samców w odległości mniejszej niż 400 m, podczas tego samego liczenia prowadzonego z dwóch sąsiednich punktów, do dalszych oszacowań brano pod uwagę tylko jednego samca, aby uniknąć możliwego zawyżenia liczebności.

Lokalizację każdego z punktów nasłuchowych ustalano za pomocą urządzenia Garmin GPSmap 60Cx. Dokładność lokalizacji wynosiła do 10 m. Lokalizację stwierdzeń ptaków nanoszono na mapy papierowe w skali 1:10 000, a następnie określano koordynaty miejsca stwierdzenia w Google Earth. Nie prowadzono obserwacji podczas nieodpowiednich warunków pogodowych – opadów deszczu i zbyt silnego wiatru.

Na podstawie Banku Danych o Lasach (BDL 2018) oraz danych przestrzennych udostępnionych przez PNBT (2018) dla każdego kwadratu 2×2 km w ramce losowania ($N=73$) obliczono powierzchnię terenów leśnych, upraw w wieku 1–7 lat – wartość średnia zaproponowana do oceny właściwego (wiek upraw do 5 lat) i umiarkowanego (do 10 lat) stanu zachowania siedlisk gatunku (Dombrowski 2013) oraz ponad 80-letnich drzewostanów sosnowych, które w gospodarce leśnej klasyfikowane są jako drzewostany dojrzewające i starsze (Sławski 2011). Wszystkie informacje pochodziły z roku 2018. Prace na danych przestrzennych prowadzono w programie QGIS 2.14.22-Essen.

Analiza danych

Wskaźniki liczebności i frekwencji obliczono oddzielnie dla liczenia pierwszego i drugiego. Dla poszczególnych powierzchni podano również skumulowaną liczbę samców z dwóch liczeń, czyli sumę maksymalnych liczebności samców z poszczególnych punktów nasłuchowych. Na przykład, jeśli podczas liczenia pierwszego w danym punkcie stwierdzono jednego samca, a podczas liczenia drugiego 3 samce, to do skumulowanego wskaźnika liczebności wykorzystany był wynik z 3 samcami. Podobnie postępowano w przypadku innych punktów nasłuchowych w obrębie powierzchni.

Do oceny zależności między liczebnością lelka a cechami siedliskowymi w WSB wykorzystano uogólnione modele liniowe Poissona (*generalized linear models*, GLM). Wszystkie modele zawierały tzw. offset, czyli zmienną opisującą powierzchnię lasu, stanowiącą składnik stałej równania modelu i pozwalającą efektywnie kontrolować zróżnicowanie areалу terenów leśnych na poszczególnych powierzchniach. Model globalny (pełny) zawierał trzy nieskorelowane zmienne objaśniające: areal upraw sosnowych w wieku 1–7 lat i areal drzewostanów sosnowych w wieku >80 lat w obrębie powierzchni (obie zmienne w ha) oraz efekt liczenia wprowadzony do modeli jako czynnik z dwoma poziomami (liczenie pierwsze vs drugie) i określający, do którego liczenia odnosi się stwierdzona liczebność. Oprócz modelu globalnego dopasowano do danych zagnieżdżone, uboższe wersje modelu, nie zawierające jednej, dwóch lub trzech zmiennych objaśniających, we wszystkich możliwych kombinacjach, łącznie z modelem zerowym,

zawierającym tylko stałą i offset. Łącznie dopasowano 8 modeli, a ich ranking ułożono według skorygowanego kryterium informacyjnego Akaike (AICc). Zaprezentowano ważone, uśrednione wyniki ze wszystkich modeli (Burnham & Anderson 2002), ponieważ żaden z dopasowanych modeli nie miał wybitnie najwyższego poparcia. Względne znaczenie zmiennych objaśniających określono z pomocą miary będącej sumą wag modeli zawierających daną zmienną (RVI, *relative variable importance*, Burnham & Anderson 2002). Obliczenia wykonano w środowisku R v 3.6.1 (R Core Team 2019), korzystając z bibliotek MuMIn (Bartoń 2019) oraz AICcmodavg (Mazerolle 2019).

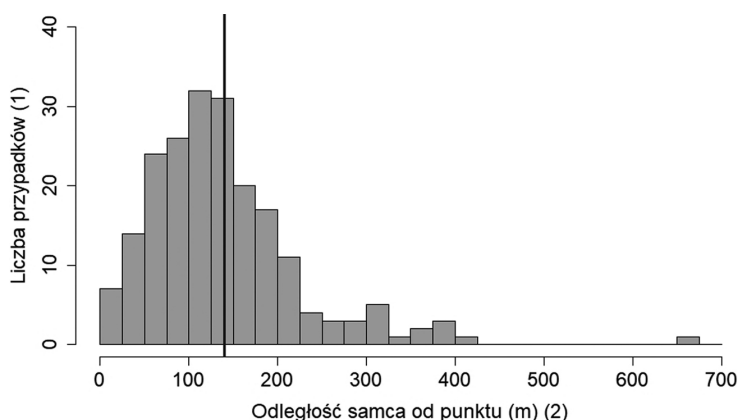
Oszacowanie wielkości populacji w WSB wykonano dla 73 powierzchni o wielkości 2×2 km stanowiących ramkę losowania. Wykorzystano wyniki uzyskane podczas liczenia drugiego (o wyższej liczebności lelka). Dla powierzchni skontrolowanych wykorzystano stwierdzoną liczebność, a dla nieskontrolowanych – oszacowania z wyżej opisanych modeli, z użyciem wyznaczonych zależności między liczebnością lelka a siedliskami na tych powierzchniach. Uzyskana wielkość populacji jest zatem kombinacją wyników liczenia drugiego oraz oszacowań pochodzących z modeli.

Wyniki

Wykrywalność

Najbliższe ptaki stwierdzano bezpośrednio przy punkcie nasłuchowym, a najdalszego samca słyszano w terenie otwartym z odległości około 660 m. Najwięcej osobników odnotowywano w odległości 100–150 metrów od punktu nasłuchowego, przy średniej wynoszącej 140 m (rys. 2).

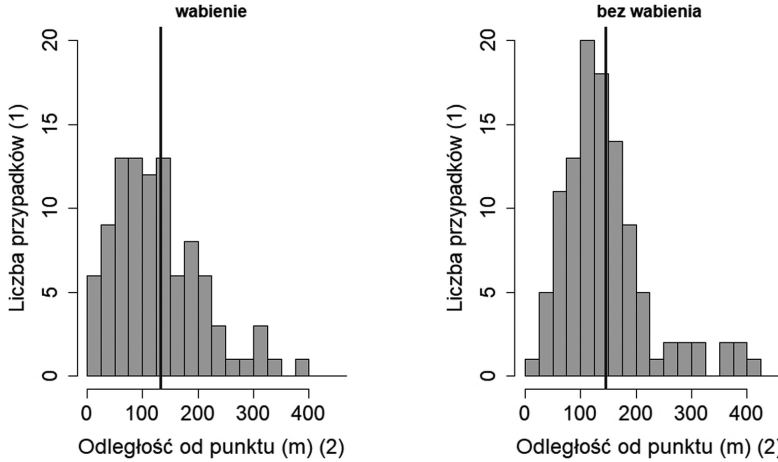
W części punktów ptaki odzywały się spontanicznie i wówczas zrezygnowano z wabienia. W miejscach, w których stosowano stymulację głosową (rys. 3, lewy panel), ptaki odnotowywano średnio z odległości 133 m, natomiast tam, gdzie nie było konieczności wabienia, średnia odległość wynosiła 146 m (rys. 3, prawy panel). Nie odnotowano statystycznie istotnej różnicy pomiędzy odległością pomiędzy obserwatorem a nawołującym samcem w punktach z wabieniem i bez wabienia (analiza wariancji, $P=0,287$).



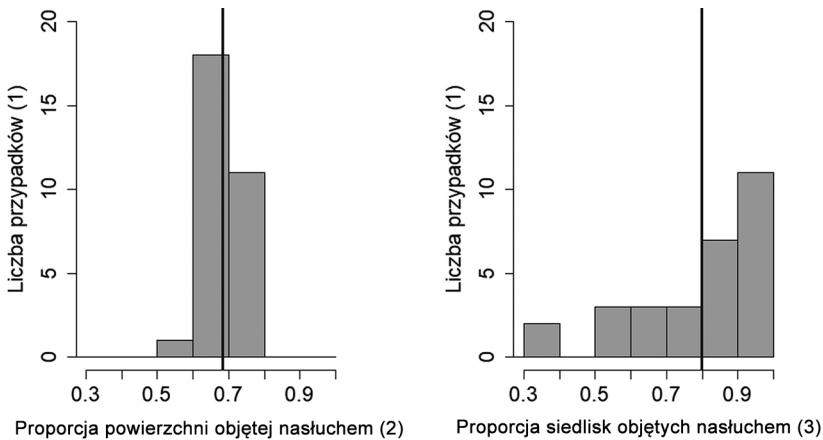
Rys. 2. Rozkład stwierżeń odzywających się lelków w strefach odległości od punktu nasłuchowego (szerokość stref 25 m). Pionową linią oznaczono wartość średnią

Fig. 2. Distribution of singing male European Nightjars records in 25-m-wide distance zones from the observation point. Vertical line shows mean distance value. (1) – frequency, (2) – distance from an observation point (m)

Opierając się na powyższych wynikach przyjęto, że podczas badań samce lelka wykrywano w odległości do 400 metrów od punktu nasłuchowego. Przyjmując to założenie obliczono, że nasłuchem objęto średnio 68% (od 55% do 75%) powierzchni 2×2 km (rys. 4, panel lewy) oraz średnio 80% powyższych dogodnych siedlisk (zrębów i młodych upraw, rys. 4, panel prawy), przy czym zakres zmienności był dużo większy niż w przypadku całości powierzchni (32%–100%).



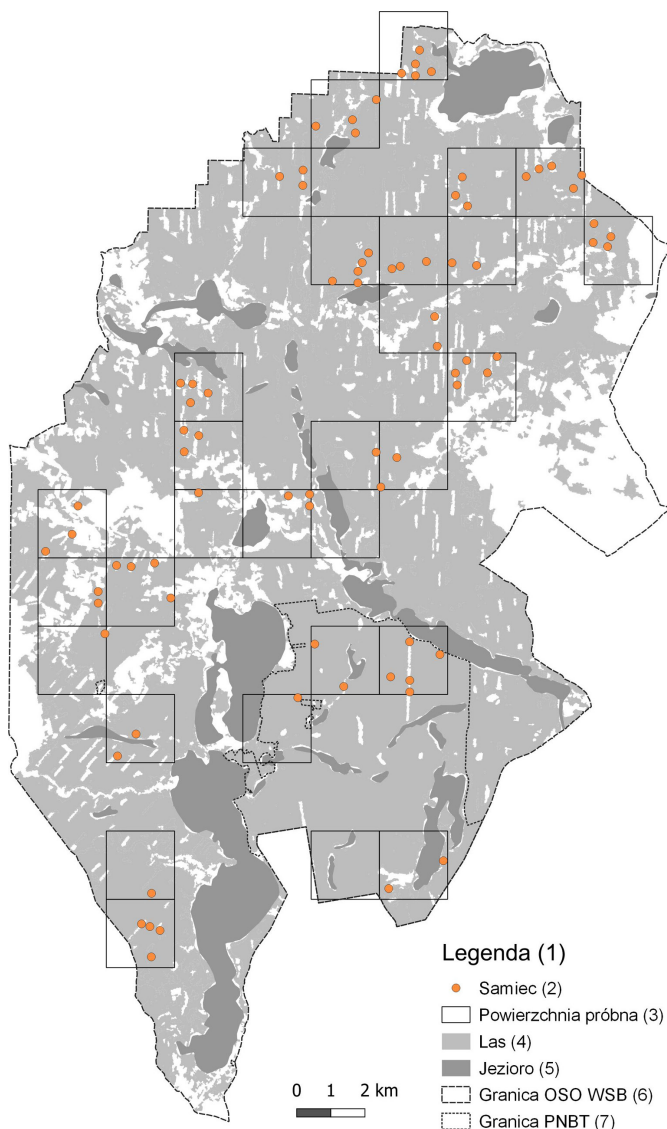
Rys. 3. Rozkład stwierdzeń lelków od punktów nasłuchowych, na których stosowano wabienie (lewy panel) oraz odbywających się spontanicznie (prawy panel). Pionowymi liniami oznaczono wartości średnie
Fig. 3. Distribution of singing male European Nightjars records in 25-m-wide distance zones from the observation point. Left: vocal stimulation used, right: stimulation not used. Vertical lines show mean distance values. (1) – frequency, (2) – distance from an observation point (m)



Rys. 4. Udział powierzchni objętej nasłuchem (w promieniu 400 m od punktu nasłuchowego) w stosunku do całości powierzchni kwadratów 2×2 km (lewy panel) oraz udział potencjalnych siedlisk lelka objętych nasłuchem w obrębie kwadratów 2×2 km. Pionowymi liniami oznaczono wartości średnie
Fig. 4. Proportion of the surveyed area of the plot (within the 400 m radius from the observation point) in relation to the whole 2×2 km plot area (left), and proportion of the suitable habitats covered by surveys within the 2×2 km plots. Vertical lines show mean values. (1) – frequency, (2) – proportion of the plot, (3) – proportion of habitats

Wskaźnik liczebności

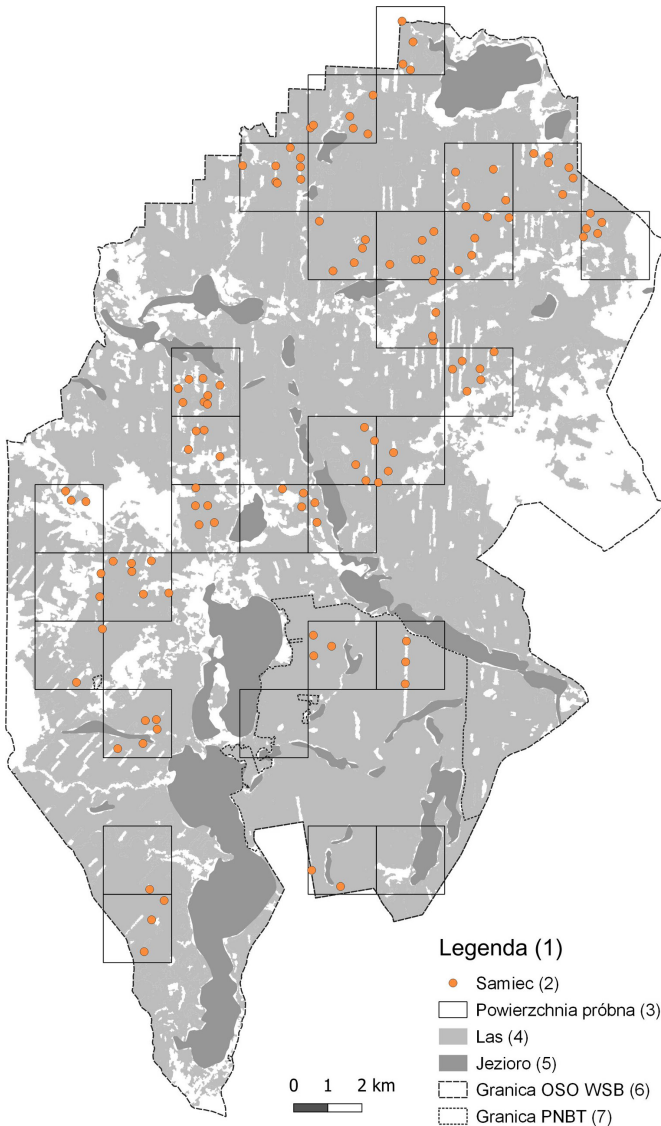
Podczas pierwszej kontroli wykryto w sumie 81 samców lelka na 77 punktach nasłuchowych, a podczas drugiej – 121 samców na 105 punktach nasłuchowych. Średnia liczba samców dla wszystkich skontrolowanych punktów ($N=180$) wynosiła odpowiednio 0,45 ($SD=0,54$; zakres 0–2) i 0,67 ($SD=0,64$; zakres 0–3). Skumulowana liczba samców z obu kontroli wynosiła 140, a średnia – 0,7 samca na punkt nasłuchowy ($SD=0,64$; zakres 0–3). Dodatkowo podczas pierwszej kontroli stwierdzono 4 samice i jednego nie-



Rys. 5. Rozmieszczenie samców lelka stwierdzonych podczas pierwszego liczenia lelka w OSO Natura 2000 Wielki Sandr Brdy w roku 2018

Fig. 5. Distribution of male European Nightjars during the first survey in the SPA Natura 2000 Wielki Sandr Brdy in 2018. (2) – male, remaining notations as in Fig. 1

oznaczonego osobnika, a w trakcie drugiej kontroli 1 samicę i 3 nieoznaczone osobniki. W obrębie powierzchni próbnych 2×2 km w trakcie pierwszej kontroli zarejestrowano średnio 2,7 samca (SD=1,4; zakres 0–5; rys. 5), natomiast w trakcie drugiego liczenia średnia ta wynosiła 4,0 (SD=2,1; zakres 0–8; rys. 6). Skumulowana liczba samców z dwóch przeprowadzonych kontroli na powierzchnię próbną wynosiła średnio 4,3 (SD=1,9; zakres 1–8).



Rys. 6. Rozmieszczenie samców lelka stwierdzonych podczas drugiego liczenia lelka w OSO Natura 2000 Wielki Sandr Brdy w roku 2018

Fig. 6. Distribution of male European Nightjars during the second survey in the SPA Natura 2000 Wielki Sandr Brdy in 2018. Notations as in Fig. 5

Frekwencja

Podczas monitoringu lelki stwierdzono na wszystkich badanych powierzchniach. Podczas liczenia pierwszego samca odnotowano na 29 powierzchniach, a podczas liczenia drugiego na 28. Średnia frekwencja gatunku na wszystkich punktach nasłuchowych (N=180) podczas obu liczeń łącznie wynosiła 67%. Parametr ten podczas liczenia pierwszego wynosił 43%, a podczas liczenia drugiego 59%.

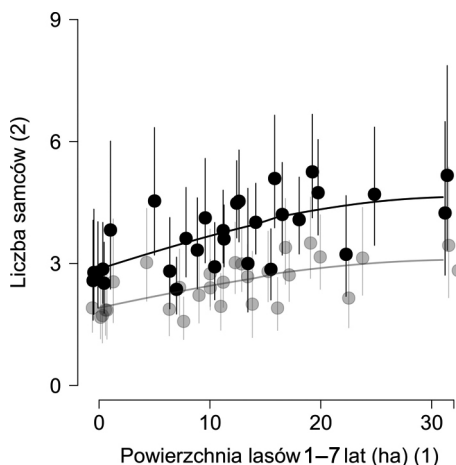
Związek liczebności lelka ze zmiennymi siedliskowymi

Z dopasowanych modeli objaśniających zmienność liczebności lelka na powierzchniach próbnych, modelem o najwyższym poparciu był model globalny, a dwa pierwsze modele miały wyraźnie wyższe poparcie (tab. 1). Liczebność lelka zależała od liczenia (pierwsze vs drugie; liczebność wyższa w trakcie drugiego liczenia), areалу upraw sosnowych w wieku 1–7 lat w obrębie powierzchni (zależność dodatnia – liczebność rosła wraz ze wzrostem areалу upraw, rys. 7) i areалу lasów sosnowych starszych niż 80 lat (zależność ujemna – liczebność malała ze wzrostem areалу takich drzewostanów, rys. 8). Wszystkie te zależności były istotne statystycznie ($P < 0,05$) po uśrednieniu (tab. 2). Względne znaczenie zmiennych objaśniających było najwyższe dla efektu liczenia (RVI=0,948), nieznacznie niższe dla areálu lasów w starszych niż 80 lat (RVI=0,868) i wyraźnie niższe dla areálu upraw sosnowych (RVI=0,724).

Tabela 1. Modele liniowe Poissona objaśniające zmienność liczebności lelka na powierzchniach próbnych. '+' oznacza obecność efektu w modelu. Zmienne objaśniające: liczenie – efekt kontroli (dwa poziomy: liczenie 1 vs liczenie 2), wiek 1–7 – areal upraw sosnowych w wieku do 7 lat w obrębie powierzchni, wiek 80 – areal lasów sosnowych w wieku >80 lat w obrębie powierzchni, df – liczba stopni swobody, AICc – wartość kryterium informacyjnego Akaike, Δ AICc – różnica między danym modelem a modelem o najwyższym poparciu w jednostkach AIC, ω AICc – waga modelu. Oprócz podanych zmiennych, wszystkie modele zawierały stałą i offset (log powierzchni lasu). Ranking ułożono wg malejącego poparcia

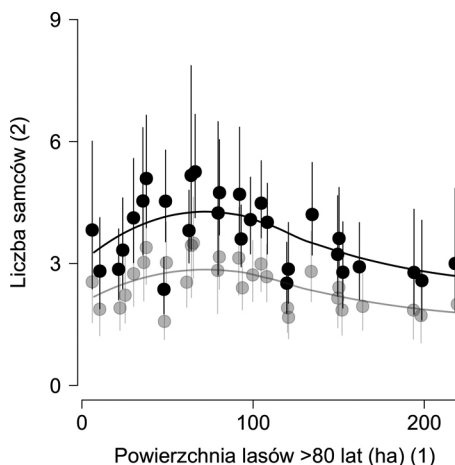
Table 1. Poisson generalized linear models, explaining variation in the European Nightjar abundance on study plots. '+' denotes for the effect's presence in a given model. (1) – model, (2) – survey, (3) – area of Scots pine crops aged 1–7 years, (4) – area of Scots pine stands aged >80 years, (5) – degrees of freedom, (6) – corrected Akaike Information Criterion, (7) – delta AICc, (8) – AICc weight, (9) – null model. All the models contained an Intercept and an offset (log forest area in the plot). Models ranked with decreasing support

Model (1)	Liczenie (2)	Wiek 1–7 (3)	Wiek 80 (4)	df (5)	AICc (6)	Δ AICc (7)	ω AICc (8)
1	+	+	+	4	217,2	0,00	0,579
2	+		+	3	219,0	1,73	0,244
3	+	+		3	220,6	3,39	0,107
4		+	+	3	223,0	5,77	0,032
5	+			2	224,2	6,98	0,018
6			+	2	224,8	7,58	0,013
7		+		2	226,5	9,24	0,006
8	(model zerowy) (9)			1	230,2	12,91	0,001



Rys. 7. Zależność między arealem upraw sosnowych w wieku 1–7 lat a liczbą samców lelka (wartości uśrednione ze wszystkich modeli) na kontrolowanych powierzchniach próbnych. Punkty szare – liczenie pierwsze, punkty czarne – liczenie drugie. Wąsy – 95% przedział ufności, krzywa wizualizuje zależność

Fig. 7. Relationship between the area of Scots pine crops (age 1–7 years) and the number of male European Nightjars on surveyed 2×2 km plots. Model-averaged values are shown. Grey – first survey, black – second survey; error bars denote 95% confidence intervals. Curves visualise the trend



Rys. 8. Zależność między arealem lasów sosnowych w wieku >80 lat a liczbą samców lelka (wartości uśrednione ze wszystkich modeli) na kontrolowanych powierzchniach próbnych. Oznaczenia jak na rys. 7. Wyższe wartości w zakresie między ok. 30 a ok. 100 ha (wyraźniejsze dla liczenia drugiego) wynikają z większego areалу upraw na tych powierzchniach

Fig. 8. Relationship between the area of Scots pine stands aged >80 years and the number of male European Nightjars on surveyed 2×2 km plots. Model-averaged values are shown. Notations as in Fig. 7. Values peaking between c 30 and 100 ha, more distinct for the second surveys, stem from bigger crops aged 1–7 years on these plots

Tabela 2. Uśrednione współczynniki z modeli objaśniających zmienność liczebności lelka na powierzchniach próbnych. Skróty zmiennych objaśniających jak w tabeli 1. Wartości podane na skali log

Table 2. Model-averaged coefficients from models explaining variation in the European Nightjar abundance on study plots. (1) – parameter, (2) – coefficient ± SE, (3) – z value, (4) – probability, (5) – intercept, (6) – visit, (7) – area of Scots pine crops aged 1–7 years, (8) – area of Scots pine stands aged >80 years. Coefficient values on the log scale

Parametr (1)	Wartość ± SE (2)	Wartość z (3)	P (4)
Stała (5)	−4,728 ± 0,268	17,675	<0,001
Liczenie (6)	0,429 ± 0,156	2,748	0,006
Wiek 1–7 (7)	0,018 ± 0,008	2,029	0,042
Wiek >80 (8)	−0,003 ± 0,001	2,388	0,017

Zagęszczenie i wielkość populacji w ostoi

Ponieważ liczebność (lub zagęszczenie) lelka zależała od areалу upraw i lasów sosnowych w wieku ≥81 lat, była ona inna dla każdej z kontrolowanych powierzchni. Dla powierzchni o przeciętnych wartościach obu zmiennych objaśniających (uprawy – 12 ha,

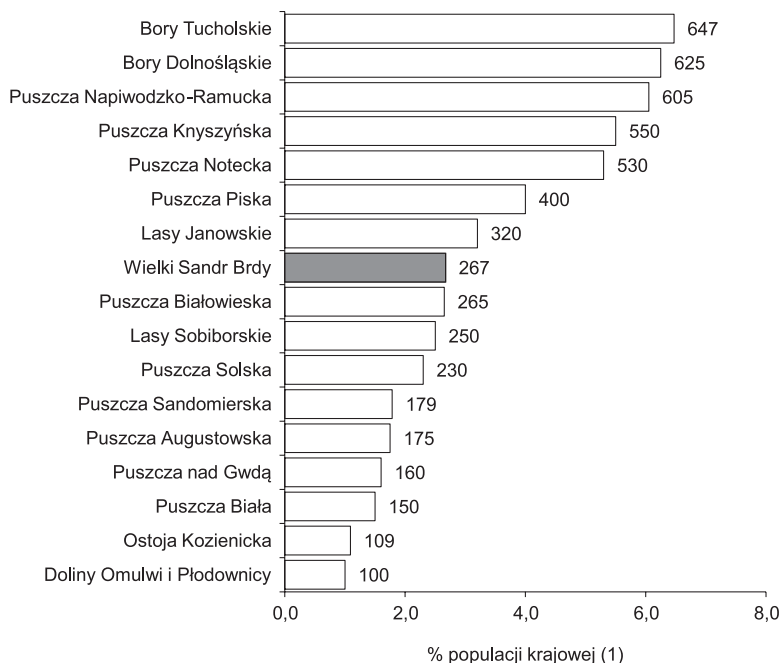
lasu sosnowe w wieku ≥ 81 lat – 93,5 ha) oraz całkowitym pokryciu lasem (400 ha), przeciętne zagęszczenie na 100 ha powierzchni leśnej wynosiło 0,78 (95% PU: 0,61–1,00) samca podczas liczenia pierwszego oraz 1,20 (95% PU: 0,95–1,44) samca podczas liczenia drugiego.

Uwzględniając uśrednione wartości współczynników, wielkość populacji lęgowej przewidywana dla całej ostoi (powierzchni skontrolowanych i nieskontrolowanych) na podstawie wyników liczenia drugiego wynosiła 267 samców (95% PU: 223–329). Najwyższe zagęszczenie odnotowano w północnej części WSB (rys. 5 i 6).

Dyskusja

Przed podjęciem inwentaryzacji krajowych OSO Natura 2000 dla szeregu obszarów nie dysponowaliśmy ocenami liczebności lelka, jednak w ostatnich dziesięciu latach stan ten znacznie się poprawił. Wśród 17 ostoi istotnych dla gatunku w Polsce, w których populacje skupiały co najmniej 100 samców (1% populacji krajowej ocenianej na 8 000–12 000 samców; Chodkiewicz et al. 2019), obszar WSB znajduje się na ósmym miejscu pod względem liczebności (rys. 9). Koncentruje się tu prawie 3% populacji krajowej (95% PU: 2,2%–3,3%) gatunku. Warto zwrócić uwagę na bardzo wysokie zagęszczeniu gatunku w WSB wynoszące aż 7,2 samca/10 km² badanego terenu i 10,1 samca/10 km² powierzchni leśnej – to jedno z najwyższych ze znanych zagęszczeń w krajowych OSO. Jak dotychczas, najwyższe zagęszczenia odnotowano w OSO Dolina Omulwi i Płodownicy (12,1 samca/10 km² pow. leśnej; Wilk et al. 2010) oraz w proponowanym OSO Lasy Sobiborskie (11,2 samca/10 km² pow. leśnej; Kanclerska et al. 2018). Ze względu na wysokie zagęszczenia, znaczenie WSB dla lelka można określić jako wybitne, mimo że pod względem liczebności kilka ostoi grupuje liczniejsze populacje – większe OSO, o znacznie niższych zagęszczeniach, koncentrują większy procent krajowej populacji, np. Bory Tucholskie, Bory Dolnośląskie i Puszcza Napiwodzko-Ramucka. WSB wraz z przyległym OSO Bory Tucholskie, a także bory w okolicach miejscowości Koczala, Przechlewo i Czarne skupiają prawdopodobnie 15–20% populacji gatunku w kraju (Guentzel & Ławicki 2009, Chodkiewicz et al. 2015, WSB – niniejsze dane, A. Sikora et al. – dane niepubl.), skoncentrowanej na obszarze ok. 4 400 km² o lesistości ok. 70% (1,4% powierzchni kraju). Ranga całego tego regionu jest więc dla lelka wyjątkowa.

Pierwsze informacje o liczebności lelka w WSB pochodzą z inwentaryzacji z roku 2012, kiedy populację oceniono na 70–75 par (Gromadzki et al. 2012). Jednak autorzy tego opracowania podkreślają, że liczebność gatunku najprawdopodobniej była niedoszacowana. Przypuszczenie to jest uzasadnione, gdyż kilkukrotny wzrost liczebności lelka na tym terenie po upływie zaledwie sześciu lat jest mało prawdopodobny. Niska liczebność lelka w roku 2012 mogła być m.in. wynikiem niespecyficznego wyboru powierzchni próbnych. Wybór ten był ukierunkowany na 33 inwentaryzowane gatunki, w tym związane z siedliskami wodnymi oraz agrocenozami, które są unikane przez lelki. Ponadto podczas kontroli w roku 2012 czerwiec był chłodniejszy niż przeciętnie, a w miesiącach czerwiec-lipiec średnie opady były wyraźnie wyższe niż w innych latach (IMGW 2012a, b). Chłodna aura i wysokie opady mogły wpłynąć na niską wykrywalność gatunku i niewielkie możliwości wyboru odpowiednich warunków do prowadzenia liczeń. Natomiast w czerwcu i lipcu 2018, podczas niniejszych obserwacji, panowały bardzo korzystne warunki pogodowe z wysoką temperaturą średnią i minimalną, bardzo niskimi opadami, słabym wiatrem i stosunkowo wysokim oraz stabilnym ciśnieniem atmosferycznym (<https://www.tutiempo.net/clima> – postereunek Chojnice – data dostępu 07.01.2019).



Rys. 9. Procent populacji krajowej lełka w najważniejszych ostojach gatunku; obok słupków podano również średnie wartości z zakresów ocen liczebności. Populacja krajowa oceniana na 8–12 tys. par (Chodkiewicz et al. 2019): Bory Tucholskie (Guentzel & Ławicki 2009), Puszcza nad Gwdą (Jermaczek et al. 2011), Puszcza Augustowska (Zawadzka et al. 2011), Puszcza Knyszyńska (Tumiel et al. 2013), Bory Dolnośląskie (Jermaczek et al. 2017), Puszcza Napiwodzko-Ramucka (Sikora et al. 2015), Lasy Sobiborskie (Kancłerska et al. 2018), Doliny Omulwi i Płodownicy, Puszcza Białowieska, Puszcza Solska (Wilk et al. 2010), Ostoja Kozienicka (S. Chmielewski – inf. ustna), Lasy Janowskie, Puszcza Biała, Puszcza Notecka, Puszcza Piska, Puszcza Sandomierska (SDF poszczególnych OSO na stronie GDOŚ – data dostępu 13.07.2018), Wielki Sandr Brdy – niniejsze dane

Fig. 9. Percentage of national European Nightjars population in the most important areas for the species. Polish Nightjar population (1) is estimated at 8–12 thousand pairs (Chodkiewicz et al. 2019). Numbers in the bars denote population size in the area, presented as means from min-max estimate. SPA Wielki Sandr Brdy (current paper) marked with grey colour. Data sources – see the Polish label

Wpływ niekorzystnych warunków atmosferycznych na aktywność lełka jest powszechnie znany (np. Dombrowski & Rzępała 1990, Frankiewicz 2003, Grzywaczewski et al. 2015). Niska aktywność lełka w zimne noce może być związana z tym, że ptaki zdecydowanie więcej czasu przeznaczają na żerowanie (Frankiewicz 2003). Niską aktywność lełka w godzinach w środku nocy stwierdzono wcześniej w innych badaniach (Dombrowski & Rzępała 1993, Frankiewicz 2003). Potwierdzono to także w trakcie niniejszych badań, podczas których kontrole na trzech powierzchniach wykonano w środku nocy, wykrywając wtedy zaledwie 0, 1 i 1 samca; powtórzono je po 5–7 dniach, w bardziej odpowiedniej porze, stwierdzając odpowiednio 2, 4 i 1 samca. Należy zaznaczyć, że mimo unikania liczeń w godzinach niskiej aktywności, również wyniki uzyskane w trakcie niniejszych badań mogą być zaniżone. Wskazuje na to przede wszystkim gwałtowny spadek liczby stwierdzeń w odległości ≥ 150 m od obserwatora (rys. 3), który jednoznacznie sugeruje silny spadek wykrywalności powyżej tej odległości. Stąd przyjęcie założenia o pełnej wykrywalności w promieniu 400 m może nie być spełnione – część ptaków odrywających się dalej niż 150 m od obserwatora mogła nie zostać wykryta. Ponadto, mimo że

w ramach nasłuchów z punktów kontrolowano zdecydowaną większość odpowiednich siedlisk (średnio ok. 80%), nadal część z nich nie została objęta nasłuchami. Jest zatem możliwe, że liczebność lelka w WSB jest jeszcze wyższa niż wskazują wyniki niniejszej pracy. Wyraźnie niższa liczebność lelka podczas liczenia pierwszego w porównaniu do liczenia drugiego może być efektem różnic w stopniu odsłonięcia tarczy księżyca, która to wartość podczas pierwszego liczenia wyniosła średnio 56%, a podczas liczenia drugiego 80%. W trakcie szczegółowych badań na dwóch gatunkach lelków (lelku i lelku rdzawoszym *Caprimulgus ruficollis*) w Portugalii wykazano pozytywną zależność ich aktywności głosowej od wielkości tarczy księżyca (Reino et al. 2015). Autorzy zalecają, aby podczas planowania badań terenowych tych gatunków kontrole wykonywać w jaśniejsze noce (w okolicy pełni księżyca). Ponadto nie można wykluczyć, że badana populacja zwiększyła liczebność między liczeniem pierwszym a drugim i została zasilona przez osobniki imigrujące z innych terenów lub te, które przyleciały na łągowiska później.

Lelek jako gatunek zamieszczony w Załączniku I Dyrektywy Ptasiej wymaga podejmowania działań ochronnych w celu utrzymania korzystnego stanu populacji, co w szczególności dotyczy rozległych borów na OSO Natura 2000. Jego wymagania siedliskowe, czyli przywiązanie do siedlisk otwartych powoduje, że zachowanie populacji w lasach gospodarczych stoi w konflikcie z ochroną gatunków ptaków związanych ze starymi lasami. Obok lerki, lelek jest gatunkiem, który powszechnie zasiedla rozległe powierzchniowo zrębowe z uprawami w wieku do 10 lat. W sytuacji, gdy na danym terenie prowadzona jest gospodarka leśna, lelek nie jest zagrożony i zdecydowanie większą troską należy objąć zachowanie siedlisk gatunków związanych z ponad 120-letnimi starodrzewiami, które stanowią miejsca występowania – często o charakterze enklaw – dla ściśle chronionych gatunków szponiastych Accipitriformes, bociana czarnego *Ciconia nigra*, dzięciołów Picinae i sów Strigiformes oraz zasiedlających dziuple po dzięciole czarnym *Dryocopus martius* – gągoła *Bucephala clangula*, nurogęsi *Mergus merganser* i siniaka *Columba oenas*.

Prace wykonano w ramach zlecenia RDOŚ Gdańsk pt. „Monitoring lelka *Caprimulgus europaeus* w obszarze Natura 2000 Wielki Sandr Brdy PLB220001”. Dyrekcji Parku Narodowego „Bory Tucholskie” dziękujemy za pomoc w prowadzeniu monitoringu lelka. W realizacji prac terenowych na terenie PNBT udział brali: Agnieszka Turowska, Czesław Kownacki i Stefan Pestka, za co Im serdecznie dziękujemy. Składamy podziękowania pracownikom Lasów Państwowych z nadleśnictw Osusznicza, Przymuszewo i Rytel, których rady były przydatne podczas planowania i prowadzenia prac terenowych. Ważne informacje odnośnie prowadzenia prac uzyskaliśmy również od Grażyny Jaszewskiej z Zaborskiego Parku Krajobrazowego.

Literatura

- Bartoń K. 2019. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- BDL 2018. Bank Danych o Lasach. Dostęp z <https://www.bdl.lasy.gov.pl/> dnia 28.09.2019.
- Bednorz J. 1983. Awifauna Słowińskiego Parku Narodowego z uwzględnieniem stosunków ilościowych. Poznańskie Tow. Przyjaciół Nauk, Prace Komisji Biologicznej, 1–140.
- Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winięcki A. 2000. Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- BirdLife International 2015. European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- BirdLife International 2016. *Caprimulgus europaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22689887A86103675. <http://www.iucnredlist.org/details/22689887/0>. Dostęp 16.08.2018.

- Burnham K.P., Anderson D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. 2nd ed. Springer, New York.
- Cadbury C.J. 1981. Nightjar census methods. *Bird Study* 28: 1–4.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2015. Oceny liczebności ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. *Ornis Pol.* 56: 149–189.
- Chodkiewicz T., Chylarecki P., Sikora A., Wardecki Ł., Bobrek R., Neubauer G., Marchowski D., Dmoch A., Kuczyński L. 2019. Raport z wdrażania art. 12 Dyrektywy Ptasiej w Polsce w latach 2013–2018: stan, zmiany, zagrożenia. *Biul. Monit. Przyrody* 20: 1–80.
- CLC 2012. Dane przestrzenne Corine Land Cover 2012, GIOŚ. Data dostępu 20.11.2019: clc.gios.gov.pl
- Cramp S., Simmons K.E.L. (eds). 1985. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 4. Oxford University Press.
- Cresswell B., Darren E. 2013. Geolocators reveal wintering areas of European Nightjar (*Caprimulgus europaeus*). *Bird Study* 60: 77–86.
- Dombrowski A. 2007. Lelek *Caprimulgus europaeus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 282–283. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Dombrowski A. 2013. Lelek *Caprimulgus europaeus*. W: Zawadzka D., Ciach M., Figarski T., Kajtoch Ł., Rejt Ł. Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, ss. 152–157. GDOŚ, Warszawa.
- Dombrowski A., Rzępała M. 1993. Uwagi dotyczące badań liczebności lęgowej populacji lelka *Caprimulgus europaeus*. *Remiz* 2: 23–28.
- Dyrz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. 1991. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław.
- Frankiewicz J. 2003. Rozmieszczenie, liczebność i preferencje środowiskowe lelka *Caprimulgus europaeus* w Borach Stobrawskich. *Not. Orn.* 44: 263–281.
- Gromadzki M., Błaszczak T., Cofta T., Horbacz A., Chybowska M., Chybowski P., Jaszewska G., Kiełsiński T., Kucharski R., Lubińska K., Mikusek R., Waško B. 2012. Inwentaryzacja ornitologiczna obszaru specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 Wielki Sandr Brdy PLB220001 (awifauna lęgowa). NFOŚ, Warszawa, Gdańsk.
- Grzywaczewski G., Gustaw W., Dombrowski A. 2015. Lelek *Caprimulgus europaeus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Ceniań Z., Chodkiewicz T. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny. Wyd. 2, ss. 172–176. GIOŚ, Warszawa.
- Guentzel S., Ławicki Ł. 2009. Bory Tucholskie PLB220001 (IBA PL026). W: Chmielewski S., Stelmach R. (red.). Ostoje ptaków w Polsce – wyniki inwentaryzacji, część 1, ss. 161–169. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Gustaw W., Szewczyk P., Frączek T. 2007. Wysokie zagęszczenie terytoriów lelka *Caprimulgus europaeus* na poligonie w Lipie, SE Polska. *Not. Orn.* 48: 55–62.
- Hagemeijer W.J.M., Blair M.J. 1997. *The EBCC Atlas of European Birds – Their Distribution and Abundance*. Poyser, London.
- Henel K., Kruszyk R. 2006. Liczebność lelka *Caprimulgus europaeus* na obszarze pożarzyska koło Kuźni Raciborskiej. *Not. Orn.* 47: 130–134.
- IMGW 2012a http://old.imgw.pl/images/stories/biuletyn_monitoringu/2012/czerwiec2012.pdf. Dostęp 06.01.2019.
- IMGW 2012b, http://old.imgw.pl/images/stories/biuletyn_monitoringu/2012/lipiec2012.pdf. Dostęp 06.01.2019.
- Jermaczek A., Chapiński P., Duda M., Glapan J., Kryza K., Plata W., Stanilewicz A. 2011. Ptaki stanowiące przedmioty ochrony w wielkopolskiej części obszaru specjalnej ochrony Natura 2000 „Puszcza nad Gwdą” i propozycje działań ochronnych. *Przegl. Przyr.* 22: 32–64.
- Jermaczek A., Czechowski P., Krzyżków T., Bena W., Chapiński P., Grzesiak K., Rubacha S. 2017. Inwentaryzacja wybranych gatunków ptaków lęgowych Obszaru Specjalnej Ochrony Natura 2000 Bory Dolnośląskie w roku 2014. *Przegl. Przyr.* 28: 74–103.

- Kanclerska K., Karpińska O., Woźniak B., Grzębkowski M., Aftyka S., Bełcik M., Bożycki Ł., Celej M., Chodkiewicz T., Kuszner M., Litwiniak K., Pawelec M., Pietrasz K., Różycki A. Ł., Sikora D., Smith L., Stasiak K., Szewczuk W., Śliwiński S., Tylkowski S., Woźniak M., Woźniak P., Wójciak J., Żołądek K., Keller M. 2018. Ocena możliwości włączenia Lasów Sobiborskich do sieci obszarów Important Birds Areas oraz obszarów specjalnej ochrony ptaków. Sylwan 162: 146–154.
- Kondracki J. 2009. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- Lindell L. 1982. Inventering av nattskärna, *Caprimulgus europaeus* – en metodstudie. Calidris 11: 113–120.
- Matuszkiewicz J.M. 2001. Zespoły leśne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Mazerolle M.J. 2019. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.2-2. <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- PNBT 2018. Baza danych przestrzennych Parku Narodowego Bory Tucholskie. Dane udostępnione na wniosek Wykonawcy dnia 10.08.2018.
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Reino L., Porto M., Santana J., Osiejuk T.S. 2015. Influence of moonlight on nightjars' vocal activity: A guideline for nightjar surveys in Europe. Biologia 70: 968–973.
- Rzępała M., Mitrus C. 1995. Ocena liczebności awifauny lęgowej kompleksu leśnego „Kryńszczak” koło Łukowa w Siedleckiem. Not. Orn. 36: 273–295.
- SDF 2019. Standardowy Formularz Danych Obszaru Specjalnej Ochrony Wielki Sandr Brdy PLB 220001. Data aktualizacji 2019-09. <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=PLB220001>
- Sikora A., Gromadzki M., Półtorak W. 2004. Awifauna Bielawskich Błot. Not. Orn. 45: 1–11.
- Sikora A., Szymkiewicz M., Górski A., Neubauer G. 2015. Awifauna lęgowa OSO Puszcza Napiwodzko-Ramucka ze szczególnym uwzględnieniem gatunków priorytetowych. Ornis Pol. 56: 190–211.
- Sławski M. 2011. Analiza zależności struktury lasu od wieku na przykładzie drzewostanów sosnowych. Sylwan 155: 10–20.
- Stasiak K., Grzywaczewski G., Gustaw W., Cios Sz. 2013. Wpływ struktury lasu na liczebność i wielkość terytorium lelka. Sylwan 157: 306–312.
- Tomiałojć L. 1972. Ptaki Polski – wykaz gatunków i rozmieszczenie. PWN, Warszawa.
- Tomiałojć L. 1990. Ptaki Polski: rozmieszczenie i liczebność. PWN, Warszawa.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Tumiel T., Białomyzy P., Grygoruk G., Korniluk M., Świętochowski P., Wereszczuk M., Skierczyński M. 2013. Cenne i nieliczne ptaki lęgowe na Obszarze Specjalnej Ochrony Puszcza Knyszyńska. Ornis Pol. 54: 170–186.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Verstraeten G., Lander Baeten L., Verheyen K. 2011. Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. Bird Study 58: 120–129.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Zawadzki G., Zawadzki S. 2011. Wyniki inwentaryzacji ornitologicznej na terenie OSO PLB200002 Puszcza Augustowska w 2010 roku. W: Anderwald D. (red.). Zarządzanie ekosystemami leśnymi a zachowanie populacji ptaków leśnych. Stud. i Mat. CEPL, Rogów 2, 27: 89–104.

Arkadiusz Sikora

Stacja Ornitologiczna, Muzeum i Instytut Zoologii PAN
Nadwiślańska 108, 80-680 Gdańsk
sikor@miiz.waw.pl

Grzegorz Neubauer

Pracownia Biologii Lasu, Uniwersytet Wrocławski
Sienkiewicza 21, 50-335 Wrocław
grzegorz.neubauer@uwr.edu.pl

Karolina Lubińska

Park Narodowy „Bory Tucholskie”
Długa 33, 89-606 Charzykowy
k.lubinska@pnbt.com.pl

Tomasz Chodkiewicz

Muzeum i Instytut Zoologii PAN
Wilcza 64, 00-679 Warszawa
tchodkiewicz@miiz.waw.pl