



Regres populacji cietrzewia *Lyrurus tetrix* na Nizinie Północnopodlaskiej w latach 2006–2023

Tomasz Tumiel¹, Paweł Białomyzy¹, Michał Budka², Marcin Dojlida³, Krzysztof Henel⁴, Łukasz Krajewski⁴, Piotr Marczakiewicz⁴, Eugeniusz Pugacewicz⁵, Marta Potocka⁶, Piotr Świętochowski¹

¹ Towarzystwo Przyrodnicze Dubelt, Juszkowy Gród 17, 16-050 Michałowo; tp.dubelt@gmail.com

² Zakład Ekologii Behawioralnej, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań; m.budka@amu.edu.pl

³ Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Ciepła 17, 15-369 Białystok; mdojlida@o2.pl

⁴ Biebrzański Park Narodowy, Osowiec-Twierdza 8, 19-110 Goniądz; Lukasz.Krajewski@biebrza.org.pl, Krzysztof.Henel@biebrza.org.pl, Piotr.Marczakiewicz@biebrza.org.pl

⁵ Botaniczna 3, 17-200 Hajnówka

⁶ Parkowa 3/17, 15-224 Białystok; marta.potocka@bialystok.rdos.gov.pl

Abstrakt: W pracy przedstawiono zmiany liczebności cietrzewia *Lyrurus tetrix* na Nizinie Północnopodlaskiej w latach 2006–2023. Ocenę wielkości populacji przeprowadzano na podstawie liczebności samców na tokowiskach. W omawianym okresie rozmieszczenie cietrzewia w makroregionie ograniczone było do trzech izolowanych rejonów: biebrzańskiego, białostocko-nadnarwiańskiego i bielsko-drohicckiego. W latach 2006–2009 liczebność cietrzewia wynosiła łącznie 196–209 kogutów na 58 łęgowskich, w latach 2013–2016 było to 64–70 kogutów na 28 tokowiskach, a w latach 2020–2021 – 20–24 kogutów na zaledwie 12 tokowiskach. W kolejnych latach wykazano dalszy spadek liczebności populacji, stwierdzając w roku 2023 łącznie tylko 4–5 kogutów na obszarze Kotliny Biebrzańskiej i na jednym łęgowskim w południowej części regionu. Na Nizinie Północnopodlaskiej liczebność cietrzewia między latami 2006–2009 a rokiem 2023 zmniejszyła się o 98%. Podczas całego okresu badań najliczniejsza populacja występowała w Kotlinie Biebrzańskiej. W Puszczy Knyszyńskiej i Kotlinie Biebrzańskiej najsilniejsze spadki liczebności odnotowano między latami 2009–2010 (–27%), 2010–2011 (–37%) i 2013–2014 (–54% w samej Kotlinie Biebrzańskiej). Przeciętna liczba kogutów na łęgowskich malała w okresie badań i wynosiła odpowiednio 3,8 koguta w latach 2006–2009 ($N_{\text{łęgowskich}}=58$), 2,3 koguta w latach 2013–2016 ($N=28$) i 1,9 koguta w latach 2020–2021 ($N=12$). W okresie badań stwierdzono 8 tokowisk gromadnych, 53 częściowo rozproszonych oraz 175 rozproszonych lub z pojedynczym kogutem. Tokowiska gromadne wykazywano w całym okresie badań tylko w rejonie biebrzańskim. W latach 2009–2023 liczba młodych na kurę z sukcesem wynosiła 1,3 ($N=17$). Za katastrofalny spadek liczebności cietrzewia odpowiedzialne jest najprawdopodobniej całe spektrum czynników, spośród których najczęściej obserwowano zmiany siedliskowe wynikające z zarastania biotopów, ich przesuszenia i przekształcania w wyniku gospodarki rolnej i leśnej, jak również drapieżnictwo

powodowane zwłaszcza przez lisa *Vulpes vulpes*. Do istotnych zagrożeń jakie naszym zdaniem wpływają na omawianą populację zaliczyliśmy także zmiany klimatyczne i niestabilne warunki pogodowe wpływające na niższą przeżywalność piskląt oraz pogłębiającą się izolację przestrzenną szczytkowych, lokalnych populacji.

Słowa kluczowe: cietrzew, *Lyrurus tetrix*, Nizina Północnopodlaska, tokowisko, spadek liczebności

Decline of the Black Grouse *Lyrurus tetrix* population of North Podlasie Lowland in the years 2006–2023. Abstract:

This study presents changes in the population size of the Black Grouse *Lyrurus tetrix* in the North Podlasie Lowland in the years 2006–2023. The population was assessed on the basis of the number of males present at lekking sites. During the study period, the distribution of Black Grouse in the macro-region was limited to three isolated areas: Biebrza, Białystok–Narew, and Bielsk–Drohiczyn. In the years 2006–2009, the population of Black Grouse was estimated at 196–209 males across 58 lekking sites. By 2013–2016, this number had decreased to 64–70 males across 28 sites, and by 2020–2021, only 20–24 males remained at 12 sites. In the subsequent years, a further decline was observed, with only 4–5 males recorded in 2023, located solely in the Biebrza Basin and at one lekking site in the southern part of the region. Between 2006–2009 and 2023, the Black Grouse population in the North Podlasie Lowland decreased by 98%. Throughout the study period, the largest population was found in the Biebrza Basin. The most significant declines in the Knyszyn Forest and the Biebrza Basin were recorded between 2009–2010 (–27%), 2010–2011 (–37%), and 2013–2014 (–54% in the Biebrza Basin alone). The average number of males per lekking site decreased over time, with 3.8 males in 2006–2009 (N=58), 2.3 males in 2013–2016 (N=28), and 1.9 males in 2020–2021 (N=12). During the study, 8 collective lekking sites, 53 partially dispersed sites, and 175 dispersed or single-male sites were identified. Collective lekking sites were only found in the Biebrza area throughout the study. From 2009–2023, the number of juveniles per successful female was 1.3 (N=17). The catastrophic decline in the Black Grouse population is likely due to a wide range of factors, most notably habitat changes caused by the overgrowth of biotopes, drying out, and transformations due to agricultural and forestry practices, as well as predation, particularly by the Red Fox *Vulpes vulpes*. Other significant threats, in our opinion, include climate change and unstable weather conditions, which reduce the chance of chick survival, and increasing spatial isolation of the remaining local populations.

Key words: Black Grouse, *Lyrurus tetrix*, North Podlasie Lowland, lekking site, decline of population

Cietrzew *Lyrurus tetrix* jest szeroko rozpowszechnionym w Eurazji gatunkiem z rzędu grzebiących Galliformes. Obszar jego występowania rozciąga się od Atlantyku niemal po Pacyfik, obejmując strefę tajgi na północy i lasostepów na południu (Potapov & Sale 2013). W ostatnich trzech dekadach na zachodnich peryferiach zasiedlanego obszaru odnotowuje się wyraźny spadek liczebności populacji, połączony ze zmniejszaniem zasięgu występowania. Jest to szczególnie zauważalne w środkowoeuropejskich, nizinnych populacjach cietrzewia, które wykazują coraz większą izolację wynikającą między innymi z postępującej fragmentacji siedlisk (Ludwig et al. 2009, Keller et al. 2020).

Cietrzew należy do najszybciej zanikających gatunków w Polsce, a jego status został określony jako zagrożony wymarciem (Wilk et al. 2020). W ostatnim półwieczu nastąpił drastyczny spadek liczebności cietrzewia prowadzący do jego wycofania się z większości stanowisk na terenie kraju. W połowie lat 70. XX w. krajową populację oceniano na 33 000–40 000 os. (Pielowski et al. 1993), pod koniec lat 90. XX w. na ok. 900 samców (2 000–2 500 os.), podczas gdy w latach 2013–2018 już tylko na 180–340 samców (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Chodkiewicz et al. 2019). Współcześnie cietrzew zasiedla silnie izolowane obszary na północnym wschodzie kraju oraz w pasie gór i pogórzy, głównie w Sudetach Zachodnich (Zawadzka 2014, Ciach 2015, Wilk et al. 2020).

W niniejszej pracy podsumowano przebieg regresu populacji i przedstawiono aktualną sytuację cietrzewia w makroregionie Niziny Północnopodlaskiej. Do niedawna był to jeden z głównych rejonów występowania tego gatunku w Polsce – na przełomie XX i XXI w. występowało tu ok. 38% jego krajowej populacji (Pugacewicz 2010a).

Teren badań

Nizina Północnopodlaska (15 932 km²) to makroregion położony w północno-wschodniej Polsce obejmujący znaczną część województwa podlaskiego z wyjątkiem jego północnych i zachodnich fragmentów. Od północy region ten sąsiaduje z Pojezierzem Mazurskim i Litewskim, od zachodu z Niziną Północnomazowiecką, od południa przez dolinę Bugu z Niziną Południowopodlaską a od wschodu z terytorium Białorusi. W skład Niziny Północnopodlaskiej wchodzi następujące mezoregiony: Wysoczyzna Kolneńska, Kotlina Biebrzańska, Wysoczyzna Białostocka, Wzgórza Sokólskie, Dolina Górnej Narwi, Wysoczyzna Wysokomazowiecka, Równina Bielska i Wysoczyzna Drohicza (Borzyszkowski & Grzegorzczak 2021).

Na wysoczyznach dominują gleby brunatne i płowe. W miejscach akumulacji utworów piaszczysto-żwirowych przeważają gleby rdzawe i bielcowe, natomiast w dolinach rzecznych, na zakumulowanych piaskach, mułkach, madach i torfach wykształciły się mady rzeczne, gleby torfowe oraz murszowe lub murszowate. Na Nizinie Północnopodlaskiej przeważa płaska i falista rzeźba terenu. Tereny położone najniżej, ok. 100 m n.p.m., znajdują się w rejonie ujścia Biebrzy do Narwi i okolicach Łomży. Najwyżej położone obszary, czyli Wzgórza Sokólskie, zlokalizowane są we wschodniej części makroregionu i osiągają wysokości od 150 do 190 m n.p.m., z kulminacją wynoszącą 239,5 m n.p.m. (Borzyszkowski & Grzegorzczak 2021). Sieć rzeczna makroregionu jest związana z trzema dużymi rzekami: Biebrzą na północy, Narwią w części centralnej oraz Bugiem na południu. W dolinach dwóch pierwszych rzek występują torfowiska, największe w Polsce pod względem powierzchni.

Tereny rolnicze zajmują ok. 61% powierzchni makroregionu, z czego grunty orne ok. 38%, a łąki i pastwiska – 17%. W porównaniu z innymi regionami Polski rolnictwo cechuje się średnio intensywnym, a miejscami ekstensywnym sposobem użytkowania. Lasy stanowią ok. 30% powierzchni makroregionu (CLC 2018). Przeważają lasy iglaste, w których znaczny udział mają siedliska borów mieszanych sosnowo-dębowych i subkontynentalnych borów sosnowych, w tym odmiany subborealnej charakteryzującej się zwiększonym udziałem świerka *Picea abies* (Borzyszkowski & Grzegorzczak 2021). Na Nizinie Północnopodlaskiej znajduje się szereg obszarów chronionych, w tym trzy parki narodowe (Białowiecki, Biebrzański oraz Narwiański), które zajmują łącznie ok. 5% powierzchni makroregionu.

Metody

W niniejszej pracy podsumowano dane dotyczące występowania cietrzewia na Nizinie Północnopodlaskiej w latach 2006–2023. Dane dotyczące aktualnej liczebności gatunku zostały pozyskane przede wszystkim w wyniku kontroli mających na celu wykrycie obecności cietrzewi. Kontrole polegały na wczesnoporannym liczeniu samców w rejonach tokowisk od świtu do 3 godzin po wschodzie słońca, w okresie od połowy marca do połowy maja (Pugacewicz 2010a, Zawadzka et al. 2015). Liczebność cietrzewi określano w oparciu o maksymalną liczbę samców stwierdzonych na danym lęgowisku.

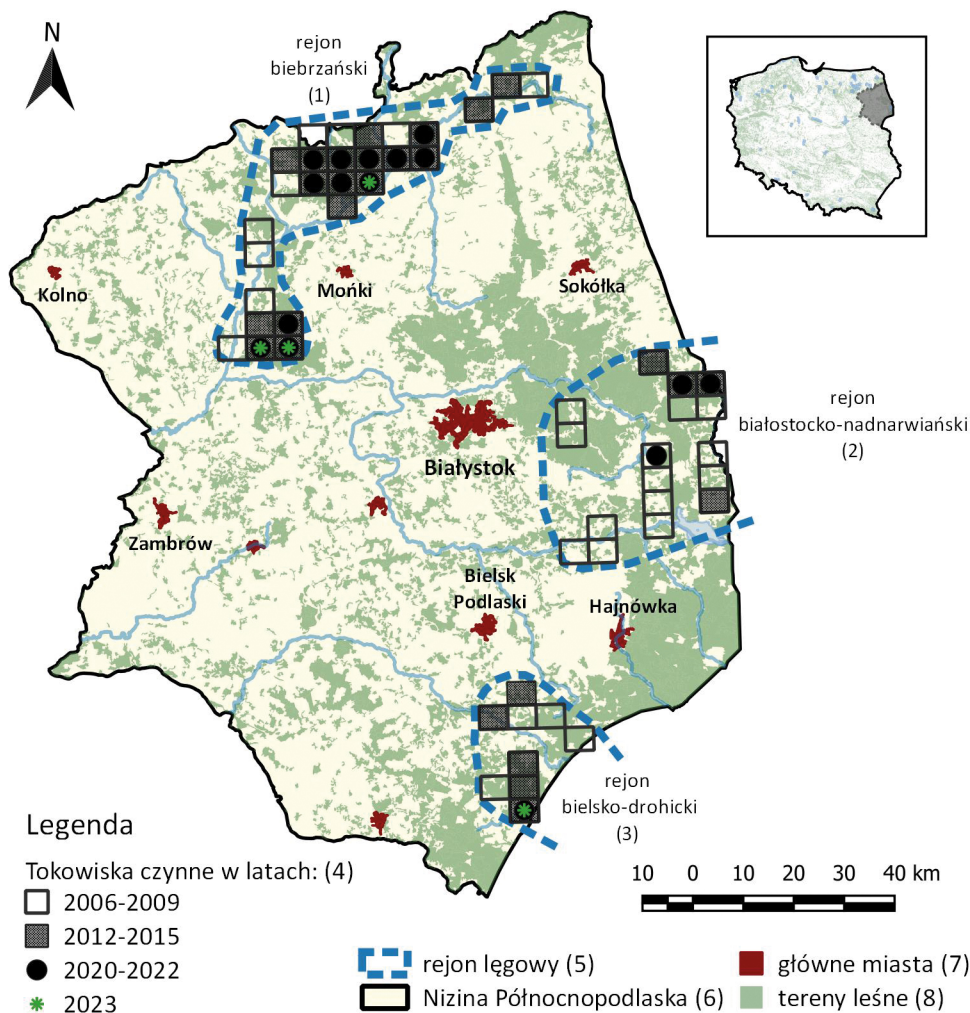
W przypadku wybranych lokalizacji, na których nie udało się wykryć cietrzewi podczas porannych toków, w celu znalezienia ptaków lub śladów ich obecności przeprowadzono również poszukiwania w ciągu dnia. Ponadto w okresie od początku sierpnia do połowy października, na niektórych łęgowskich (w rejonie Puszczy Knyszyńskiej w latach 2008–2009 oraz 2013–2015) poszukiwano rodzinnych stad. Na pozostałych obszarach kontrole takie prowadzono sporadycznie.

W zależności od rejonu występowania i okresu badań prace prowadzono z różną częstotliwością. Co roku liczono cietrzewie na łęgowskich Kotliny Biebrzańskiej wykonując dwie kontrole (dane Biebrzańskiego Parku Narodowego BbPN). Również w Puszczy Knyszyńskiej oraz na terenach bezpośrednio do niej przyległych w latach 2009–2023 wykonano regularne liczenia we wszystkich rejonach łęgowych, uzupełniając je o poszukiwania dzienne (Pugacewicz 2009, 2010b, Tumiel 2015, T. Tumiel, M. Dojlida. – mat. niepubl.). Na pozostałych obszarach występowania gatunku, obejmujących centralną i południową część regionu, liczenia prowadzono z mniejszą częstotliwością. W okresie 2013–2016 i 2020–2021 łęgowskie w tej części kontrolowano przeważnie tylko podczas jednorazowych wizyt w czasie wiosennych toków. Na potrzeby niniejszego opracowania wykorzystano również dane zebrane przygodnie, czyli w trakcie wizyt terenowych nieukierunkowanych na wykrycie cietrzewi. Ze względu na brak równoczesnych, cyklicznych liczeń we wszystkich rejonach łęgowych, zbiorcze rozmieszczenie gatunku dla całej Niziny Północnopodlaskiej przedstawiono w przedziałach lat 2006–2009, 2013–2016 oraz 2020–2023. Jeśli dane dotyczące liczby tokujących ptaków w poszczególnych rejonach występowania pochodziły z kilku różnych lat, jako wynik przyjęto najwyższą stwierdzoną liczebność gatunku w określonym przedziale czasowym.

Rozmieszczenie gatunku w badanych okresach przedstawiono w siatce regionalnych pól atlasowych (25 km²). Za pole zasiedlone uznano każde, w którego granicach chociaż jeden raz stwierdzono cietrzewie w danym przedziale czasowym. Gdy dany rejon łęgowy obejmował więcej niż jedno pole atlasowe, jako zasiedlone uwzględniano wszystkie pola będące w jego zasięgu. W zależności od liczby i rozmieszczenia tokujących samców tokowiska klasyfikowano jako: 1) gromadne, gdzie na niewielkim obszarze w grupie tokowały co najmniej 3 koguty, 2) częściowo rozproszone – część kogutów tokowało w grupie a pozostałe pojedynczo i 3) rozproszone – wszystkie koguty tokowały pojedynczo, na dużym obszarze (do 200 ha) (Pugacewicz 2010a).

Wyniki

W latach 2006–2023 rozmieszczenie cietrzewia na Nizinie Północnopodlaskiej było ograniczone do trzech izolowanych rejonów występowania: biebrzańskiego, białostocko-nadnarwiańskiego i bielsko-drohickiego. W analizowanym okresie cietrzew zmniejszała zarówno swoją liczebność, jak i obszar występowania (rys. 1). W latach 2006–2009 jego liczebność wynosiła 196–209 kogutów na 58 łęgowskich. Głównym rejonem występowania była wówczas Kotlina Biebrzańska, gdzie stwierdzono 110–115 kogutów, następnie rejon bielsko-drohicki z 49–52 kogutami i rejon białostocko-nadnarwiański z 37–42 samcami, z jego główną ostoją w Puszczy Knyszyńskiej (rys. 2). W latach 2013–2016 odnotowano łącznie 64–70 kogutów na 28 łęgowskich. Najliczniejszym rejonem występowania cietrzewia pozostał rejon biebrzański z 48 kogutami obserwowanymi w roku 2013. Do tego czasu zanikły wszystkie łęgowskie w Dolinie Górnej Narwi oraz większość z rejonu bielsko-drohickiego. W okresie 2020–2021 stwierdzono tylko 20–24 kogutów na zaledwie 12 łęgowskich. Liczenia na łęgowskich przeprowadzo-

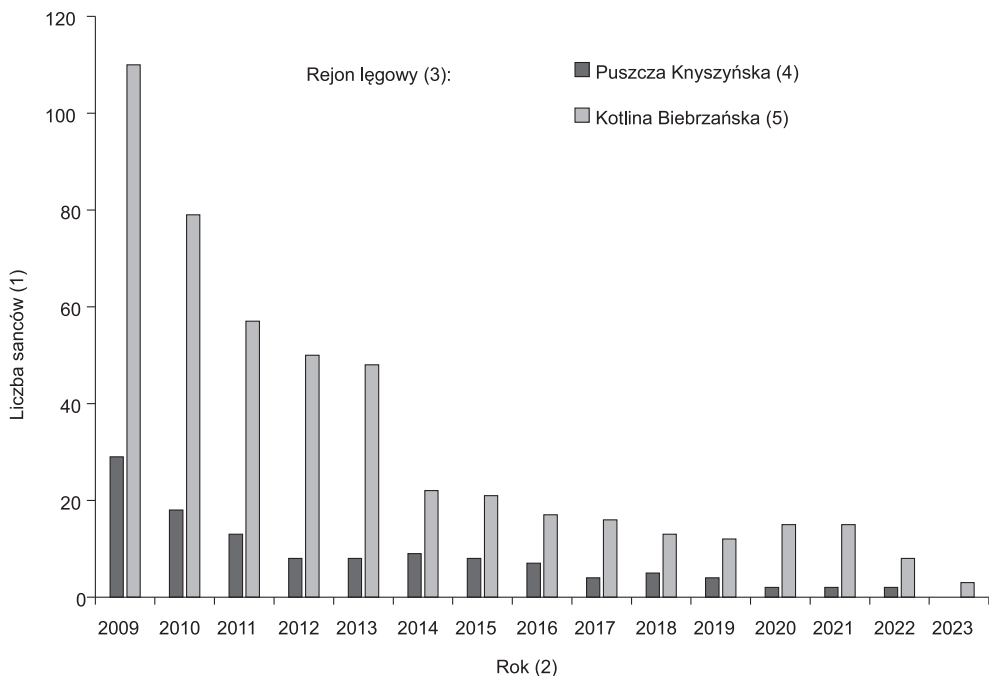


Rys. 1. Rozmieszczenie tokowisk cietrzewia na Nizinie Północnopolaskiej w latach 2006–2023

Fig. 1. Distribution of the Black Grouse lekking sites of North Podlaskie Lowland in 2006–2023. (1) – Biebrza area, (2) – Białystok-Narew area, (3) – Bielsk-Drohiczyń area, (4) – lekking sites in years, (5) – breeding area, (6) – North Podlaskie Lowland, (7) – major cities, (8) – forest areas

ne w latach 2022 i 2023 wykazały dalszy spadek liczebności populacji na Nizinie Północnopolaskiej. W pierwszym roku stwierdzono zaledwie 10–13 kogutów na sześciu łęgowskich. W roku 2023 w rejonie biebrzańskim i bielsko-drohiczym wykazano jedynie 4–5 kogutów, a ostatnie z tokowisk w rejonie białostocko-nadnarwiańskim było już nieaktywne. W latach 1997–2021, w trzech wyróżnionych rejonach występowania, liczebność cietrzewia zmniejszyła się o 90% w rejonie biebrzańskim, o 96% w bielsko-drohiczym i o 99% w białostocko-nadnarwiańskim. W ostatnim obszarze w roku 2023 gatunku już nie stwierdzono.

Spadek liczebności cietrzewia odnotowano we wszystkich rejonach występowania. Porównując dane z obszaru Kotliny Biebrzańskiej i Puszczy Knyszyńskiej, gdzie monito-

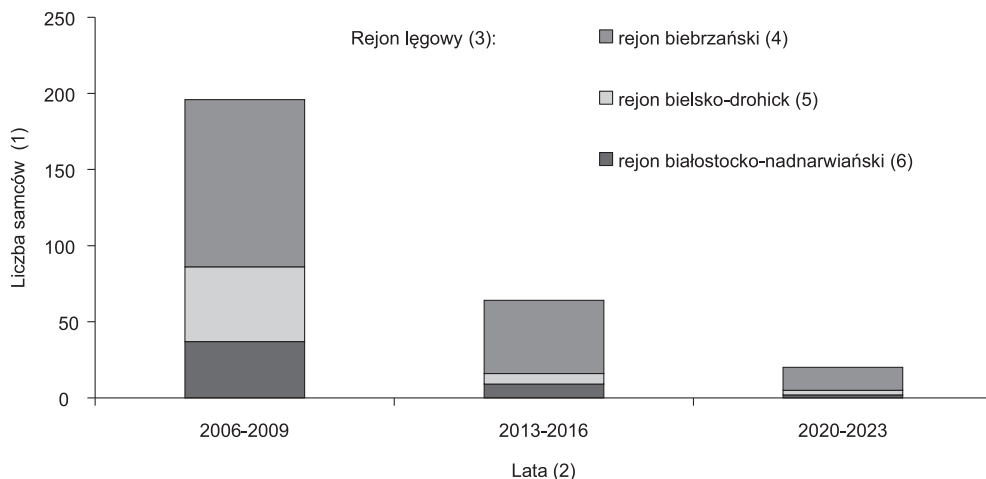


Rys. 2. Zmiany liczebności samców cietrzewia w Puszczy Knyszyńskiej i Kotlinie Biebrzańskiej
Fig. 2. Changes in numbers of the Black Grouse males in Knyszyn Forest and Biebrza Valley. (1) – number of males, (2) – year, (3) – breeding area, (4) – Knyszyn Forest, (5) – Biebrza Valley

ring gatunku prowadzono w sposób ciągły w latach 2009–2023, można wskazać okresy, w których tempo spadku przybierało gwałtowny charakter. Silny spadek liczebności odnotowano w latach 2009–2010 i 2010–2011, kiedy to roczne tempo spadku w obu populacjach wynosiło odpowiednio 27% i 37%. Bardzo silny spadek liczebności w populacji biebrzańskiej wystąpił także między rokiem 2013 i 2014, kiedy to liczba tokujących samców zmniejszyła się o 54%. Spadki liczebności w tych okresach pociągnęły za sobą zanik wielu, zwłaszcza mniejszych, lęgowisk. W Puszczy Knyszyńskiej w latach 2009–2011 liczba lęgowisk zmniejszyła się o 73%, z 15 do zaledwie 4, a w Kotlinie Biebrzańskiej w latach 2013–2014 o 40%, z 20 do 12.

Wraz ze spadkiem liczebności cietrzewi następowało stopniowe zmniejszanie areálu zajmowanego przez ten gatunek. W okresie badań liczba zajmowanych regionalnych pól atlasowych zmniejszyła się z 49 do 4. Pomiedzy latami 2006–2009 i 2013–2016 liczba ta zmniejszyła się o 45%, natomiast pomiedzy latami 2013–2016 i 2020–2021 spadek wyniósł 44%. W roku 2023 gatunek stwierdzono tylko w obrębie 4 pól atlasowych (rys. 1).

W latach 2006–2021 na poszczególnych lęgowiskach notowano od 1 do 15 kogutów. Najliczniejsze grupy, liczące powyżej 10 samców, odnotowano w rejonie Siemiatycz oraz w basenie środkowym doliny Biebrzy. Tak licznie stwierdzano je jednak tylko do roku 2010. W późniejszym okresie maksymalna liczba kogutów na lęgowisku nie przekroczyła 8. Zauważalny był również spadek średniej liczby kogutów na poszczególnych lęgowiskach wraz z upływem lat. W latach 2006–2009 na całym obszarze występowania gatunku przypadało średnio 3,8 koguta na lęgowisko (1–15; N=58), a w latach 2013–2016 i 2020–2021 było to odpowiednio 2,3 (1–8; N=28) i 1,9 (1–4; N=12) koguta. W ana-



Rys. 3. Liczebność samców cietrzewia w poszczególnych rejonach lęgowych

Fig. 3. Number of the Black Grouse males in breeding areas. (1) – number of males, (2) – years, (3) – breeding area, (4) – Biebrza area, (5) – Bielsk-Drohiczyń area, (6) – Białystok-Narew area

lizowanym okresie stwierdzono 8 tokowisk gromadnych, 53 częściowo rozproszonych oraz 175 rozproszonych lub z pojedynczym kogutem. W całym okresie badań tokowiska gromadne stwierdzono tylko w rejonie biebrzańskim.

Podczas letnio-jesiennych obserwacji w latach 2009–2023 dokonano tylko 19 stwierdzeń kur wodzących młode, przy czym w 17 przypadkach ustalono liczbę młodych. Obserwacji tych dokonano niemal wyłącznie w rejonie Puszczy Knyszyńskiej; na pozostałym obszarze zaobserwowano tylko 2 rodziny. Średnia liczba młodych na kurę z sukcesem wyniosła 1,3 (N=17). Nie odnotowano ani jednej rodziny z liczbą wyższą niż 2 młode.

Dyskusja

W ostatnich dekadach zaobserwowano spadek liczebności cietrzewia we wszystkich regionach Polski. Poza zanikiem niewielkich i izolowanych populacji, spadek odnotowano także na lęgowiskach uważanych za główne ostoje gatunku w kraju, w tym na Nizinie Północnopodlaskiej (Pugaciewicz 2010b, Wilk et al. 2010, Zawadzka 2014, Ciach 2015). Liczebność cietrzewia między latami 1997–2002 (Pugaciewicz 2010a) i 2006–2009 na Nizinie Północnopodlaskiej zmniejszyła się o 51%, a do roku 2023 o 98%. Spadek populacji w ostatnich dekadach odzwierciedla również malejąca liczebność kogutów na lęgowiskach. Jeszcze w latach 1997–2002 na Nizinie Północnopodlaskiej notowano średnio 4,6 samca na jednym lęgowisku (Pugaciewicz 2010a), podczas gdy obecnie stwierdza się poniżej 2 kogutów na lęgowisko. Zmianie uległy również proporcje poszczególnych typów tokowisk, w tym zanik tokowisk gromadnych. W latach 1997–2002 ten typ tokowisk stanowił aż 24,4%, tokowiska częściowo rozproszone – 16,6%, a tokowiska rozproszone oraz koguty tokujące pojedynczo – odpowiednio 44,2% i 16,6% (Pugaciewicz 2010a). Zmniejszenie udziału tokowisk gromadnych w latach 2006–2021 do 3,4% oraz wzrost udziału ptaków tokujących w rozproszeniu i samotnie do 74,1% potwierdzają negatywne zmiany jakie zaszły w omawianej populacji. Toki pojedynczych ptaków mają zazwyczaj miejsce przy niskich zagęszczeniach (Cramp & Simmons 1983) i są często zwiastunem rychłego zaniku cietrzewi na danym obszarze (Potapov & Sale 2013). Po-

nadto pojedyncze cietrzewie bywają trudno wykrywalne, gdyż część z takich ptaków może nie być aktywna głosowo (Krzywiński & Kobus 2011).

W ostatnich trzech dekadach na Nizinie Północnopodlaskiej zaobserwowano znaczne ograniczenie areálu zasiedlanego przez cietrzewie. Pomiędzy latami 1997–2002 (Pugacewicz 2010a) a 2006–2009 liczba zajętych przez ten gatunek regionalnych pól atlasowych (rozpowszechnienie) zmniejszyła się o 28%. W stosunku do lat 1997–2002 obecny zasięg gatunku skurczył się o 94%, z 68 zasiedlonych pól atlasowych na przełomie XX i XXI w. do 4 pól w roku 2023. Warto zaznaczyć, iż w roku 2021 zasiedlonych było jeszcze 15 pól. Areál lęgowy cietrzewia zmniejszał się w nieco wolniejszym tempie niż mogło to wynikać ze spadku liczebności, gdyż na pozostałych jeszcze lęgowiskach obserwowano samotne koguty o stosunkowo dużej mobilności. Osobniki takie nierzadko zmieniały miejsca toków; obserwowano przemieszczające się koguty, które tokowały w ciągu jednego poranka w miejscach oddalonych od siebie o ponad 1 km (dane własne). Samce takie stwierdzano czasem w więcej niż jednym polu atlasowym. Zmniejszenie przez cietrzewie zajmowanego areálu i coraz większa izolacja poszczególnych lęgowisk prowadzą do obniżenia zmienności genetycznej, co potwierdzono na przykładzie północnopodlaskich populacji tego kuraka (Rutkowski et al. 2018), a tym samym zwiększają ryzyko wymarcia gatunku.

Przyczyny spadku liczebności populacji cietrzewia są złożone i składa się na nie wiele czynników. W Polsce są to przede wszystkim zmiany siedliskowe, drapieżnictwo, zmiany klimatyczne oraz antropopresja (Kamieniarz 2002, Merta et al. 2009, Zawadzka 2014, Wilk et al. 2020). Biotopy cietrzewia są wysoce zróżnicowane, zalicza się do nich strefy przejściowe pomiędzy lasami a terenami otwartymi, szczególnie torfowiskami i wrzosowiskami, oraz obszary we wczesnym stadium sukcesji leśnej, jak również tereny pokłeskowe, np. pożarzyska (Cramp & Simmons 1983, Potapov & Sale 2013). Na Nizinie Północnopodlaskiej siedliska zajmowane przez cietrzewie były zróżnicowane w zależności od lokalizacji lęgowiska. Na obszarze Kotliny Biebrzańskiej są to głównie tereny torfowisk niskich i przejściowych w mozaice z lasami bagiennymi oraz suchymi wydłami (Dmoch 2005, Pugacewicz 2010a, Adamowicz 2019). Ostatnie aktywne lęgowiska w Puszczy Knyszyńskiej obejmowały mozaikę upraw i młodników na terenach porolnych, przeplatane nieużytkami i niewielkimi zabagnionymi ciekami. W rejonie bielsko-drohicim cietrzewie zasiedlały ekstensywnie użytkowane lub nieużytkowane łąki, lokalnie silnie zabagnione, ale z suchymi wyniesieniami, które zarastają sosnowymi i brzołowymi zapustami.

Na pogorszenie jakości siedlisk cietrzewia wpływa szereg czynników, jednak wszystkie zmiany, których następstwem jest ujednolicenie struktury przestrzennej siedlisk wydają się dla niego niekorzystne. W zależności od lokalizacji i typu biotopu zestaw czynników wpływających na utratę jakości siedlisk może być inny. Na lęgowiskach w Puszczy Knyszyńskiej najczęściej obserwowanymi i najbardziej uniwersalnymi zmianami wpływającymi negatywnie na występowanie cietrzewi było zarastanie siedlisk i starzenie się drzewostanów (Pugacewicz 2009, 2010b, Tumiel 2015). Przekształcenie biotopów cietrzewia zachodziło również na skutek wprowadzania nasadzeń na nieużytkach, zaniku samosiewnych lasów, przywracania lub zmiany użytkowania rolnego oraz przesuszenia siedlisk. Na zanik odpowiednich biotopów wpływał często przyśpieszony rozwój roślinności zielnej zachodzący w wyniku eutrofizacji. Na terenach przesuszonych torfowisk siedliska gatunku zmieniały się w wyniku nadmiernego zarastania pokrzywą *Urtica* sp., natomiast na obszarach mineralnych ekspansywną nawłocią kanadyjską *Solidago canadensis*. W obu przypadkach rośliny te tworzyły niemal jednolite, gęste łany przykrywając i zacieniając warstwę runa, uniemożliwiając lub zakłócając jej rozwój. Problem ten

dostrzeżono szczególnie w rejonie Puszczy Knyszyńskiej, gdzie nawłóć kanadyjska występuje licznie na niemal wszystkich aktywnych do niedawna łęgowskich znajdujących się na terenach upraw leśnych i młodników. Z kolei silny rozwój pokrzyw odnotowano głównie w rejonie Niecki Gródecko-Michałowskiej, czyli w miejscu, gdzie na przełomie wieku występowała jedna z silniejszych populacji odznaczająca się wysokim zagęszczeniem (Pugacewicz 2010a). Stwierdzony tu lawinowy spadek liczebności, z 46–52 kogutów w latach 1999–2002 do zaledwie 4 w roku 2009, pokrywał się w czasie z szybkim zarastaniem siedlisk, co mogło być jednym z czynników prowadzących ostatecznie do całkowitego zaniku lokalnej populacji (Pugacewicz 2009). W obszarze bielsko-drohicim zmiany siedliskowe wydają się w dużym stopniu pokrywać z obserwowanymi w Puszczy Knyszyńskiej. Stwierdzono tu ponadto częstsze niż na innych obszarach likwidowanie nieużytków wskutek przywracania użytkowania rolniczego gruntów. W efekcie tego procesu następuje tu znaczne ograniczenie powierzchni biotopów odpowiednich dla cietrzewi. Ponadto w rejonie Doliny Nurca odnotowano silne przesuszenie rejonów do niedawna zasiedlanych przez cietrzewie. W Kotlinie Biebrzańskiej zmiany siedliskowe negatywnie wpływające na populację cietrzewia związane są głównie z zarastaniem siedlisk w wyniku zaprzestania użytkowania, jak i na skutek obniżania się poziomu wód i zmniejszania wiosennych zalewów (Michałowski et al. 2022).

Bardzo istotnym czynnikiem wpływającym na liczebność cietrzewia jest drapieżnictwo, szczególnie ze strony naziemnych ssaków, które polują zarówno na ptaki dorosłe, jak i pisklęta, a także plądrują gniazda. Straty w łęgach powodowane są głównie przez lisa *Vulpes vulpes* i kunę leśną *Martes martes* oraz – w mniejszym stopniu – przez ptaki krukowate Corvidae (Marcström et al. 1988, Smedshaug et al. 1999, Merta et al. 2009, Jähren 2012). Szczególnie istotne znaczenie na badanym obszarze może mieć presja pierwszego z wymienionych drapieżników, głównie za sprawą gwałtownego wzrostu jego liczebności w efekcie szczepień (Goszczyński et al. 2008, Gryz & Krauze-Gryz 2017). O wpływie lisa na lokalne populacje może świadczyć fakt, że w roku 2010 w samej Puszczy Knyszyńskiej znaleziono 3 dorosłe cietrzewie zabite przez lisy (Pugacewicz 2010b). W niektórych rejonach Europy wśród istotnych drapieżników cietrzewia wymienia się również ptaki szponiaste, w szczególności jastrzębia *Accipiter gentilis* (Spidso et al. 1997, Bowker et al. 2007, Torberg et al. 2013). Wysokie drapieżnictwo przejawia się między innymi niską produktywnością populacji. Stwierdzone w ostatnim czasie na Nizinie Północnopodlaskiej niskie parametry rozrodu, wynoszące zaledwie 1,3 juv./kurę z sukcesem łęgowym, wskazują na gwałtowny spadek poziomu reprodukcji. Na przykład w latach 2009 i 2010 w Puszczy Knyszyńskiej stwierdzono 0,2–0,3 juv./kurę i 1,5 juv./kurę z sukcesem (Pugacewicz 2010b), podczas gdy produkcja młodych w całym makroregionie w roku 2000 wynosiła 2,9 juv./kurę, a w 2001 – 3,1 juv./kurę z sukcesem łęgowym (Pugacewicz 2010a). Z kolei w Kotlinie Biebrzańskiej w latach 2000–2003 stwierdzono 2,4 juv./kurę oraz 3,9 juv./kurę z sukcesem (Dmoch 2008). Na obszarach bagiennych, takich jak dolina Biebrzy, obniżanie się poziomu wód powierzchniowych oraz coraz częstsze suche lata mogą dodatkowo negatywnie wpływać na zmniejszenie sukcesu łęgowego cietrzewi, gdyż drapieżniki naziemne mają możliwość łatwiejszej penetracji torfowisk i innych biotopów rzadko przez nie odwiedzanych w latach mokrych. Zjawisko wyraźnego spadku reprodukcji cietrzewia wykazano w wielu regionach Europy Środkowej i Skandynawii, wobec czego prognozuje się dalszy spadek jego liczebności na tych terenach (Jähren et al. 2016).

Wpływ czynników klimatycznych na populację cietrzewia jest złożony i nie zawsze jednoznaczny (np. Ludwig et al. 2006, Wegge & Rolstad 2017). Ich negatywne oddzia-

ływanie w postaci długotrwałych opadów na początkowym etapie wodzenia młodych, czyli pod koniec maja i na początku czerwca, stwierdzono w środkowoeuropejskich populacjach i włoskich Alpach (Loneux 2000, Viterbi et al. 2014). Na Nizinie Północnopodlaskiej w okresie 2006–2022 w dziewięciu latach opady w maju były wyższe od średniej 30-letniej dla tego miesiąca (www.meteoblue.com), co mogło negatywnie wpłynąć na przeżywalność piskląt. Wyższe temperatury w okresie wiosennym w Norwegii miały z kolei wpływ na zwiększenie sukcesu lęgowego (Wegge & Rolstad 2017). Nie wykazano natomiast wpływu zmian klimatycznych na sukces lęgowy cietrzewia we francuskich Alpach (Barnagaud et al. 2010). Następstwem zmian klimatycznych jest również coraz rzadsza obecność głębokiej pokrywy śnieżnej. Może to prowadzić do zwiększonej śmiertelności cietrzewi w wyniku drapieżnictwa, gdyż jej zanik uniemożliwia ptakom ukrycie się w śniegu (Marjakangas 1992, Spidso et al. 1997). Również długotrwałe, silne mrozy mogą wpływać na zmniejszenie lokalnych populacji tego gatunku (np. Warren et al. 2013). Znaczący spadek liczebności cietrzewi w głównych ostojach na Nizinie Północnopodlaskiej odnotowano po mroźnej zimie 2009/2010, kiedy to średnie temperatury w styczniu należały do najniższych od kilkunastu lat. Liczebność kogutów w Kotlinie Biebrzańskiej spadła wówczas o 28% z roku na rok, a w Puszczy Knyszyńskiej aż o 37% (Pugacewicz 2010b). Wyraźny regres liczebności cietrzewia w Dolinie Biebrzy nastąpił również po zimie 2012/2013, w trakcie której pokrywa śnieżna utrzymywała się jeszcze na początku kwietnia, a wysoki stan wody na torfowiskach aż do lata.

Na obecnym etapie fragmentacji populacji i skrajnie niskiej liczebności cietrzewia w Polsce trudno oczekiwać spontanicznego napływu większej liczby osobników w wyniku dyspersji. Gatunek ten posiada zdolność do pewnej mobilności, na co wskazują znaczne jego przemieszczenia, szczególnie w obliczu zmian siedliskowych (Potapov & Sale 2013). Cietrzewie notowano w oddaleniu od stałych miejsc gniazdowania również w Polsce, np. w roku 1992 nad Wartą pod Łądem w Wielkopolsce (Chylarecki et al. 1992). Przygraniczne położenie ostatnich lęgówisk na Nizinie Północnopodlaskiej potencjalnie umożliwia ich zasilenie z obszaru zachodniej Białorusi. Jednak liczebność cietrzewia w peryferyjnych rejonach obwodu Grodzieńskiego i Brzeskiego jest niska, lub jest on tam nieobecny, a w całych wymienionych obwodach wykazuje bardzo silną tendencję spadkową (Pavlushchick & Shakun 2021).

Wobec nasilających się zagrożeń i spadku populacji cietrzewia na Nizinie Północnopodlaskiej już od przeszło dwóch dekad prowadzono prace mające na celu przeciwdziałanie negatywnemu trendowi liczebności. Zabiegi obejmowały zarówno tworzenie stref ochronnych wokół tokowisk, odtwarzanie i utrzymywanie siedlisk gatunku (przywracanie ekstensywnego użytkowania łąk i torfowisk, piętrzenie wody, rozluźnianie drzewostanów, tworzenie luk i stref ekotonu), jak również ograniczenie populacji drapieżników (Kaszuba 2007). Działania ochronne najaktywniej prowadzono w rejonie Puszczy Knyszyńskiej, gdzie projekty koordynowane były przez Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (patrz Podziękowania). W pewnym zakresie zabiegi nad kształtowaniem siedlisk cietrzewia prowadzono również w Biebrzańskim Parku Narodowym. Tutaj także, w celu zasilenia populacji biebrzańskiej, w latach 2016–2019 przeprowadzono program reintrodukcji cietrzewi. Przy wykorzystaniu tymczasowych wolier adaptacyjnych wypuszczono 38 młodych ptaków pochodzących z dwóch krajowych hodowli. Najdłuższy stwierdzony czas przeżycia reintrodukowanego ptaka w środowisku naturalnym wyniósł co najmniej 2,5 roku (dane BbPN). W dłuższej perspektywie czasu wszystkie wymienione działania ochronne nie przyniosły oczekiwanych rezultatów i co najwyżej spowodowały spadek liczebności cietrzewia.

Podsumowując, liczebność populacji cietrzewia w regionie znajduje się obecnie na krytycznie niskim poziomie. Wobec utrzymującego się od ponad dwóch dekad trendu spadkowego, oddziaływania całego wachlarza zagrożeń oraz izolacji przestrzennej legowisk wydaje się pewne, że kurak ten w najbliższych latach całkowicie zniknie z Niziny Północnopodlaskiej. Z uwagi na obecność odpowiednich biotopów potencjalnie możliwa jest restytucja cietrzewia w oparciu o dotychczasowe praktyki (np. Zawadzka 2014), jednak udatność takich projektów jest niepełna i uzależniona od wielu czynników (Walker 2010, Warren & Baines 2018, Hilde et al. 2024).

W niniejszym opracowaniu wykorzystano obserwacje wielu osób, którym pragniemy w tym miejscu podziękować za ich udostępnienie; byli to: M. Adamowicz, K. Bach, Ł. Baran, A. Bernatowicz, L. Bielawska, U. Biereżnoj-Bazille, A. Bojsza, J. Bojsza, M. Budziński, A. Buszko, H. Chwalińska, A. Chwaliński, G. Dąbrowski, P. Dombrowski, W. Ejankowski, M. Fabiszewski, K. Frąckiel, S. Gadomska, J. Galimski, F. Gähler, A. Gieraj, G. Grygoruk, A. Hayek, A. Henel, G. Hiero, H. Hiero, M. Jaszczuk, D. Karp, I. Karp, P. Kotowicz, M. Kowalewski, K. Koźbiel, N. Krajewska, R. Leszkowicz, A. Łaciński, W. Łuszcz, M. Marczakiewicz, Ł. Meina, A. Mydliński, O. Myka, K. Nowicka, P. Pawłowski, Z. Pestka, K. Pisanko, J. Pińkowska, J. Rolnik, A. Roszko, A. Rutkowski, A. Sikora, S. Świerbiński, K. Wilczewski, Ł. Zieliński. Dziękujemy również wszystkim niewymienionym osobom, które brały udział w monitoringu cietrzewia. Pragniemy również podziękować recenzentom za uwagi do niniejszej pracy.

Monitoring gatunku poza Kotliną Biebrzańską prowadzono w dużej części w ramach kilku projektów ochrony cietrzewia realizowanych przez Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków: w roku 2007 był to projekt „Monitoring stanu podlaskiej populacji cietrzewia oraz środowiska ich występowania” finansowany przez Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Białymstoku oraz Podlaski Urząd Wojewódzki, w latach 2006–2010 projekt „Ochrona cietrzewia i głuszca w północno-wschodniej Polsce” finansowany przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Fundację EkoFundusz, PTOF, WFOŚiGW w Białymstoku, Nadleśnictwo Augustów i Pomorze, a w latach 2009–2011 i 2012–2015 (etap II) projekt „Czynna ochrona cietrzewia na terenie obszaru specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 Puszcza Knyszyńska”, współfinansowany przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Infrastruktura, Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych i NFOŚiGW. Ponadto monitoring w Nadleśnictwie Krynki realizowano w ramach projektu „Czynna ochrona cietrzewia na gruntach w zarządzie Lasów Państwowych w latach 2017–2022”.

Literatura

- Adamowicz M. 2019. Zmienność wykorzystania siedlisk przez cietrzewia *Lyrurus tetrix* w Kotlinie Biebrzańskiej w cyklu rocznym. *Ornis Pol.* 60: 169–180.
- Barnagaud J.Y., Crochet P.A., Magnani Y., Bernard Laurent A., Ménoni E., Novoa C., Gimenez O. 2010. Short-term response to the North Atlantic Oscillation but no long-term effects of climate change on the reproductive success of an alpine bird. *J. Ornithol.* 152: 631–641.
- Borzyszkowski J., Grzegorzczak I. 2021. Nizina Północnopodlaska (843.3). W: Richling A., Solon J., Macias A., Balon J., Borzyszkowski J., Kistowski M. (red.). Regionalna geografia fizyczna Polski, ss. 564–576. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Bowker G., Bowker C., Baines D. 2007. Survival rates and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* at Lake Vyrnwy, North Wales, UK. *Wildl. Biol.* 13: 231–237.
- Ciach M. 2015. Rapid decline of an isolated population of the black grouse *Tetrao tetrix*: the crisis at the southern limit of the range. *J. Wildl. Res.* 61: 623–627.
- 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. Monitoringu Przyrody* 20: 1–80.

- Chylarecki P., Winiecki A., Wypychowski K. 1992. Awifauna łęgowa doliny Warty na odcinku Uniejów-Spławie. Prace Zakł. Biol. i Ekol. Ptaków UAM 1: 7–55.
- CLC 2018. Dane przestrzenne Corine Land Cover 2018, GIOŚ. Dostęp z: clc.gios.gov.pl dnia 20.12.2022.
- Cramp S., Simmons K.E.L. (eds). 1983. The Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press, Oxford.
- Dmoch A. 2005 msc. Ekologiczne podstawy ochrony cietrzewia (*Tetrao tetrix* L., 1758) w Kotlinie Biebrzańskiej. Praca doktorska. SGGW, Warszawa.
- Dmoch A. 2008. Wybrane parametry rozrodu cietrzewia w Kotlinie Biebrzańskiej. W: Ochrona Kuraków Leśnych. Monografia Pokonferencyjna, ss. 211–217. Janów Lubelski, 16–18.10.2007, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Goszczyński J., Misiorowska M., Juszko S. 2008. Changes in the density and spatial distribution of red fox dens and cub numbers in central Poland following rabies vaccination. Acta Theriol. 53: 121–127.
- Gryz J., Krauze-Gryz D. 2017. Dynamics of red fox *Vulpes vulpes* population in Białowieża Primal Forest in years 1981–2016. Sylwan 161: 328–333.
- Hilde C.H., Dehnhard N., Birkel E., Nilsen E.B. 2024. Translocation of capercaillie and black grouse from Sweden to central Europe: An evaluation of ongoing translocation projects. Swedish Environmental Protection Agency, Bromma.
- Jahren T. 2012. Nest predation in capercaillie and black grouse. Master Thesis at Faculty of Applied Ecology and Agricultural Sciences. Hedmark University College.
- Jahren T., Storaas T., Willebrand T., Moa P.F., Hagen B.-R. 2016. Declining reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years. Anim. Biol. 66: 363–400.
- Kamieniarz R. 2002. Cietrzew. Monografie Przyrodnicze nr 8. Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Kaszuba M. 2007. Krajowy Plan Ochrony Cietrzewia. Ministerstwo Środowiska, Jastrzębiec.
- Keller V., Herrando S., Vorisek P., Franch M., Kipson M., Milanese P., Marti D., Anton M., Klvanova A., Kalyakin M.V., Bauern H.-G., Foppen R.P.B. 2020. European Breeding Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edictio, Barcelona.
- Krzywiński A., Kobus A. 2011. Możliwości użycia oswojonych samców cietrzewia *Tetrao tetrix* do monitorowania i ochrony zagrożonych resztkowych populacji tego gatunku. Studia i Mat. CEPL 27: 297–306.
- Loneux M. 2000. Modelisation de l'influence du climat sur les fluctuations de population du Tétralyre *Tetrao tetrix* en Europe. Cahiers d'Éthologie 20: 191–216.
- Ludwig G.X., Alatalo R.V., Helle P., Linden H., Lindstrom J., Siitari H. 2006. Short and long-term population dynamical consequences of asymmetrical climate change in black grouse. Proc. R. Soc. B 273: 2009–2016.
- Ludwig T., Storch I., Graf R.F. 2009. Historic landscape change and habitat loss: the case of black grouse in Lower Saxony, Germany. Landsc. Ecol. 24: 533–546.
- Marcström V.R.E., Kenward E., Engren E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. J. Anim. Ecol. 57: 859–872.
- Marjakangas A. 1992. Winter activity patterns of the black grouse *Tetrao tetrix*. Ornis Fenn. 69: 184–192.
- Merta D., Bobek B., Furtek J., Kolecki M. 2009. Distribution and number of black grouse, *Tetrao tetrix* in southwestern Poland and the potential impact of predators upon nesting success of the species. Folia Zool. 58: 159–167.
- METEORBLUE 2023. https://www.meteorblue.com/pl/climate-change/bia%5C%82ystok_polska_776069?month=1 – data dostępu 10.12.2023.
- Michałowski R., Mirosław-Świątek D., Grygoruk M. 2022 msc. Analiza zasięgu zalewów wodami powierzchniowymi w Dolinie Biebrzy w okresie 1961–2022. Warszawa.
- Pavlushchick T.E., Shakun V.V. 2021. Black Grouse population management plan in the republic of Belarus. Mińsk.

- Pielowski Z., Kamieniarz R., Panek M. 1993. Raport o zwierzętach łownych w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Potapov R., Sale R. 2013. Grouse of the World. New Holland Publishers, London.
- Pugacewicz E. 2009 msc. Stan populacji cietrzewia *Tetrao tetrix* w rejonie Puszczy Knyszyńskiej w 2009 roku. PTOP, Hajnówka.
- Pugacewicz E. 2010a. Stan populacji cietrzewia *Tetrao tetrix* na Nizinie Północnopodlaskiej w latach 1997–2002. Kulon 15: 1–19.
- Pugacewicz E. 2010b msc. Stan populacji cietrzewia *Tetrao tetrix* w Puszczy Knyszyńskiej w 2010 roku. PTOP, Hajnówka.
- Rutkowski R., Pałucki A., Dulisz B., Ciach M., Nowak-Życzyńska Z., Kowalewska K. 2018. Conservation genetics of the Black Grouse *Tetrao tetrix* in Poland — distribution of genetic diversity among the last populations. Acta Ornithol. 53: 181–204.
- Smedshaug C.A., Selås V., Lund S.E., Sonerud G.A. 1999. The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. Wildl. Biol. 5: 157–166.
- Spidso T.K., Hjeljord O., Dokk J.G. 1997. Seasonal mortality of black grouse *Tetra tetrix* during a year with little snow. Wildl. Biol. 3: 205–209.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Torberg R., Linden A., Byholm P., Ranta E., Valkama J., Halle P., Linden H. 2013. Coupling in goshawk and grouse population dynamics in Finland. Oecologia 171: 863–872.
- Tumiel T. 2015 msc. Ocena liczebności cietrzewia na terenie 8 tokowisk w Puszczy Knyszyńskiej w 2015 roku. Białystok.
- Viterbi R., Imperio S., Alpe D., Bosser-Peverelli V., Provenzale A. 2014. Climatic control and population dynamics of black grouse *Tetrao tetrix* in the Western Italian Alps. J. Wildl. Manag. 79: 155–165.
- Walker A. 2010. The reintroduction of black grouse to the Isle of Arran, Scotland. Grouse News 40: 13–16.
- Warren P., Baines D. 2018. Expanding the range of Black Grouse *Lyrurus tetrix* in northern England – can wild females be successfully translocated? Wildl. Biol. 2018: 1–7.
- Warren P., White P.J.C., Baines D., Atterton F., Brown M.J. 2013. Variations in Black Grouse *Tetrao tetrix* winter survival in a year with prolonged snow cover. Bird Study 60: 257–263.
- Wegge P., Rolstad J. 2017. Climate change and bird reproduction: warmer springs benefit breeding success in boreal forest grouse. Proc. R. Soc. B 284: 20171528.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
- Wilk T., Chodkiewicz T., Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L. 2020. Czerwona lista ptaków Polski. OTOP, Marki.
- Zawadzka D. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony głuszca i cietrzewia. CKPŚ, Warszawa.
- Zawadzka D., Zawadzki J., Keller M., Pałucki A., Ciach M. 2015. Cietrzew *Lyrurus tetrix*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z., Chodkiewicz T. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny. Wyd. 2, ss. 341–348. GIOŚ, Warszawa.