

Czynniki wpływające na lęgową populację puszczyka *Strix aluco* na terenie Lasów Sobiborskich

Bartłomiej Woźniak, Patrycja Woźniak, Tomasz Chodkiewicz, Marek Keller

Abstrakt. Celem badań było określenie liczebności populacji puszczyka w Lasach Sobiborskich oraz parametrów ekologii gatunku. Badania prowadzono w latach 2010-2014 we wschodniej części Lasów Sobiborskich na powierzchni 3637 ha o lesistości ponad 90%. Na badanej powierzchni powieszono 54 budki typu E celem określenia parametrów lęgowych. Zagęszczenie populacji, które wynosiło 4,8-7 pary/10 km² powierzchni całkowitej zbliżone jest do średnich wartości dla Polski. Wysoki i stabilny poziom zajęcia budek (60%) związany był z wieszaniem dwóch budek na znane terytorium oraz corocznym ich czyszczeniem, co zapobiegało rozwojowi pasożytów. Puszczyk zasiedlał starsze drzewostany, pomiędzy którymi występowały fragmenty terenów otwartych. Średnia wielkość zniesienia i wielkość lęgu wynosiła odpowiednio 3,45 i 3,33. Sukces lęgowy wyniósł 75,7% i był skorelowany z długością i ostrością zimy.

Słowa kluczowe: liczebność, zagęszczenie, siedliska, budki lęgowe, wielkość zniesienia, wielkość lęgu, sukces lęgowy, wpływ pogody

Abstract. Factors affecting breeding population of the Tawny Owl *Strix aluco* in Sobibór Forest. The aim of this study was to determine the population size of Tawny Owl and the basic parameters of its ecology. The study was conducted in 2010-2014 in Sobibór Forest (eastern Poland), on 3637 ha study plot, mainly forest area (over 90%). To define breeding parameters, 54 E-type nest boxes were hanged in the research area. The density of the population, amounted 4,8-7 pair/10 km² of a total study area, located in an average value for Poland. High and stable level (60%) of nest boxes using by Tawny Owls was determined by hanging two boxes per owl territory and cleaning boxes every year which prevent from the parasites. Tawny Owl inhabited the older stands with a large share of open passages surrounding. The average values of clutch and hatch size were respectively 3.45 and 3.33. The breeding success was 75 %, which was conditioned by the length and severity of winter.

Keywords: numbers, density, habitat, nest boxes, clutch size, hatch size, breeding success, weather impact

Wstęp

Puszczyk *Strix aluco* preferuje stare, żyzne drzewostany, gdzie może znaleźć odpowiednie żerowiska oraz miejsca do odbycia lęgów (Sunde et al. 2001, Salvati i Ranazzi 2002, Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Mikusek 2005, Domaszewicz i Kowalski 2007, Grzywaczewski i Szcz-

paniak 2007, Wiącek et al. 2010). W Europie Środkowej wielkość rewiru waha się od 10 do 75 ha, przy czym terytoria są mniejsze w zwartych drzewostanach w porównaniu do terenów otwartych. Ich powierzchnia w lasach liściastych wynosi średnio od 37,4 ha do 51 ha (Mikkola 1983, Cramp 1985, Mikusek 2005). Wykazano, że w mniej żyznych lasach iglastych terytoria puszczyków są większe, co wiąże się z niższą dostępnością pokarmu (Sunde et al. 2001). Gatunek osiąga niższe zagęszczenia w typowych dla polskiego niżu borach sosnowych (Olszewski et al. 2010, Grzywaczewski i Szczepaniak 2007, Wiącek et al. 2010, Mikusek 2012). Najmniejsze terytoria o powierzchni maksymalnie 8 ha stwierdzono w parkach miejskich ze starymi liściastymi drzewami (Cramp 1985). Największe rewiry o powierzchni dochodzącej do 1780 ha stwierdzono w Norwegii, gdzie gatunek ten osiąga północną granicę swojego zasięgu (Sunde et al. 2001).

Puszczyki chętnie zajmują naturalne dziuple i dedykowane im budki lęgowe (Mikkola 1983, Mikusek 2005, Gryz i Krauze-Gryz 2011), które są one często w lasach gospodarczych jedyną alternatywą dla dziuplaków do odbycia lęgów (Newton 1998). Ponieważ dostępność miejsc lęgowych mocno wpływa na rozmieszczenie ptaków, duże znaczenie ma lokalizacja powieszanej budki. Wieszanie budek w miejscach przypadkowych (Mikkola 1983, Ranazzi et al. 2000, Gryz i Krauze-Gryz 2011) przypuszczalnie zwiększa liczbę dostępnych miejsc lęgowych, a tym samym zagęszczenia, dlatego też może stanowić formę czynnej ochrony puszczyków (Wiącek et al. 2010). Budki lęgowe wiesza się również w znanych terytoriach, stanowią one wtedy tylko dodatkowe, a nie nowe miejsce lęgów i odpoczynku, przez co ich powieszenie nie ma dużego wpływu na zagęszczenie badanej populacji.

Kontrolowanie budek wykorzystywanych przez puszczyki jako miejsca lęgowe stanowi bardzo dobrą metodę badania efektów lęgów (Mikkola 1983, Ranazzi et al. 2000, Gryz 2009). Na poszczególne parametry lęgowe wpływ ma dostępność pokarmu (Mikkola 1983, Korpimäki i Norrdahl 1991, Petty i Fawkes 1997, Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001, Galeotti 2001, Mikusek 2005, Solonen 2005, Millon et al. 2010, Wiącek et al. 2010). Warunki atmosferyczne przed sezonem lęgowym i w jego trakcie również mają kluczowe znaczenie dla sukcesu lęgowego (Mikkola 1983, Korpimäki i Norrdahl 1991, Ranazzi et al. 2000, Sasvári et al. 2000, Sunde et al. 2001, Grandäns et al. 2009, Wiącek et al. 2010). Wyniki z poszczególnych publikacji nie są jednak jednoznaczne jeśli chodzi o wpływ wyżej wymienionych parametrów na m. in. wielkość zniesienia i sukces lęgowy.

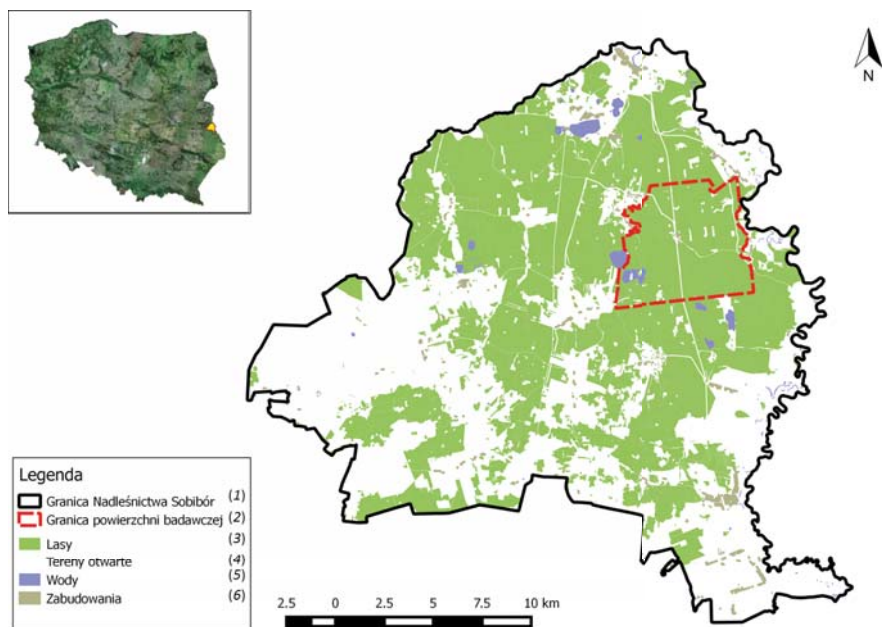
Puszczyk ze względu na nocny i skryty tryb życia jest trudnym do badania gatunkiem. W związku z powyższym nie wszystko wiadomo na temat jego ekologii i zdarza się że publikowane wyniki z różnych obszarów są ze sobą sprzeczne (Mikusek 2005). Warto więc podejmować nowe prace badawcze, a szczególnie cenne są długoterminowe badania, które istotnie zwiększają wiedzę na temat zależności ekologicznych występujących w środowisku.

Na terenie Lubelszczyzny w ostatnich 15 latach intensywnie badano liczebność populacji puszczyka (Grzywaczewski 1999, Bochen 2001, Moroń 2007, Grzywaczewski et al. 2009, Wiącek et al. 2009, Wiącek et al. 2010). Dane z Lasów Sobiborskich pochodziły z długiego okresu (lata 1990-2007) i obejmowały ocenę dla całego kompleksu leśnego (Grzywaczewski et al. 2009). Nie przeprowadzano jednak dokładnej kontroli wybranych powierzchni próbnych przy użyciu standardowych metod inwentaryzacji sów (Mikusek 2005), dlatego też warto było zweryfikować i uzupełnić dotychczasową wiedzę na temat liczebności tego gatunku w Lasach Sobiborskich.

Celem niniejszej pracy była weryfikacja dotychczasowej wiedzy na temat występowania puszczyka na terenie Lasów Sobiborskich, jak również wstępne określenie jego wybiórczości siedliskowej oraz wartości parametrów łągów. Podjęto też próbę odnalezienia związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy zmiennością wskaźników populacyjnych w czasie i przestrzeni.

Teren badań

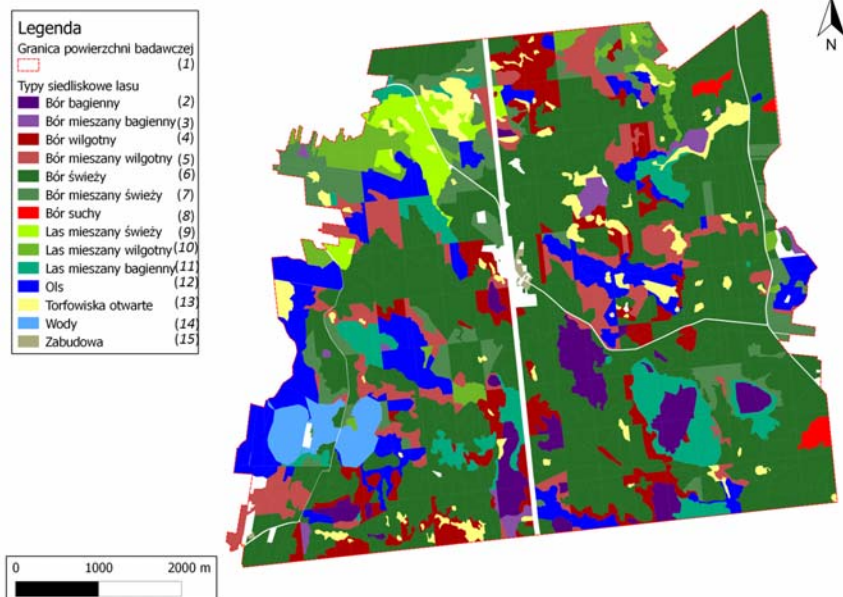
Powierzchnia badawcza położona była we wschodniej Polsce na terenie Lasów Sobiborskich. Administracyjnie znajdowała w województwie lubelskim na terenie powiatu włodawskiego. Geograficznie powierzchnia znajdowała się na terenie makroregionu Polesie Lubelskie w mezoregionie Kotlina Łęczyńsko-Włodawska (Gacka-Grzesikiewicz 1997). Obejmowała najbardziej charakterystyczny dla Polesia, wschodni fragment Nadleśnictwa Sobibór, zarządzającego wyżej wymienionym kompleksem leśnym (Łapiński 2005). Powierzchnia badawcza obejmowała 3637 ha (36,37 km²), co jest zbliżone do dolnej granicy wielkości zalecanej przez Mikuska (2005), który podaje, że optymalnie powierzchnia powinna wynosić 40-50 km², w zależności od typu lasu. Lesistość na badanej powierzchni była wysoka i wynosiła 91,5% (lasy zajmowały 3329 ha), pozostałe 8,5% to tereny otwarte, wody i zabudowa (ryc. 1).



Ryc. 1. Położenie powierzchni badawczej na terenie Lasów Sobiborskich

Fig. 1. Study area in Sobibór Forest. (1) - Sobibór Forest Management District, (2) - study area, (3) - forests, (4) - open habitats, (5) - waters, (6) - buildings

Dominuje tu mozaika ubogich siedlisk suchych i wilgotnych. Przeważającym typem siedliskowym lasu jest bór świeży zajmujący około 50% powierzchni. Niewiele mniej (ponad 47%) zajmują wszystkie typy siedliskowe drzewostanów położone na terenach wilgotnych. Na szczególną uwagę zasługują typowe dla Polesia bory bagienne (fot. 1), bory mieszane bagienne oraz lasy mieszane bagienne (brzeziny bagienne). W porównaniu do ich udziału na terenie całych Lasów Sobiborskich są one nadreprezentowane na terenie badawczym i stanowią 11% udziału w drzewostanach. Ponadto, około 3,7 % powierzchni całkowitej zajmują otwarte bagna. Poszczególne typy siedlisk są rozmieszczone nierównomiernie (ryc. 2).



Ryc. 2. Rozmieszczenie typów siedlisk przyrodniczych na powierzchni badawczej

Fig. 2. Habitat distribution on study area. (1) – study area, (2) – marshland pine forest, (3) – marshland pine-broadleaf forest, (4) – wet pine forest, (5) – wet pine-broadleaf forest, (6) – fresh pine forest, (7) – fresh pine-broadleaf forest, (8) – dry pine forest, (9) – fresh broadleaf-pine forest, (10) – marshland broadleaf-pine forest, (11) – marshland broadleaf-pine forests, (12) – marshland alder forest, (13) – open marshlands, (14) – waters, (15) – buildings

Na terenie powierzchni badawczej reprezentowanych jest 9 klas wieku drzewostanu z najstarszym fragmentem drzewostanu w wieku 174 lat. Klasy od III do V stanowią w sumie ponad 75% wszystkich drzewostanów w badanym fragmencie Lasów Sobiborskich. Dominują tu drzewostany dojrzałe w V klasie wieku, co wyróżnia ten fragment Lasów Sobiborskich, gdyż w całym kompleksie znacząco większy udział mają drzewostany w wieku pomiędzy 41 a 60 lat.

Prawie cały badany obszar, poza jej południowo-wschodnim fragmentem, znajdował się na terenie Sobiborskiego Parku Krajobrazowego. Na obszarze tym są też trzy rezerваты: „Magazyń”, a także północna część rezerwatu „Trzy Jeziora” oraz część wschodnia rezerwatu „Żółwiewe Błota”. Wschodnia, południowa oraz środkowo-zachodnia część powierzchni badaw-

czej jest częścią Specjalnego Obszaru Ochrony Siedlisk Natura 2000 PLH060043 Lasy Sobiborskie. Wschodni skraj obszaru badań wchodzi w skład Obszaru Specjalnej Ochrony Ptaków Natura 2000 PLB060003 Dolina Środkowego Bugu.



Fot. 1. Bór bagienny, który jest bardzo rzadko spotykanym zbiorowiskiem leśnym w polskich lasach, ma duży udział powierzchniowy na terenie Lasów Sobiborskich (fot. M. Kuszner)

Photo 1. Pine marshland forest is very rare in polish forests, however it is quite common in Sobibór Forest

Teren badań został podzielony na dwie części o zróżnicowanych siedliskach. Linia podziału była linia ostepowa biegnąca przez środek powierzchni (ryc. 3). Część północna charakteryzowała się większą powierzchnią otwartych torfowisk, lasów mieszanych wilgotnych i mieszanych świeżych. Przeważały tu drzewostany w wieku powyżej 100 lat. Z kolei część południowa wyróżniała się m.in. znacznym udziałem borów bagiennych i lasów mieszanych bagiennych.

Metodyka

Prace terenowe składały się z dwóch etapów. W pierwszym z nich skupiono się na inwentaryzacji populacji lęgowej puszczyka przy użyciu standardowej metody stymulacji głosowej (Mikusek 2005). Punkty wabień rozmieszczone były co 400 m na 9 transektach ułożonych równoleżnikowo na liniach oddziałowych. Oddalone one były od siebie o około 600 m. Po transektach poruszano się pieszo, najczęściej w 2-3 grupy, składające się z min. 2 obserwatorów. Grupy poruszały się równolegle do siebie, co pozwalało na dokładną lokalizację wokalizującego osobnika oraz ułatwiało późniejszą interpretację obserwacji. W przypadku reakcji puszczyka

czyka, rezygnowano z wabienia na kolejnym punkcie, by nie „ciągnąć” za sobą tego samego osobnika. Liczenia prowadzono w czasie, kiedy puszczyk wykazuje najwyższą aktywność głosową w cyklu dobowym. Rozpoczynano je tuż przed zmierzchem, kończono po 4-5 godzinach (Gramsz et al. 2005).

W latach 2010-2012 wykonano w sumie 4 kontrole powierzchni badawczej, przy czym stymulację głosową puszczyka zastosowano na podczas trzech kontroli. Pierwsze, wstępne liczenia przeprowadzono we wrześniu 2010 r. z uwagi na to, że puszczyki na jesieni wykazują intensywne zachowania terytorialne (Mikkola 1983, Gramsz et al. 2005). Kolejne dwie kontrole wykonano w marcu oraz w kwietniu 2011 r. Podczas kwietniowej kontroli prowadzono stymulację jedynie głosem włośчатки *Aegolius funereus* oraz – w odpowiednich siedliskach – uszatki *Asio otus*, wykorzystując fakt że gatunek ten chętnie reaguje na głosy terytorialne innych, mniejszych gatunków sów (Mikusek 2005). Ostatnią, czwartą kontrolę, przeprowadzono w marcu 2012 r.

Uzyskane dane umieszczono na zbiorczej mapie i zinterpretowano celem wyznaczenia granic pomiędzy terytoriami poszczególnych par. Do wyznaczenia terytoriów wykorzystano głównie dane z 2011 roku uzupełnione o wyniki liczenia z roku 2012. Wprowadzono podział na dwa rodzaje terytoriów: terytoria pewne i terytoria prawdopodobne, terminy często stosowane w przypadku badań nad liczebnością sów. Terytorium pewne wyznaczano w przypadku, gdy ptaki odzywały się w danym miejscu podczas przynajmniej dwóch kontroli i była pewność, że nie były to stwierdzenia osobników pochodzących z sąsiadującego terytorium. Za terytorium prawdopodobne uznawano takie, gdzie brak było tej pewności (Żmihorski et al. 2005, Olszewski et al. 2010, Jagiełko i Wiśniewski 2012). Liczba terytoriów pewnych potraktowana została jako liczebność minimalna, a suma terytoriów pewnych i prawdopodobnych jako maksymalna (Żmihorski et al. 2005, Olszewski et al. 2010, Jagiełko i Wiśniewski 2012). Terytoria zlokalizowane przy granicy powierzchni, w których stwierdzono odzywające się ptaki zarówno na terenie badań, jak i poza nim, liczono jako 0,5 terytorium (Olszewski et al. 2010). Symbol takiego terytorium na mapie przedstawiającej rozmieszczenie puszczyków wykraczał poza granicę powierzchni badawczej (ryc. 3).

Celem zbadania różnic pomiędzy zagęszczeniami puszczyków na terenie badań wykorzystano podział powierzchni na dwie części: północną (N) i południową (S). Linia podziału przebiegała wzdłuż linii ostępowej biegnącej w połowie odległości pomiędzy granicą północną i południową badanej powierzchni (ryc. 3). Porównywano zagęszczenia puszczyków w obu częściach na tle udziału wybranych typów siedlisk: terenów otwartych, drzewostanów z dominacją gatunków liściastych, drzewostanów z dominacją gatunków iglastych, drzewostanów w wieku powyżej 100 lat, drzewostanów iglastych w wieku powyżej 100 lat oraz drzewostanów liściastych w wieku powyżej 80 lat. Do analizy tej wykorzystano tylko terytoria pewne. W celu sprawdzenia istotności różnic udziałów wymienionych wyżej typów siedlisk w obu częściach powierzchni próbnych wykorzystano test istotności różnic pomiędzy dwoma wskaźnikami struktury (Stanisz 2007b).

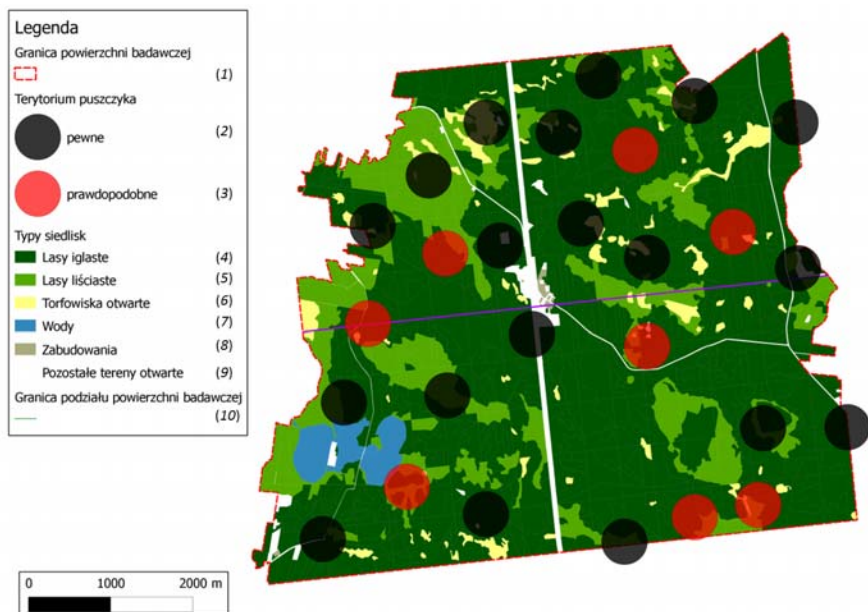
Drugi etap badań polegał na kontroli parametrów lęgów. W tym celu powieszono 54 budki lęgowe typu „E”. Cztery z nich powieszoną jesienią roku 2010, pozostałe rok później. Budki tego typu mają optymalne wymiary dla puszczyka (Gryz i Krauze-Gryz 2011). Wieszano po 2 budki tylko w znanych terytoriach, aby nie wpłynąć na zagęszczenie ptaków poprzez tworzenie sztucznych miejsc lęgowych.

Budki kontrolowano od 2 do 4 razy rocznie w latach 2011-14, przy czym w pierwszym roku były to zaledwie 4 budki. Liczbę kontroli ograniczono do minimum, aby zmniejszyć prawdopodobieństwo wystąpienia u dorosłych ptaków zachowań agresywnych wywołanych stresem (mimo to zdarzały się przypadki ataków na obserwatora) (Mikkola 1983, Cramp 1985). Pierwsza kontrola budek odbywała się na przełomie marca i kwietnia. Miała na celu określenie zajęcia budek i wielkości zniesień. Podczas drugiej i trzeciej kontroli zagłądano tylko do tych skrzynek, w których stwierdzono lęgi puszczyków, w celu określenia pozostałych parametrów lęgów. Czwarta kontrola odbywała się jesienią. Podczas niej sprawdzano wykorzystanie budek przez ptaki poza sezonem lęgowym oraz wymieniano materiał znajdujący się w budkach w celu ograniczenia rozwoju pasożytów. Uzyskane dane pozwoliły na obliczenie trzech parametrów rozrodu: wielkości zniesienia, wielkości lęgu (średnia liczona na gniazdo z młodymi) oraz sukcesu lęgowego.

Do analiz wpływu warunków pogodowych na parametry lęgów puszczyka wykorzystano dane meteorologiczne ze stacji we Włodawie oddalonej od powierzchni próbnej o ok. 7 km w linii prostej. Dane pochodziły ze strony internetowej www.tutiempo.net/en/. Do analiz wykorzystano 42 czynniki meteorologiczne, głównie skupiając się na temperaturze oraz poziomie opadów w okresie od stycznia do maja, a więc od początku okresu przedlęgowego do momentu opuszczenia gniazda przez młode ptaki. Wyznaczono współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy zmiennymi pogodowymi, a opisanymi parametrami lęgów puszczyka. Istotność korelacji sprawdzano testem istotności współczynnika korelacji i regresji (Łomnicki 2007, Stanis 2007a). Analizy statystyczne wykonano w programie Statistica 12 (Stanisz 2007a, Stanis 2007b, StatSoft Inc. 2013).

Wyniki

W latach 2010-2012 na badanej powierzchni stwierdzono 17,5-25,5 par puszczyka. Zagęszczenie badanego gatunku wyniosło 4,8-7,0 par/10 km² powierzchni całkowitej oraz 5,3-7,7 par/10 km² powierzchni leśnej. Rozmieszczenie było nierównomierne, z przewagą terytoriów w części północnej. Jedynym większym fragmentem niezasiedlonym przez puszczyki była środkowo-południowa część powierzchni (ryc. 3).

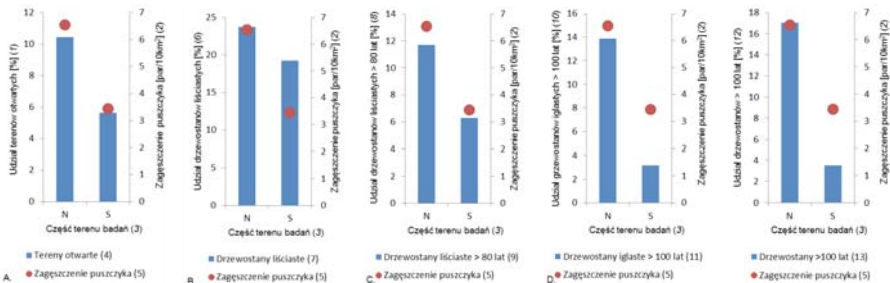


Ryc. 3. Rozmieszczenie puszczyka na tle siedlisk występujących na terenie badań

Fig. 3. Distribution of Tawny Owl on study area. (1) - study area, (2) – confirmed breeding territory, (3) – possible breeding territory (4) – pine forests, (5) – broadleaf forests, (6) – open marshlands, (7) – waters, (8) – buildings, (9) – open habitats, (10) – dividing line of the study area

Liczebność puszczyka w północnej części powierzchni badawczej wynosiła 10,5-14 par, natomiast w południowej 7-11,5, co przełożyło się na około dwukrotnie wyższe zagęszczenia w części północnej (ryc. 3).

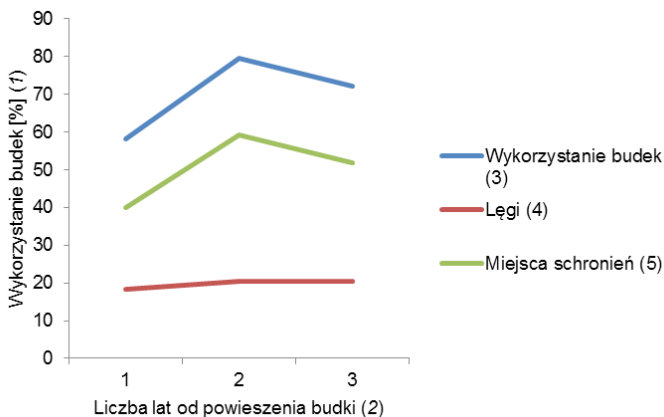
Nie wykazano, by wyższe zagęszczenia puszczyka były związane z występowaniem lasów liściastych, pomimo istotnych różnic w ich pomiędzy dwoma częściami powierzchni ($p < 0,001$, ryc. 4B). Podobnie nie wykryto zależności zagęszczenia puszczyka od występowania borów, choć różnice w ich udziale również wykazywały istotność ($p < 0,001$). Rycina 4A dobrze ukazuje zależność pomiędzy udziałem terenów otwartych ($p < 0,001$), a zagęszczeniem sów. Dwukrotnie wyższe zagęszczenie puszczyka w części północnej badanej powierzchni wiązało się z większym udziałem powierzchni drzewostanów ponad 100-letnich ($p < 0,001$, ryc. 4E). Podobne zależności uzyskano dla ponad 80-letnich ($p < 0,001$, ryc. 4C) drzewostanów liściastych oraz ponad 100-letnich drzewostanów iglastych ($p < 0,001$, ryc. 4D).



Ryc. 4. Związek pomiędzy zagęszczeniem puszczyka, a udziałem wybranych typów siedlisk przyrodniczych na terenie Lasów Sobiborskich: a) udział lasów liściastych, b) udział terenów otwartych
Fig. 4. Relationship between Tawny Owl density and percentage of habitats on study area: A. open habitats, B. broadleaf forests, C. over 80 years broadleaf forests, D. over 100 years pine forests, E. over 100 years forests. (1) – percent of open habitats, (2) – density of tawny owl [pairs/10km²], (3) – part of study area (N – north, S – south), (4) – density of tawny owl, (5) – open habitats, (6) – percent of broadleaf forests, (7) – broadleaf forests, (8) – percent of over 80 years broadleaf forests, (9) – over 80 years broadleaf forests, (10) – percent of over 100 years pine forests, (11) – over 100 years pine forests, (12) – percent of over 100 years forests, (13) – over 100 years forests

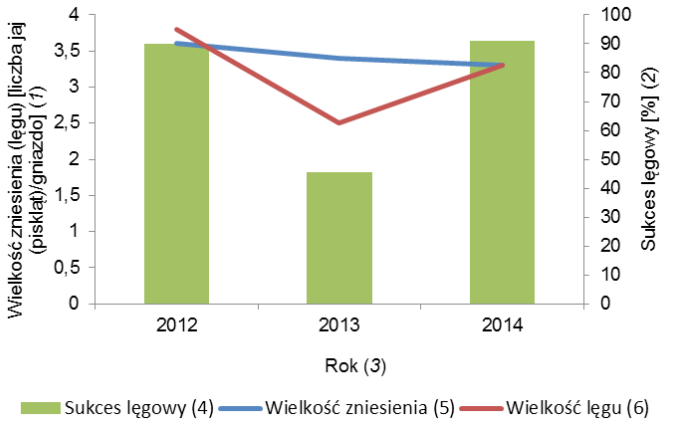
Wykorzystanie budek i parametry rozrodzce

W latach 2011-2014 wykonano 347 kontroli 54 budek. W pierwszym roku od momentu powieszania w 60% budek stwierdzono obecność puszczyków, z czego 1/3 stwierdzeń stanowią lęgi (N=54). W kolejnych latach udział budek z lęgami pozostał stały, natomiast wzrósł udział budek wykorzystywanych jako miejsca schronień i odpoczynku dziennego oraz jako spizarnie i miejsca plucia (ryc. 5).



Ryc. 5. Wykorzystanie budek przez puszczyki w Lasach Sobiborskich
Fig. 5. Use of nest boxes by Tawny Owl in Sobibór Forest

Średnia wielkość zniesienia podczas czterech lat badań wyniosła 3,45 (2-5) jaja/parę lęgową, najwyższe wartości osiągając w roku 2012 (N=10), najniższe w roku 2014 (N=11). Średnie wartości dla wielkości wyłęgów były nieco niższe od średniej wielkości zniesienia. Stwierdzono też wysoki sukces lęgowy – na 33 analizowane lęgi 25 par (76%) wyprowadziło młode. Parametr ten osiągał wysokie wartości w latach 2012 i 2014. Jedynie w roku 2013 (N=11), w którym 6 par utraciło lęgi był znacząco niższy (ryc. 6).



Ryc. 6. Wartości parametrów lęgowych puszczyka na terenie Lasów Sobiborskich
Fig. 6. The mean value of breeding success (4), clutch size (5) and brood size (6) of Tawny Owl in Sobibór Forest. (1) – clutch (brood) size [eggs (chicks)/nest], (2) – breeding success [%], (3) – year

Wszystkie straty całkowite w lęgach (N=8) stwierdzono na etapie wysiadywania, z czego w 6 przypadkach (75%) przyczyną było porzucenie lęgu (N=3) lub popekanie jaj (N=3). Popekanie jaj mogło być związane z wcześniejszym porzuceniem lęgu przez samicę, jednak nie ma co do tego pewności. W jednym przypadku (w roku 2012) ptaki powtórzyły lęg i przeniósły się do drugiej budki, po tym jak pierwsze jajo pękło po zniesieniu.

Wykazano istotną, ujemną korelację na niemal pełnym poziomie z czterema zmiennymi opisującymi warunki pogodowe: z liczbą dób o średniej ujemnej temperaturze w kwietniu ($r = -0,9998$; $p < 0,05$), z sumą opadów dla okresu przedlęgowego od stycznia do marca ($r = -0,9988$; $p < 0,05$), z sumą opadów dla okresu od stycznia do maja ($r = -0,9996$; $p < 0,05$) oraz z liczbą dób z wystąpieniem opadów śniegu w marcu ($r = -0,9999$; $p < 0,05$).

Dyskusja

Puszczyk jest najliczniejszą sową w Polsce, a jego zagęszczenie w kraju waha się od 5 do 15 par/10 km², przy czym jest ono mniejsze w zwartych borach sosnowych (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Gramsz et al. 2005). Jest to ptak ściśle terytorialny, który w przypadku małej liczebności gryzoni nie opuszcza swojego rewiru (Mikkola 1983, Wendland 1984). Sporadycznie notowano drobne, lokalne zmiany terytorium podczas ostrych zim na północy kontynentu (Cramp 1985) i w przypadku długiego zalegania pokrywy śnieżnej (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001). Od liczebności gryzoni w danym roku zależna jest fenologia i efekty lęgów oraz udział par, które do lęgów

przystąpią. Niektórzy autorzy sugerują, że liczebność gatunku jest zależna od fluktuacji gryzoni, i aby prawidłowo ją ocenić, należy powtarzać badania na tych samych powierzchniach i porównywać te wyniki z okresami cyklu gryzoni (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Również Jędrzejewska i Jędrzejewski (2001) podają, że liczebność leśnych gryzoni ma wpływ na stabilność terytoriów i liczebność puszczyka w kolejnych latach. Na utrzymywanie trwałości rewirów przy niesprzyjających warunkach troficznych bądź pogodowych wpływa też fakt, że puszczyk jest generalistą pokarmowym i łatwo adaptuje się do zdobywania pokarmu składającego się z różnych, dostępnych w danym czasie gatunków zwierząt (Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001). Będąc drapieżnikiem oportunistycznym wykazuje też o wiele mniejsze wahania liczebności, niż np. nomadyczne gatunki będące specjalistami pokarmowymi, np. włochatka (Korpimäki i Norrdahl 1991).

Tab. 1. Porównanie wyników inwentaryzacji puszczyka na terenie Polski z danymi uzyskanymi w Lasach Sobiborskich

Table 1. Densities of Tawny Owl in study areas in Poland in relation to results from Sobibór Forest

| Badany obszar (źródło) | Lata badań | Wielkość powierzchni [km²] | Zagęszczenie [p/10km²] |
|---|-------------------|--|--|
| Lasy Sobiborskie (niniejsza praca) | 2011 | 36,37 | 4,8-7,0 |
| Magurski Park Narodowy (www.magurskipn.pl) | ok. 2013-2014 | 194,39 | 2,6 |
| Beskid Śląski – „Błatnia” (Jagielko i Wiśniewski 2012) | 2007-2012 | 66 | 10,2 |
| Park Narodowy „Bory Tucholskie” (Mikusek 2012) | 2012 | 46,13 | 0,2 |
| Pieniński Park Narodowy (Czyżowicz 2013) | 2012 | 23,46 | 7,7-9,5 |
| Warszawa (Gryz i Krauze-Gryz 2013) | 2005-2010 | 517 | 1,4-1,6 |
| Wyżyna Krakowska (Turzański 2009b) | 2007-2009 | 230,5 | 1,9 |
| KPN, część centralna (Olszewski et al. 2010) | 2009 | 89 | 4,9-5,1 |
| Ojcowski Park Narodowy (Turzański 2009a) | 2007-2008 | 89,3 | 2,5 |
| Lasy Sobiborskie (Grzywaczewski et al. 2009) | 1990-2007 | 221,36 | 2,44 |
| Pogórze Wielicko-Wiśnickie i Beskid Wyspowy (Kajtoch 2006) | 1997–2006 | 98 | 1,4-5,3 |
| Roztoczański Park Narodowy (Wójciak et al. 2005 za: M. Kobylas M.– inf. ustna) | 2001-2003 | 84,8 | 16,5 |
| KPN, część wschodnia (Zmihorski et al. 2005) | 2002-2003 | 156,6 | 3,1-3,3 |
| Lasy Strzeleckie (Bochen 2001) | 1999-2000 | 40,7 | 10,3-11,3 |
| Świętokrzyski Park Narodowy (Kus i Szczepaniak 2003) | 1999-2000 | 76,26 | 9,4-10,5 |
| Drawieński Park Narodowy (Tomiałojć i Stawarczyk 2003 za: Jermaczek A. i Gawroński A. – inf. ustna) | 1996-1998 | 110 | 3,6-4,5 |
| Park Narodowy Gór Stołowych (Mikusek 1996) | 1996 | 63,39 | 2,7 |
| Wigierski Park Narodowy (Zawadzka i Zawadzki 1995) | 1989-1993 | 151,13 | 3,3 |
| Puszcza Białowieska (Tomiałojć i Stawarczyk 2003 za: A. Domaszewicz – inf. ustna) | 1992-1993 | – | 5,6-21,1 |
| Puszcza Białowieska, lasy gospodarcze (Domaszewicz i Kowalski 2007) | 1993 | – | 14,8 |
| Puszcza Białowieska, lasy mieszane (Domaszewicz i Kowalski 2007) | 1993 | 325,5 | 7,3-8,3 |
| Puszcza Knyszyńska (Domaszewicz i Kowalski 2007) | – | – | 2,2 |

Na terenie Lasów Sobiborskich stwierdzono 17,5-25,5 terytoriów puszczyka. W okresie badań liczebność nie ulegała wahaniom, na co wskazują wyniki dotyczące wykorzystania budek lęgowych (ryc. 5). Zagęszczenia 4,8-7 ter./10 km² powierzchni całkowitej oraz 5,3-7,7 ter./10 km² powierzchni leśnej mieszczą się w wartościach średnich dla Polski (tab. 1). Nie są one tak wysokie jak w żyznych siedliskowo lasach w Roztoczańskim Parku Narodowym (Wójciak et al. 2005 za: M. Kobylas et al. – inf ustna) czy Puszczy Białowieskiej (Domaszewicz i Kowalski 2007), ani też wyjątkowo niskie, jak np. w Borach Tucholskich (tab. 1, Mikusek 2012). Podobne zagęszczenia stwierdzono w Kampinoskim Parku Narodowym (KPN; Olszewski et al. 2010), Pienińskim Parku Narodowym (Czyżowicz 2013) i lasach gospodarczych Puszczy Białowieskiej (tab. 1, Domaszewicz i Kowalski 2007 za: Domaszewicz 1993). Na niektórych powierzchniach górskich zagęszczenia są wyższe (tab. 1, Kus i Szczepaniak 2003, Jagiełko i Wiśniewski 2012). Wyniki Monitoringu Lęgowych Sów Leśnych sugerują, że w górach puszczyki są bardziej rozpowszechnione niż na terenach nizinnych (Chodkiewicz et al. 2013), jednak inne dane nie potwierdzają takich wniosków (tab. 1, Mikusek 1996, Kajtoch 2006, www.magurskipn.pl). Niższe zagęszczenia w porównaniu z Lasami Sobiborskimi stwierdzono na powierzchniach o niskiej lesistości, z dużym udziałem terenów otwartych (Turzański 2009a, b), na których powszechnym zjawiskiem jest niższa liczebność puszczyka (Tomiałojć 1990, Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Badania prowadzone w Lasach Sobiborskich w latach 1990-2007 przez Grzywaczewskiego et al. (2009) wykazały o wiele niższe zagęszczenia puszczyka w porównaniu z wynikami publikowanymi w niniejszej pracy (tab. 1). Wydaje się, że wyniki te były zaniżone ze względu na przyjętą metodykę badań oraz wielkość powierzchni badawczej (tab. 1). Nie penetrowano dokładnie całej badanej powierzchni, gdyż obserwatorzy przemieszczali się samochodem stąd ominięto trudniej dostępne fragmenty lasu.

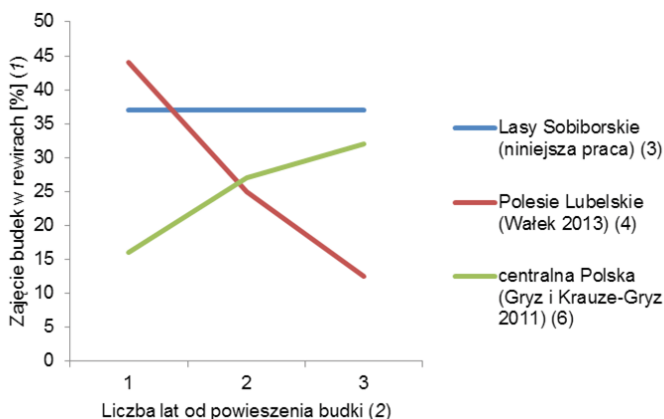
Na liczebność oraz zagęszczenie lęgowe puszczyka bezpośredni wpływ mają preferencje siedliskowe tego gatunku. Głównym czynnikiem limitującym jego liczebność i zagęszczenie jest dostępność pokarmu. Innymi istotnymi czynnikami jest dostępność miejsc lęgowych lub miejsc odpoczynku. Zwłaszcza w przypadku dziuplaków, do których należy puszczyk, dostępność dziupli stanowiących miejsca lęgowe może być decydującym czynnikiem limitującym zagęszczenie (Newton 1998). Dla puszczyka ważny jest typ siedliskowy lasu. Sowa ta preferuje żyzne, stare drzewostany liściaste lub mieszane z dużym udziałem martwego drewna i drzew z naturalnymi dziuplami, wraz z dostępem do terenów otwartych, na których może łatwo polować (Mikkola 1983, Sunde et al. 2001, Mikusek 2005). Badana powierzchnia charakteryzuje się niskim udziałem tego typu drzewostanów, a większą jej część stanowią bory świeże (prawie 50%) z dominacją drzewostanów w wieku 61-100 lat. Przeważają tu ubogie siedliska borowe, z przewagą sosny, co determinuje zagęszczenie. Wiącek ze współpracownikami (2010) w Lasach Kozłowieckich wykazali wprost proporcjonalną zależność między wiekiem drzewostanów iglastych, a zagęszczeniem puszczyka. Nierównomierne rozmieszczenie terytoriów puszczyka w Lasach Sobiborskich, gdzie rewiry skupiają się w północnej części powierzchni charakteryzującej się starszymi drzewostanami, może być związane z taką preferencją oraz z większym udziałem otwartych żerowisk. Wstępnie nie wykazano wysokiej preferencji puszczyka wobec lasów liściastych, zaklasyfikowanych jako siedliska żyzne. Jest to związane z charakterem siedlisk lasowych na obu częściach powierzchni badawczej. Część północna charakteryzuje się wysokim udziałem lasów mieszanych wilgotnych i lasów mieszanych świeżych, w których rosną dęby, natomiast dużą część lasów w części południowej stanowią młode brzeziny bagienne. Dane z prowadzonego na terenie nadleśnictwa monitoringu

gryzoni pokazują, że w lasach mieszanych bagiennych liczebność tej grupy ssaków jest o wiele niższa, niż w siedliskach lasowych o mniejszym stopniu wilgotności (Kielan 2013, Tylkowska 2014). Gryzonie stanowią podstawę składu pokarmu u puszczyka (Beven 1964, Mikkola 1983, Cramp 1985, Galeotti 2001, Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001, Wiącek et al. 2009). Ponadto, średni wiek drzewostanów liściastych w części północnej wynosi 71 lat i jest o 9 lat wyższy, niż w części południowej, co również ma pozytywny wpływ na wyższe zagęszczenia puszczyka. Związane to jest z niższą dostępnością odpowiednich dla puszczyka dziupli w młodszych drzewostanach. Wykazano też, że puszczyki osiągają wyższe zagęszczenia w lasach z dominacją dębu w porównaniu z innymi gatunkami drzew liściastych (Mikkola 1983, Salvati i Ranazzi 2002). Badania nad zajęciem naturalnych dziupli potwierdzają dane o preferencji do lasów liściastych (Mikkola 1983). O wpływie stopnia żyzności siedlisk na zagęszczenie populacji puszczyka może też świadczyć o wiele wyższy udział borów mieszanych w części północnej w porównaniu do południowej. Są to siedliska o najwyższym stopniu żyzności ze wszystkich siedlisk borowych (Bańkowski et al. 2003). W Lasach Kozłowieckich wykazano preferencje puszczyka do lasów liściastych. Stwierdzono, że dopiero po wysyceniu tych siedlisk, które są dla niego optymalne, gatunek zaczyna zwiększać liczebność w borach (Wiącek et al. 2010).

W pierwszym roku po zawieszeniu budek, w ok. 60% stwierdzono ślady obecności puszczyka, w drugim już w 80%. Jest to wartość o wiele wyższa od danych uzyskanych przez Gryza i Krauze-Gryz (2011), gdzie dopiero w 7 roku po powieszeniu zajęcie osiągnęło wartość ok. 80%, przy czym stale rosło przez cały okres badań (ryc. 7). W przypadku niniejszych badań zajęcie bardzo szybko osiągnęło wysokie wartości, następnie utrzymywało stały poziom. W sezonie pozalęgowym para puszczyków zwiększa stopień penetracji terytorium i intensywnie wykorzystuje dostępne w środowisku schronienia jako miejsca płucia i odpoczynku. W trakcie sezonu lęgowego samica nie rusza się z miejsca gniazdowego, samiec również wykorzystuje miejsce odpoczynku zlokalizowane w pobliżu samicy z lęgiem (Mikkola 1983, Cramp 1985, Sunde et al. 2001). Ponadto jesienią pierwszoroczne ptaki określają swoje rewiry, co dodatkowo może zwiększać stopień wykorzystania budek (Mikkola 1983, Cramp 1985). Szybki wzrost poziomu zajęcia może być związany z faktem, iż w przeciwieństwie do wyników badań Gryza i Krauze-Gryz (2011), w niniejszych badaniach wieszano tylko i wyłącznie po 2 budki typu „E” na terytorium puszczyka. W centralnej Polsce wieszano jedną budkę na każde znane terytorium, ponadto wieszano inny typ budek lęgowych (typu „komin” oraz „D”), które są mniej chętnie zajmowane przez puszczyka (Gryz i Krauze-Gryz 2011). Zróżnicowanie powieszonych budek może być tu czynnikiem decydującym o wolniejszym tempie zasiedlania. Spadek zajęcia budek na Polesiu Lubelskim (ryc. 7) może wynikać z tego, że nie przeprowadzono wymiany materiału gniazdowego (G. Grzywaczewski – inf. ustna).

Stały poziom zajęcia budek w rewirach do celów lęgowych może sugerować stabilną liczebność populacji lęgowej na terenie badań, choć większość autorów podaje, że liczba par przystępujących do lęgów zmienia się z roku na rok. Dotyczy to jednak populacji północnoeuropejskich, podlegających o wiele wyższym fluktuacjom liczebności gryzoni w porównaniu do tych ze środkowej Europy (Mikkola 1983, Cramp 1985, Korpimäki i Norrdahl 1991).

Sobiborskie puszczyki składały średnio mniej jaj w porównaniu z populacjami z innych rejonów Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (4,1 jaja/gn., Moroń 2007) oraz z Poleskiego Parku Narodowego (3,7 jaja/gn., G. Grzywaczewski i S. Cios – inf. ustna). Mikkola (1983) podaje, że populacje północne puszczyków wyróżniają się dużą liczbą jaj w lęgu, gdyż naturalnym jest dla nich wysoki poziom strat częściowych z uwagi na mroźne temperatury panujące podczas okresu



Ryc. 7. Porównanie trendu wykorzystywania budek do celów lęgowych przez puszczyka na 3 wybranych powierzchniach badawczych w Polsce

Fig. 7. Dynamics of nest boxes use in breeding season by Tawny Owl on three study areas in Poland. (1) – use of the nest boxes in territory [%], (2) – number of years since nest boxes has been hanged, (3) – Sobibór Forest (this survey), (4) – Western (Lubelskie) Polesie, (5) – Central Poland

wysiadywania jaj. Wielkość lęgu jest w takich przypadkach dosyć niska, ale cały czas opłacalna dla sów. Rzeczywiście wielkości zniesień pochodzące z różnorodnych siedliskowo populacji fińskich, które wynoszą od 3,64 jaja/gn. do 3,81 jaja/gn. (Mikkola 1983, Solonen 2005, Solonen i Ursin 2008) są wyższe od tych obserwowanych w Lasach Sobiborskich. Jednak pozostałe wyniki z Polesia Lubelskiego (Moroń 2007, G. Grzywaczewski i S. Cios – inf. ustna) oraz wyniki z centralnej i północno-wschodniej Polski (3,8 jaja/gn., Gryz 2009) nie potwierdzają tego wniosku. Najmniej jaj (2,76 jaja/gn.) puszczyki składały w rejonie Oxford (Southern 1970), co potwierdza wyżej opisaną zależność zniesień od szerokości geograficznej.

W Lasach Sobiborskich wielkość lęgu osiągała dość wysokie wartości w porównaniu z danymi publikowanymi wcześniej z Oxfordu (2,27 piskląt/gniazdo, Southern 1970) oraz z Finlandii (3,05 pulli/gniazdo, Mikkola 1983). Zwłaszcza w porównaniu z danymi pochodzącymi z innych powierzchni na terenie środkowej Europy, które były na poziomie 2,61 piskląt/gniazdo, różnica jest znacząca na korzyść sobiborskiej populacji puszczyka (Mikkola 1983).

Wysoki sukces lęgowy puszczyka na badanej powierzchni (76%) rzadko znajduje potwierdzenie w danych literaturowych. Nico wyższy odnotowano w północnej Anglii, gdzie wyniósł 86% (Millon et al. 2010). Podobny poziom osiągnął w Czechach (80%, Ranzzi et al. 2000 za: Plesnik i Dusik 1994), natomiast dane pochodzące z Rzymu, z powierzchni próbnych o zróżnicowanej urbanizacji wskazują na sukces lęgowy ok. 50% par (Ranazzi et al. 2000). Zbliżone wartości podano z okolic Oxfordu, gdzie sukces lęgowy wynosił 44,5% (Southern 1970).

Stwierdzono wysokie różnice pomiędzy poszczególnymi latami w wartościach tego parametru. O wiele niższe wartości w roku 2013 związane były z częstszym porzucaniem lęgów oraz pękaniem jaj. Długa zima z dużą liczbą mroźnych dni, opadów oraz długo zalegającą pokrywą śnieżną mają decydujący wpływ na obniżenie się poziomu sukcesu lęgowego u puszczyka. Może to wpływać na stopień otłuszczenia samicy, związany z warunkami pogodowymi panującymi zimą

(Sunde et al. 2001). Słabo odtuszczone samice opuszczają gniazda w celu uzupełniania zapasów energii, co z kolei może doprowadzić do wyziębienia jaj. Wpływ czynników pogodowych na sukces lęgowy u ptaków potwierdza Newton (1998) wspominając też, że dostępność pokarmu jest czynnikiem limitującym liczbę młodych, które opuściły gniazdo. Parametr ten nie był przez nas badany, w jakimś stopniu się jednak łączy z sukcesem. Zależność tą u puszczyka stwierdził Millon i inni (2010). Wpływ warunków pogodowych na sukces lęgowy potwierdzają dane z Rzymu, gdzie dostępność pokarmu w ogóle nie limituje efektów lęgów u tego gatunku (Ranazzi et al. 2000).

Podziękowania

Niniejsza praca nie powstałaby bez pasji, zaangażowania i serca dr Marka Kellera. Chcielibyśmy również podziękować grupie współpracowników terenowych, bez których tak obszerny materiał nie zostałby zebrany, byli to: Łukasz Bożycki, Krzysztof Pietrasz, Michał Kusznier „Kusza”.

Dziękujemy dr Grzegorzowi Grzywaczewskiemu za pomoc w zbiorze tematycznej literatury oraz za udostępnienie swoich niepublikowanych danych oraz dr hab. Patrykowi Rowińskiemu i recenzentom za cenne uwagi do pierwszych wersji manuskryptu.

Literatura

- Bańkowski J., Cieśla A., Czerepko J., Czepińska-Kamińska D., Kliczkowska A., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Mąkosa K., Sikora E., Zielony R. 2003. Siedliskowe podstawy hodowli lasu. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa.
- Beven G. 1964. The food of Tawny Owl in London. London Bird Report 29: 56-72.
- Bochen R. 2001. Sowy Strigiformes Strzeleckiego Parku Krajobrazowego. Praca magisterska. Katedra Zoologii AR w Lublinie.
- Chodkiewicz T., Neubauer G., Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z., Ostasiewicz M., Wylegała P., Ławicki Ł., Smyk B., Betleja J., Gaszewski K., Górski A., Grygoruk G., Kajtoch Ł., Kata K., Krogulec J., Lenkiewicz W., Marczakiewicz P., Nowak D., Pietrasz K., Rohde Z., Rubacha S., Stachyra P., Świętochowski P., Tumiel T., Urban M., Wieloch M., Woźniak B., Zielińska M., Zieliński P. 2013. Monitoring Ptaków Polski w latach 2012-2013. Biuletyn Monitoringu Przyrody 11: 1-72.
- Cramp S. (ed.) 1985. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Vol IV. Terns to Woodpeckers. Oxford University Press.
- Czyżowicz S. 2013. Rozmieszczenie i liczebność sów Strigiformes w Pienińskim Parku Narodowym. Praca inżynierska. Instytut Bioróżnorodności Leśnej, Zakład Zoologii i Łowiectwa, Wydział Leśny. Uniwersytet Rolniczy, Kraków.
- Domaszewicz A., Kowalski M. 2007. Puszczyk *Strix aluco*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985-2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań, 272-273.
- Gacka-Grzesikiewicz E. 1987. Sobiborski Park Krajobrazowy. PWN, Warszawa.
- Galeotti P. 2001. *Strix aluco* Tawny Owl. Birds of Western Palearctic, update 3: 43-77.
- Gramsz B., Kościów R., Żegliński G. 2005. Puszczyk *Strix aluco*. W: Mikusek R. (red.) Metody badań i ochrony sów. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
- Grandāns G., Keišs O., Avotiņš A. 2009. Onset of breeding in Tawny Owl *Strix aluco* in eastern Latvia. Acta Universitatis Latviensis 753: 81-87.
- Gryz J. 2009. Środowiskowe uwarunkowania składu pokarmu i rozrodu puszczyka *Strix aluco* Linnaeus 1758. Praca doktorska. Samodzielny Zakład Zoologii Leśnej i Łowiectwa, Wydział Leśny, SGGW w Warszawie, Warszawa.
- Gryz J., Krauze-Gryz D. 2011. Wykorzystanie skrzynek lęgowych przez puszczyki *Strix aluco* w środkowej Polsce. SIM CEPL, Rogów 27 (2): 120-125.

- Gryz J., Krauze-Gryz D. 2013. Występowanie puszczyka *Strix aluco* na terenie Warszawy w latach 2005-2010. *Ornis Polonica* 54: 208-212.
- Grzywaczewski G. 1999. Rozmieszczenie i liczebność puszczyka *Strix aluco* w Strzeleckim Parku Krajobrazowym – ocena wstępna. Sympozjum „Bioróżnorodność, zasoby i potrzeby ochrony fauny Polski”. Ss. 108-110, Słupsk.
- Grzywaczewski G., Łapińska K., Łapiński P., Gustaw W. 2009. Sowy Strigiformes Lasów Sobiborskich. W: Wiącek J., Polak M., Kucharczyk M., Grzywaczewski G., Jerzak L.(red.). 2009. Ptaki – Środowisko Zagrożenia – Ochrona. Wybrane aspekty ekologii ptaków, ss. 125-139. Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne, Lublin.
- Grzywaczewski G., Szczepaniak P. 2007. Sowy Polski. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
- Jagielko J., Wiśniewski M. 2012. Liczebność i rozmieszczenie sów Strigiformes na powierzchni próbnej “Błatnia” w Beskidzie Śląskim w latach 2007-2012. *Ptaki Śląska* 19: 49-57.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. PWN, Warszawa.
- Kajtoch Ł. 2006. Sowy *Strigiformes* Pogórza Wielicko-Wiśnickiego i Beskidu Wyspowego. *Notatki Ornitologiczne* 47: 252-259.
- Kielan E. 2013. Charakterystyka składu gatunkowego i liczebności drobnych ssaków na terenie Lasów Sobiborskich. Praca licencjacka. Wydział Rolnictwa i Biologii, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.
- Korpimäki E., Norrdahl K. 1991. Do breeding nomadic avian predators dampen population fluctuations of small mammals? *Oikos* 62: 195-208.
- Kus K., Szczepaniak P. 2003. Liczebność sów Strigiformes w Świętokrzyskim Parku Narodowym i jego otulinie. *Notatki Ornitologiczne* 44: 64-69.
- Łapiński W. 2005. Nadleśnictwo Sobibór. Wydawnictwo Włodzimierz Łapiński, Monkinie.
- Łomnicki A. 2007. Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Mikkola H. 1983. Owls of Europe. T&AD Poyser, Calton.
- Mikusek R. 1996. Sowy (Strigiformes) Parku Narodowego Gór Stołowych - wstępne wyniki badań. *Mat. z Sympozjum „Szczeliniac”*: 221-227.
- Mikusek R. (red.) 2005. Metody badań i ochrony sów. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
- Mikusek R. 2012. Sowy Parku Narodowego „Bory Tucholskie”. Park Narodowy „Góry Stołowe”, Kudowa-Zdrój.
- Millon A., Petty S. J., Lambin X. 2010. Pulsed resources affect the timing of first breeding and lifetime reproductive success of tawny owls. *Journal of Animal Ecology* 79: 426-435.
- Moroń K. 2007. Elementy Biologii Puszczyka (*Strix aluco*, Linnaeus, 1758) na Równinie Łęczyńsko-Włodawskiej. Praca licencjacka. Katedra Zoologii, Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.
- Newton I. 1998. Population Limitation in Birds. Academic Press, San Diego.
- Olszewski A., Woźniak B., Chodkiewicz T., Lewtak J. 2010. Sowy Strigiformes środkowej części Kampinoskiego Parku Narodowego. *Ornis Polonica* 51: 252-261.
- Petty S.J., Fawkes B.L. 1997. Clutch size variation in tawny owls (*Strix aluco*) from adjacent valley systems: can this be used as a surrogate to investigate temporal and spatial variation in vole density? *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere* (eds. J.R. Duncan, D.H. Johnson i T.H. Nichols), pp. 315-324. USDA Forest Service, General Technical Report NC-190, St. Paul, Minnesota.
- Ranazzi L., Manganaro A., Salvati L. 2000. The breeding Success of Tawny Owl (*Strix aluco*) in a Mediterranean Area: A Long-Term Study in Urban Rome. *Journal Raptor Research* 34 (4): 322-326.
- Salvati L., Ranazzi L. 2002. Changes in density and territory size of the Tawny Owl *Strix aluco* along an altitude gradient: the effect of forest types and wood cover. *Acta Zoologica Cracoviensia* 45 (2): 237-243.
- Sasvári L., Hegyi Z., Csörgő T., Hahn I. 2000. Age-dependent diet change, parental care and reproductive cost in tawny owls *Strix aluco*. *Acta Oecologica* 21 (4-5): 267-275.
- Southern H. N. 1970. The natural control of a population of Tawny Owls (*Strix aluco*). *J. Zool.*, London 162: 197-285.
- Solonen T. 2005. Breeding of the Tawny Owl *Strix aluco* in Finland: responses of a southern colonist to the highly variable environment of the North. *Ornis Fennica* 82: 97-105.

- Solonen T., Ursin K. 2008. Breeding of Tawny Owl *Strix aluco* in rural and urban habitats in southern Finland. *Bird Study* 55: 216-221.
- Stanisz A. 2007a. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem Statistica PL na przykładach z medycyny. Tom 1. Statystyki podstawowe. Statsoft, Kraków.
- Stanisz A. 2007b. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem Statistica PL na przykładach z medycyny. Tom 3. Analizy wielowymiarowe. Statsoft, Kraków.
- StatSoft Inc. 2013. Electronic Statistics Textbook. Tulsa, OK: StatSoft. WEB: <http://www.statsoft.com/textbook/>.
- Sunde P., Overskaug K., Bolstad J.P., Øien I.J. 2001. Living at the limit: ecology and behaviour of Tawny Owls *Strix aluco* in a northern edge population in central Norway. *Ardea* 89(3): 495-508.
- Tomiałojęc L. 1990. Ptaki Polski: rozmieszczenie i liczebność. PWN, Warszawa.
- Tomiałojęc L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”. Wrocław.
- Turzański M. 2009a. Sowy *Strigiformes* Ojcowskiego Parku Narodowego i jego otuliny. *Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody* 28 (4): 75-90.
- Turzański M. 2009b. Ekologia ptaków szponiastych *Falconiformes*, kruka *Corvus corax* oraz sów *Strigiformes* na Wyzynie Krakowskiej w 2008 i 2009 roku. *SIM CEPL, Rogów* 22 (3): 95-109.
- Tylkowska K. 2014. Charakterystyka zespołu drobnych ssaków Sobiborskiego Parku Narodowego. Praca magisterska. Wydział Rolnictwa i Biologii, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.
- Wałek A. 2013. Elementy biologii puszczyka *Strix aluco* (Linnaeus, 1758) w Poleskim Parku Narodowym. Praca inżynierska. Katedra Zoologii, Ekologii Zwierząt i Łowiectwa, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.
- Wendland V. 1984. The influence of prey fluctuations on the breeding success of the Tawny Owl *Strix aluco*. *Ibis* 126: 284-295.
- Wiącek J., Niedźwiedz M., Kowalczyk S., Piskorski M. 2009. Skład pokarmu puszczyka *Strix aluco* na wybranych stanowiskach Lubelszczyzny. W: Wiącek J., Polak M., Kucharczyk M., Grzywaczewski G., Jerzak L.(red.). 2009. Ptaki – Środowisko Zagrożenia – Ochrona. Wybrane aspekty ekologii ptaków, ss. 115-124. Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne, Lublin.
- Wiącek J., Polak M., Grzywaczewski G. 2010. The Role of Forest Age, Habitat Quality, Food Resources and Weather Conditions for the Tawny Owl *Strix aluco* Populations – Case Study from Eastern Poland. *Polish J. of Environ. Stud.* 19 (5): 1039-1043.
- Wójciak J., Białduń W., Buczek T., Piotrowska M. (red.) 2005. Atlas Ptaków lęgowych Lubelszczyzny. Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne, Lublin.
- www.magurskipn.pl. Data dostępu: 30.06.2014.
- <http://www.tutiempo.net/en/>. Data dostępu 28.06.2014
- Zawadzka D., Zawadzki J. 1995. Wstępna charakterystyka awifauny Wigierskiego Parku Narodowego. *Notatki Ornitologiczne* 36: 297-309.
- Żmihorski M., Krupiński D., Osojca G., Jarzombkowski F. 2005. Sowy *Strigiformes* wschodniej części Kampinoskiego Parku Narodowego. *Kulon* 10: 43-46.

Bartłomiej Woźniak¹, Patrycja Woźniak, Tomasz Chodkiewicz², Marek Keller¹

¹Samodzielny Zakład Zoologii Leśnej i Łowiectwa

Wydział Leśny, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

²Muzeum i Instytut Zoologii PAN Warszawa

bartlomiej_wozniak@sggw.pl, patrycja.maniszewska@gmail.com,
tomek.chodkiewicz@gmail.com