

CHROŃMY PRZYRODĘ OJCZYSTĄ



W NUMERZE:

bocian biały
w rejonie Kętrzyna

zbiorniki pogórnice
a lokalna awifauna

dieta żołą

mandarynka

zapylacze i truskawki

nasze ryby chronione:
porzucana babka

W 2022 roku gniazdowanie żółty Merops apiaster stwierdzono w Polsce łącznie 1724 par, co jest wartością ponad ośmiokrotnie wyższą od wcześniejszych ocen krajowej populacji gatunku (Beuch i in. 2024).

Beuch S., Chodkiewicz T., Przymencki M., Wardecki Ł., Sikora A., Neubauer G., Smyk B., Marchowski D., Ławicki Ł., Meissner W., Chylarecki P. 2024. Monitoring Ptaków Polski w latach 2021–2024. Biuletyn Monitoringu Przyrody 28: 1–108.



Żółta karmiąca młode
fot. Honda68 (pobrane z Pixabay)

Druk: Drukarnia Akapit Sp. z o.o.
20–381 Lublin, ul. Zorza 6
Nakład 250 egz.

Wersja papierowa stanowi wersję pierwotną czasopisma

W NUMERZE MIĘDZY INNYMI



ZBIORNIKI POGÓRNICZE
A LOKALNA AWIFAUNA



BOCIAN BIAŁY
W REJONIE
KĘTRZYNA
– SPADEK
LICZEBNOŚCI



DIETA ŻOŁNY
NA PODSTAWIE
ANALIZY ZDJĘĆ



MANDARYNKA
W KUJAWSKO-
POMORSKIM



NASZE RYBY
CHRONIONE:
PORZUCONA BABKA
I PODSUMOWANIE



OWADY ZAPYLAJĄCE
– ZNACZENIE
RÓŻNORODNOŚCI
BIOLOGICZNEJ

„ W Polsce stał się PAWLIKOWSKI
wielkim wychowawcą narodowym.
Zakorzenione silnie w duszy polskiej
uczucie przywiązania do ziemi rodzinnej
rozwinął w nowe przykazanie polskiego
patriotyzmu: **CHROŃMY
PRZYRODĘ
OJCZYSTĄ** „



REDAKCJA

Redaktor Naczelny
PIOTR PROFUS

Sekretarz Redakcji
MARZENA ŻYŁOWSKA

Rada Redakcyjna
JAN BODZIARCZYK
ŁUKASZ KAJTOCH
JOANNA KORZENIAK
HENRYK OKARMA
TOMASZ SAMOJLIK
JAN URBAN
ELŻBIETA WILK-WOŹNIAK

Adres Redakcji:
al. Adama Mickiewicza 33
31-120 Kraków

chronmy@iop.krakow.pl
www.iop.krakow.pl

ISSN 0009-6172

Layout:
ulilu JUSTYNA SZULC-WIĘCEK

Żółta Meriops apiaster
fot. Henryk Kościelny

SPIS TREŚCI

Zbigniew Jakubiec
Uwe Peterson

**DALSZY SPADEK LICZEBNOŚCI
BOCIANA BIAŁEGO CICONIA CICONIA
W REJONIE KĘTRZYNA**
FURTHER DECLINE IN THE NUMBER OF
WHITE STORK CICONIA CICONIA
IN THE KĘTRZYN AREA

4

Łukasz Kajtoch

**ZBIORNIKI POGÓRNICZE
W PODGÓRSKICH DOLINACH RZECZNYCH
– KORZYŚĆ CZY SZKODA
DLA LOKALNEJ AWIFAUNY?**

28

Mikołaj Brandt
Adam Malkiewicz
Weronika Płaskocińska

**DIETA ŻOŁNY MEROPS APIASTER
NA PODSTAWIE ANALIZY
MATERIAŁU ZDJĘCIOWEGO**

44

Andrzej Dylík

**MANDARYNKA AIX GALERICULATA
W WOJEWÓDZTWIE KUJAWSKO-POMORSKIM
(WYSTĘPOWANIE I LĘGI)**

56

Dawid Moroń
Agnieszka Gudowska
Aleksandra Cwajna
Emilia Marjańska

**CO DAJE WIĘKSZA RÓŻNORODNOŚĆ
BIOLOGICZNA? PRZYKŁAD TRUSKAWEK
I OWADÓW ZAPYLAJĄCYCH**

62

Antoni Amirowicz

**NASZE RYBY CHRONIONE:
PORZUCONA BABKA I PODSUMOWANIE**

70

DALSZY SPADEK LICZEBNOŚCI BOCIANA BIAŁEGO CICONIA CICONIA W REJONIE KĘTRZYNA FURTHER DECLINE IN THE NUMBER OF WHITE STORK CICONIA CICONIA IN THE KĘTRZYN AREA

ZBIGNIEW JAKUBIEC
UWE PETERSON

1 | W latach 2004–2019 w rejonie
Kętrzyna zanikło 313 stanowisk
lęgowych bociana białego
fot. Adam Zbyryt

Wstęp

Bocian biały jest jedynym szeroko rozpowszechnionym, niezagrożonym gatunkiem ptaka, dla którego najdłużej w Europie prowadzone są bezwzględne oceny liczebności populacji, zarówno w poszczególnych krajach, jak i na wybranych powierzchniach. Pozwala to na śledzenie długoterminowych trendów. Z racji, że jego liczebność jest wyraźnie zależna od warunków pokarmowych (Lack 1966), został uznany za doskonały bioindykator. Dla oceny jakości i zmian środowiska w skali regionalnej lub krajobrazowej szczególnie ważne są długookresowe badania monitoringowe na wybranych powierzchniach. Jedną z takich powierzchni, obejmującą tereny o bardzo wysokim zagęszczeniu populacji bociana, jest powiat kętrzyński, gdzie kontrole prowadzone są co pięć lat, począwszy od roku 1974 (Okulewicz 1985; Jakubiec i in. 1996; Peterson i in. 1999; Jakubiec i Peterson 2005; Peterson i Jakubiec 2006; Jakubiec i Peterson 2013). Ta stosunkowo długa seria badań pozwala na ocenę trendu lokalnej populacji, dostarcza informacji o stanie środowiska w aspekcie m.in. zmian gospodarki rolnej w skali regionalnej, a także jest pewnym odbiciem stanu na Obszarze Specjalnej Ochrony PLB280015 „Ostoja Warmińska”, utworzonego dla ochrony bociana białego w regionie charakteryzującym się jednym z największych jego zagęszczeń w Europie (Kaatz i in. red. 2017). Interesującą inicjatywę podjęto w 2006 roku porównując stan populacji bociana po obu stronach granicy, między Polską a rosyjskim Obwodem Kaliningradzkim (Królewieckim) i odnosząc obecne wyniki do danych z dawnego powiatu Gardauen z 1934 roku (Haecks i in. 2008).

Teren badań

Badany od lat teren powiatu kętrzyńskiego w granicach z 1974 roku obejmował powierzchnię 1224,7 km². Przeprowadzone później zmiany podziału administracyjnego spowodowały, że obecnie badaną powierzchnię stanowi cały powiat kętrzyński i włączony do powiatu bartoszyckiego obszar wokół wsi Lwowiec. Dlatego dane z dawnej gminy Skandawa oraz sołectwa Lwowiec włączono do gminy Barciany, jednak przy prezentacji wyników obszar tego sołectwa podawany jest oddzielnie. Obecnie w skład powiatu wchodzi 5 gmin: Barciany – o powierzchni 293 km², Kętrzyn – 296 km², Korsze – 250 km², Reszel – 179 km² i Srokowo – 195 km² oraz sołectwo Lwowiec zajmujące powierzchnię 443 ha (4,4 km²), tak więc cała badana powierzchnia obejmuje 1217 km².

Powiat kętrzyński leży na pograniczu dwóch jednostek fizjograficznych – Pojezierza Mazurskiego (Giżyckiego) posiadającego urozmaiconą rzeźbę terenu oraz niżej położonej, płaskiej Niziny Sępopolskiej (Kondracki 1994). Użytki rolne zajmują ponad 73% powierzchni, z czego niemal 20% stanowią łąki i pastwiska (dane z 2004 r. za: Program Ochrony Środowiska Powiatu Kętrzyńskiego). Lesistość jest niewielka – 16,6%, a w poszczególnych gminach waha się od 8% (Barciany) do 23% (Srokowo). Liczba ludności powiatu w 2016 roku wyniosła 16 197 osób, z czego 57,2% mieszkało w miastach, a gęstość zaludnienia – 52,9 osób/km².

W czasie wieloletnich badań zmieniała się sieć osadnicza – nastąpiła likwidacja wielu pojedynczych zabudowań i koncentracja

osad, głównie w gminach Kętrzyn, Korsze i Reszel. Proces ten trwa nadal. Po roku 1990 nastąpiła likwidacja kilku PGR-ów i ich przekazanie Agencji Nieruchomości Rolnych. W gminach Barciany i Korsze powierzchnia uprawna PGR-ów obejmowała ponad 60% areалу (Diagnoza 2015). Po 1991 roku nastąpiło wykupywanie tych gospodarstw, wprowadzenie dużych maszyn rolniczych oraz masowa komasacja pól uprawnych. Obecnie poszczególne pola obejmują często kilkadziesiąt hektarów. Taki typ gospodarki rolnej szczególnie często występuje w północnej części badanej powierzchni, w gminach Barciany, Korsze i Srokowo.

Materiał i metodyka

Populacja bociana białego na ziemi kętrzyńskiej była kontrolowana 12 razy. Ostatnia kontrola jest kontynuacją rozpoczętego w 1974 roku i prowadzonego przez 45 lat monitoringu gatunku w strefie jego najwyższych zagęszczeń. Kontrole w dniach 15–21.07.2019 roku wykonywał tandem, który wcześniej siedmiokrotnie sprawdzał ten teren, co z jednej strony ułatwiało pracę, a z drugiej wpływało na jakość i kompletność zebranych danych. Skontrolowany został cały teren. Poprzez wywiady i obserwacje bezpośrednie zbierano dane o sposobie zajęcia wszystkich znalezionych gniazd, a dodatkowo, zgodnie z wcześniej przyjętą definicją gniazdowania kolonijnego (co najmniej 5 gniazd położonych nie dalej niż 200 m od siebie; Peterson i in. 1999), oceniano ewentualne gniazdowanie kolonijne w obrębie danej miejscowości.

W pracy zastosowano skróty powszechnie stosowane w badaniach nad bocianami (por. Jakubiec 1985). Utrzymano także podział materiału na teren poszczególnych gmin, przy czym dane z dawnej gminy Skandawa oraz sołectwa Lwowiec włączono do gminy Barciany. Dodatkowo, ze względu na wyjątkowy charakter kolonii bocianów w tej ostatniej miejscowości, wyniki z tego sołectwa przedstawiono także oddzielnie.

Wieloletnie trendy parametrów populacyjnych testowano za pomocą współczynnika korelacji rangowej Spearmana (rs), stanowiącego nieparametryczną alternatywę korelacji Pearsona, z której zrezygnowano ze względu na zbyt małą wielkość próby ($N = 12$ lat badań). Różnice w pro-

duktywności (mierzonej wskaźnikami JZa, JZm) oraz % HPo bocianów gniazdujących kolonijnie lub pojedynczo sprawdzano za pomocą testu t lub testu chi kwadrat. Analizy wykonywano w programie Statistica v. 13 (Dell Inc. 2016), przyjmując standardowy poziom istotności statystycznej $p = 0,05$.

Wyniki

Liczebność populacji bociana białego w 2019 roku

W roku 2019 na powierzchni w rejonie Kętrzyna gniazdowało 285 par bocianów białych (tab. 1). Najwięcej par (32,6%) stwierdzono w gminie Barciany i była to wartość wyższa o ponad 50% w porówna-

Tabela 1. Wyniki inwentaryzacji bociana białego w rejonie Kętrzyna w roku 2019

Wskaźnik	Gmina					Powiat	Lwowiec	Suma
	Barciany	Kętrzyn	Korsze	Reszel	Srokowo			
HPa	93	40	39	31	38	241	44	285
HPm	74	30	32	27	30	193	32	225
HPo	19	10	7	4	8	48	12	60
% HPo	20,4	25,0	17,9	13,4	21,0	19,7	27,3	21,0*
JZG	195	80	76	65	81	497	70	567
JZa	2,12	2,0	1,9	2,17	2,13	2,06	1,63	1,98*
JZm	2,64	2,7	2,4	2,50	2,70	2,57	2,19	2,52*
HPm 1	7	3	4	2	2	18	7	25
HPm 2	24	9	13	12	8	66	13	79
HPm 3	33	13	14	10	17	87	11	98
HPm 4	9	5	1	3	3	21	1	22
HPm 5	1	–	–	–	–	1	–	1
HPo (m)	2	1	1	–	1	5	–	5
HPo (o)	–	–	1	1	–	2	–	2
HPo (g)	4	1	1	–	–	6	–	6
HPo x	13	8	4	3	7	35	12	47
StD	31,7	13,5	15,6	17,3	19,5	19,9	99,3	23,4*

* wartości średnie

niu do każdej z pozostałych gmin. Te różnice w zasiedleniu powiatu są mniej widoczne, gdy weźmie się pod uwagę zagęszczenie (StD), którego wartość w gminie Barciany jest wprawdzie o 60% wyższa niż średnia dla całego powiatu (19,9 pary/100 km²), ale na pozostałym obszarze jest ona dosyć wyrównana i zawiera się w przedziale od 13,5 pary/100 km² (gmina Kętrzyn) do 19,5 pary/100 km² (gmina Srokowo). Efekty lęgów bocianich w 2019 roku były dobre – 78,7% par ukończyło je pomyślnie, a wśród nich dominowały te z trojgiem młodych (43,6%). W sumie na całej powierzchni gniazda opuściło 567 młodych ptaków. Straty lęgów na etapie składania i inkubacji jaj były najczęściej spowodowane walkami o gniazdo, a śmierć młodych w gnieździe

była wynikiem zażądlenia przez rojące się pszczoły lub przejścia gwałtownej burzy. Przypadek uratowania lęgu odnotowano w Robawach, gdzie duże gniazdo z młodymi spadło ze słupa na ziemię, ale pisklęta przeżyły i umieszczone ponownie w zrujnowanym gnieździe zostały pomyślnie odchowane przez rodziców. W trakcie kontroli terenowych uzyskano informacje o atakowaniu przez bieliki (*Haliaeetus albicilla*) przynajmniej pięciu gniazd bocianich w latach 2016–2019, co kończyło się zniszczeniem lęgów, a więc drapieżnictwo bielika na bocianach w ciągu 15 lat w okolicach Kętrzyna stało się zjawiskiem dość częstym (Jakubiec i Peterson 2005; Peterson i Jakubiec 2016). Szczególne zdarzenie odnotowano w Lwowcu w latach 2022 i 2023.

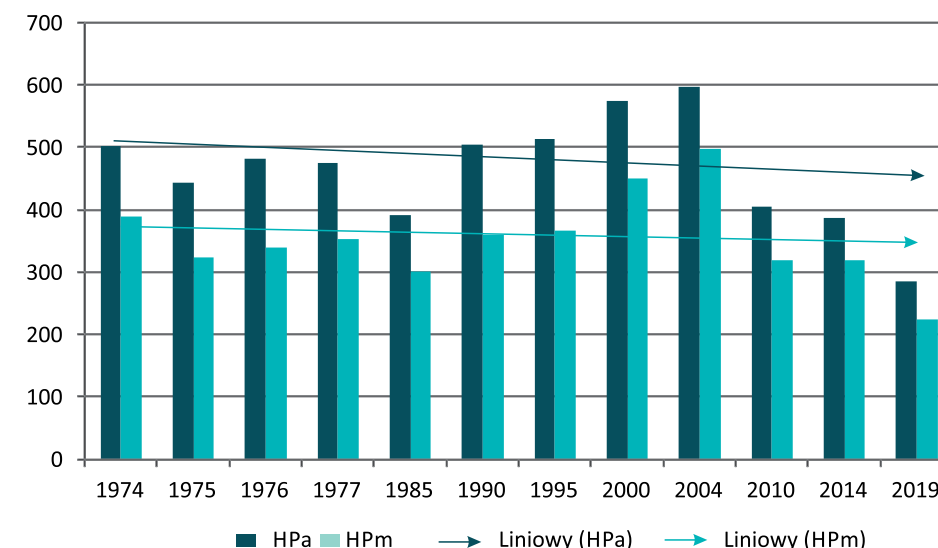
Tabela 2. Zmiany liczebności bociana białego na badanej powierzchni w rejonie Kętrzyna w okresie 1974–2019

Gmina	HPa											
	1974	1975	1976	1977	1985	1990	1995	2000	2004	2010	2014	2019
Barciany	173	165	185	188	(135)	208	197	226	275	171	175	137
Kętrzyn	92	82	88	81	69	84	76	82	80	64	54	40
Korsze	70	58	64	65	42	49	59	68	55	49	49	39
Reszel	77	64	65	64	60	62	67	55	60	45	42	31
Srokowo	91	75	79	77	86	101	114	144	128	76	66	38
Suma	503	444	481	475	(392)	504	513	575	598	405	386	285

Tabela 3. Zmiany liczebności bociana białego na badanej powierzchni w rejonie Kętrzyna w ujęciu procentowym w porównaniu do roku 1974

Gmina	%HPa w porównaniu do roku 1974 = 100%										
	1975	1976	1977	1985	1990	1995	2000	2004	2010	2014	2019
Barciany	95,4	106,9	108,7		120,2	113,9	130,6	159,0	98,8	101,2	79,2
Kętrzyn	89,1	95,7	88,0	75,0	91,3	82,6	89,1	87,0	69,6	58,7	43,5
Korsze	82,9	91,4	92,9	60,0	70,0	84,3	97,1	78,6	70,0	70,0	55,7
Reszel	83,1	83,1	83,1	77,9	80,5	87,0	71,4	78,0	58,4	54,5	40,3
Srokowo	82,4	86,8	84,6	94,5	111,0	125,3	158,2	140,7	83,5	72,5	41,8
Średnio	88,3	95,6	94,4		100,2	101,8	114,3	118,9	89,3	76,7	56,7

2 | Dynamika liczebności par bociana przystępujących do lęgu (HPa) oraz odchowujących młode (HPm) w rejonie Kętrzyna w latach 1974–2019 (Przedziały na osi x są nierówne, dostosowane do lat kontroli)



Wiosną 2022 roku, gdy w gniazdach były jeszcze jaja lub małe pisklęta, rozpoczęły się ataki i rabunek gniazd przez bieliki. W następnym roku bieliki atakowały od samego początku przystąpienia bocianów do lęgów i – według relacji sołtysa Lwowca, S. Karpika – w pierwszym roku do lipca większość par opuściła gniazda, a w drugim roku bociany pozostawiły gniazda już w czerwcu. Relację tę potwierdza doniesienie Połutrenki (2024), który 15 lipca 2023 roku nie znalazł ani młodych w gniazdach, ani dorosłych ptaków w całej kolonii.

Dynamika liczebności populacji bociana białego w latach 1974–2019

Liczebność populacji bociana białego na badanej powierzchni cechowały długookresowe zmiany (choć wahania można także stwierdzić z roku na rok, na co wskazują dane z lat 1974–1977), jednak ogólny trend w latach 1974–2019 miał charakter spadkowy, lecz nieistotny statystycznie (rs

= -0,245; $p = 0,443$; $N = 12$, tab. 2, ryc. 2). Najpierw, w latach 1974–1985 odnotowano spadek liczby par przystępujących do lęgów (HPa) na poziomie 20%, następnie w okresie 1990–2004 widoczny był wyraźny wzrost sięgający nawet 40% stanu od najniższych wartości. Od roku 2004 widoczny jest postępujący spadek liczebności. Zmiany liczebności na całej powierzchni miały jednak bardzo zróżnicowany przebieg (tab. 3). Tylko gminy położone na północy (Barciany, Srokowo) wykazywały dynamiczne zmiany liczby gniazdujących par przy ich stosunkowo wysokich wartościach, a w latach 1990–2004 wyraźny wzrost liczebności ze szczytem liczebności w 2004 roku. Na pozostałym obszarze (gminy Kętrzyn, Korsze i Reszel) po początkowym wysokim stanie w roku 1974, w latach 1975–2004 odnotowywano postępujący wolny spadek liczebności, która nigdy nie osiągnęła stanu z pierwszego roku badań. Było to związane m.in. z likwidacją wielu rozproszonych zabudowań dużych gospodarstw. W latach 2010–2019



3 | Zabytkowy XIV-wieczny kościół we Lwowcu szczególnie upodobały sobie bociany.
Gniazdowało tu co roku 6–8 par.
Na początku czerwca 2024 roku
gniazda zajmowało 6 par.
(Lwowiec, 5.06.2024 r.)
fot. Zbigniew Jakubiec



4 | *Opustoszałe gniazda kolonii bocianie
na gotyckim kościele we Lwowcu
pod koniec czerwca 2024 roku.
(Lwowiec, 24.06.2024 r.)
fot. Tomasz Janiszewski*

na obszarze trzech gmin (Kętrzyn, Reszel i Srokowo) spadek liczebności populacji nie przekraczał 50%, ale w gminach Barciany i Korsze, czyli tych z najwyższym udziałem gruntów pegeerowskich, wyniósł odpowiednio 79,2 i 55,7% (tab. 2, 3; ryc. 2). Ogółem na całej badanej powierzchni w porównaniu do roku 1974 liczebność zmniejszyła się o 56,6%, a w porównaniu do 2004 roku o 47,7%.

Efekty lęgów bociana białego w latach 1974–2019

Liczba par bocianów, które pomyślnie odchowaly lęgi w poszczególnych latach (HPm), zmieniała się w dosyć szerokich granicach (tab. 4). Różnice wynosiły od 64,7% (w gminie Reszel w 2004 r.) do 91,1% (w gminie Kętrzyn w 1985 r.). Jednak dla całej badanej powierzchni wartości te były stosunkowo wyrównane i w poszczególnych latach zawierały się w przedziale 71,2–83,1%,

Tabela 4. Liczba par bocianów z pomyślnie ukończonym lęgiem (przynajmniej z jednym młodym opuszczającym gniazdo; HPm) w okolicach Kętrzyna w latach 1974–2019

Gmina	HPm											
	1974	1975	1976	1977	1985	1990	1995	2000	2004	2010	2014	2019
Barciany	143	126	121	137	(117)	142	143	172	225	130	137	106
Kętrzyn	65	55	61	64	44	60	51	70	73	53	48	30
Korsze	58	42	48	50	31	39	41	52	49	39	44	32
Reszel	55	50	54	48	43	44	50	48	55	37	33	27
Srokowo	69	50	56	54	67	75	81	109	95	60	56	30
Suma	390	323	340	353	(302)	360	366	451	497	319	318	225

Tabela 5. Liczba i udział par bocianów bez sukcesu lęgowego (% HPo; w nawiasach) w okolicach Kętrzyna w latach 1974–2019

Gmina	HPo (HPo%)											
	1974	1975	1976	1977	1985	1990	1995	2000	2004	2010	2014	2019
Barciany	25 (14,5)	48 (29,1)	60 (32,4)	51 (27,1)	18 (13,3)	64 (30,8)	54 (27,4)	54 (23,9)	50 (18,2)	41 (24,0)	37 (21,1)	31 (22,6)
Kętrzyn	26 (28,8)	26 (32,1)	27 (30,7)	16 (20,0)	24 (35,3)	23 (27,7)	25 (32,9)	12 (14,6)	7 (8,8)	11 (17,2)	6 (11,1)	10 (25,0)
Korsze	12 (17,1)	16 (27,6)	16 (25,0)	15 (23,1)	11 (26,2)	10 (20,4)	17 (29,3)	16 (23,5)	6 (10,9)	10 (20,4)	5 (10,2)	17 (17,9)
Reszel	21 (27,6)	13 (20,6)	11 (16,9)	16 (25,0)	15 (25,9)	18 (29,0)	17 (25,4)	7 (12,7)	5 (8,3)	8 (17,8)	9 (21,4)	4 (13,4)
Srokowo	21 (23,3)	25 (33,3)	23 (29,1)	23 (29,9)	19 (22,1)	26 (25,7)	31 (27,7)	35 (24,3)	33 (25,8)	16 (21,1)	9 (13,9)	8 (21,0)
Suma	105	128	137	121	87	141	144	124	101	99	66	60
(średnia)	(20,9)	(28,8)	(28,5)	(25,5)	(22,2)	(28,0)	(28,1)	(21,6)	(16,9)	(22,0)	(17,1)	(21,0)

bez wyraźnego trendu wieloletniego ($r_s = -0,273$; $p = 0,391$; $N = 12$). Większe różnice między liczbą par z sukcesem lęgowym odnotowane w poszczególnych gminach w porównaniu do całej badanej powierzchni wskazują na wpływ lokalnych warunków na efekty lęgów bocianich. Ta sama prawidłowość pojawia się przy analizowaniu liczby par bez sukcesu lęgowego, przy czym w tej kategorii mieszczą się zarówno pary młodych ptaków, nieskładające jeszcze jaj, jak i pary, które z różnych przyczyn utraciły zniesienia (tab. 5). Co ciekawe, w ostatnich pięciu liczeniach średni odsetek par bez sukcesu był niższy niż w latach 1974–1995, przez co wieloletni trend tego parametru

okazał się marginalnie istotny ($r_s = -0,538$; $p = 0,071$; $N = 12$). Sugeruje to poprawę warunków gniazdowania w ostatnich dwóch dekadach, być może związaną ze zmianami klimatycznymi.

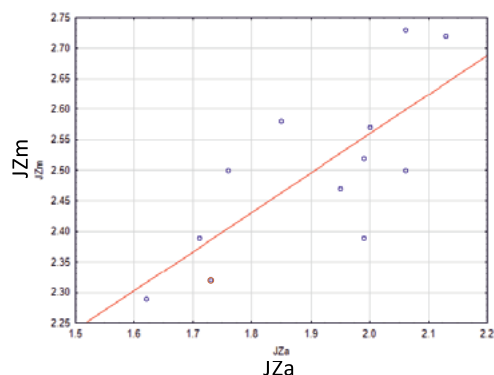
Podsumowując wyniki z 12 kontroli można stwierdzić, że w kolejnych latach wyleciało z gniazd łącznie 10 522 młodych ptaków, przy pominięciu niepełnej kontroli z roku 1985 średnia liczba podlotów wyniosła 893 (tab. 6). Istotna jest informacja, że w gminie Barciany nie zebrano wtedy danych z około 1/3 powierzchni, a brak danych o liczbie piskląt z gmin Barciany, Kętrzyn i Korsze w roku 2010 dotyczy łącznie tylko pięciu gniazd.

Tabela 6. Sumaryczna liczba młodych bocianów opuszczających gniazda (JZG) w okolicach Kętrzyna w latach 1974–2019

Gmina	JZG											
	1974	1975	1976	1977	1985	1990	1995	2000	2004	2010	2014	2019
Barciany	388	300	278	312	220+x	359	329	438	529	349+x	311	265
Kętrzyn	136	240	136	139	110	166	120	206	173	135+x	126	80
Korsze	154	100	115	121	80	100	103	150	118	97+x	134	76
Reszel	118	110	115	199	111	111	129	128	140	92	84	65
Srokowo	167	133	133	129	180	193	192	303	239	149	140	81
Suma	963	883	777	900	701+x	929	873	1225	1189	822+x	795	567

Tabela 7. Średnia liczba młodych odchowanych przez parę bocianów przystępującą do lęgu (JZa) w okolicach Kętrzyna w latach 1974–2019

Gmina	JZa											
	1974	1975	1976	1977	1985	1990	1995	2000	2004	2010	2014	2019
Barciany	2,24	1,82	1,50	1,66	1,63	1,73	1,67	1,94	1,89	2,08	1,78	1,93
Kętrzyn	1,49	1,71	1,55	1,72	1,61	2,00	1,58	2,51	2,16	2,14	2,33	2,00
Korsze	2,20	1,72	1,80	1,86	1,90	2,04	1,78	2,21	2,15	2,02	2,73	2,53
Reszel	1,55	1,72	1,77	1,86	1,91	1,79	1,93	2,33	2,33	2,04	2,00	2,10
Srokowo	1,86	1,77	1,68	2,34	2,09	1,91	1,71	2,10	1,87	1,96	2,15	2,13
Suma	1,97	1,75	1,66	1,89	2,06	1,83	1,89	1,73	2,22	2,05	2,02	2,14



5 | Korelacja wartości JZa i JZm w rejonie Kętrzyna w latach 1974–2019

aby mogły być przyczyną spadku liczebności. Podobnie wysoki odsetek gniazd niezajętych (HO) może być dowodem odpowiedniej liczby miejsc potencjalnego gniazdowania. W tej sytuacji wydaje się, że największy wpływ ma zespół czynników określanych jako intensyfikacja rolnictwa (wielkoobszarowe powierzchnie uprawne oraz likwidacja wielu pastwisk i zaniechanie wolnego wypasu bydła). Ten typ gospodarki drastycznie ogranicza powierzchnię i zasobność żerowisk bociana.

Gniazdowanie kolonijne w 2019 roku

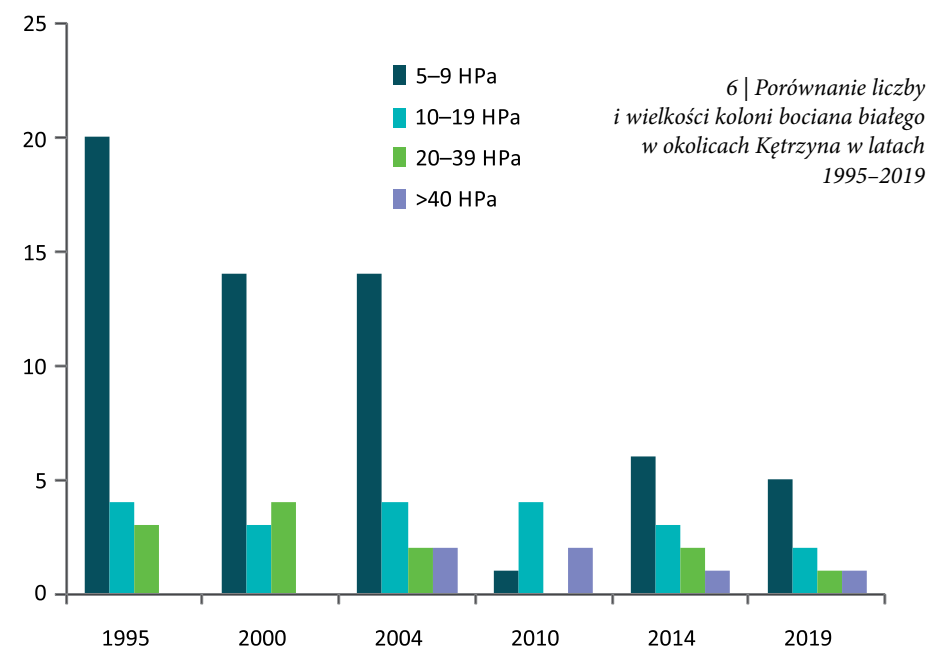
W Polsce kolonijne gniazdowanie bociana białego spotyka się głównie w północno-wschodniej części kraju (Jakubiec i Szymoński 2000), a w Ostoi Warmińskiej w 2013 roku istniało 19 takich skupisk gniazd (Zbyryt i in. 2014). W okolicach Kętrzyna w 2019 roku w 9 miejscowościach (wioskach) gniazdowało minimum 5 par, co przyjęto jako minimalną wielkość kolonii bocianiej (Peterson i in. 1999) (tab. 9). W koloniach tych łącznie gniazdowało 125 par, co stanowi 43,9% wszystkich par stwierdzonych w tym roku na badanej powierzchni. Najwięcej (5) było kolonii małych, a większych było mniej (4). W porównaniu do lat ubiegłych zaznaczył się wyraźny spadek liczby kolonii, zwłaszcza

Tabela 9. Liczebność par i efekty lęgów bociana białego w koloniach w 2019 roku w okolicach Kętrzyna

Miejscowość	HPa	HPm 1	HPm 2	HPm 3	HPm 4	HPm	JZG	JZa	JZm	HPo	% HPo	HO
Lwowiec	44	7	13	11	1	32	70	1,63	2,19	12	27,3	6
Duje	22	1	4	11	1	17	46	2,09	2,71	5	22,7	8
Bobrowo	16	–	4	7	1	12	33	2,06	2,75	4	25,0	2
Krelikiejmy	12	3	3	4	1	11	25	2,08	2,27	1	8,3	1
Suchawa	8	2	2	1	1	6	13	1,61	2,17	1	12,5	2
Klewno	7	–	3	2	1	6	16	2,29	2,67	1	14,3	–
Kosakowo	6	–	3	2	1	6	16	2,67	2,67	–	0	7
Brzeźnica	5	–	3	1	1	5	13	2,60	2,60	–	0	8
Sajna Wielka	5	1	1	2	–	4	9	1,80	2,25	1	20,0	1
Suma/Średnio	125	14	36	41	8	99	241	1,93	2,43	25	20,0	35

Tabela 10. Porównanie liczby i wielkości kolonii bociana białego w okolicach Kętrzyna w latach 1995–2019

Rok	Wielkość kolonii (liczba par HPa)			
	5–9 HPa	10–19 HPa	20–39 HPa	> 40 HPa
1995	20	4	3	–
2000	14	3	4	–
2004	14	4	2	2
2010	1	4	–	2
2014	6	3	2	1
2019	5	2	1	1



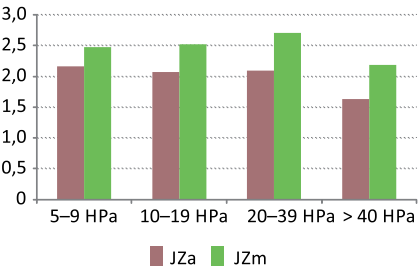
6 | Porównanie liczby i wielkości kolonii bociana białego w okolicach Kętrzyna w latach 1995–2019

Tabela 8. Średnia liczba młodych odchowanych przez parę bocianów z pomyślnie ukończonym lęgiem (JZm) w okolicach Kętrzyna w latach 1974–2019

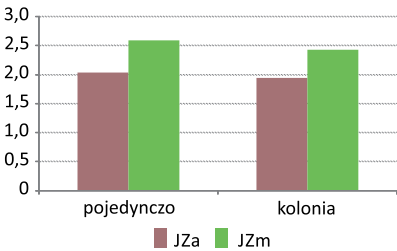
Gmina	JZm											
	1974	1975	1976	1977	1985	1990	1995	2000	2004	2010	2014	2019
Barciany	2,71	2,38	2,30	2,28	1,88	2,53	2,30	2,55	2,35	2,75	2,27	2,50
Kętrzyn	2,09	2,55	2,23	2,17	2,50	2,77	2,35	2,94	2,37	2,60	2,63	2,67
Korsze	2,66	2,38	2,40	2,42	2,58	2,56	2,51	2,73	2,46	2,55	3,05	2,38
Reszel	2,15	2,20	2,13	2,48	2,58	2,52	2,58	2,67	2,55	2,49	2,55	2,41
Srokowo	2,42	2,66	2,38	2,39	2,73	2,57	2,37	2,78	2,54	2,48	2,50	2,70
Suma	2,41	2,43	2,29	2,35	2,45	2,58	2,42	2,73	2,45	2,57	2,60	2,53

Tabela 11. Efekty lęgów bociana białego w koloniach o różnej wielkości w okolicach Kętrzyna w 2019 roku

Wskaźnik	Wielkość kolonii				Suma	Średnio
	5–9 HPa	10–19 HPa	20–39 HPa	> 40 HPa		
HPa	31	28	22	44	125	
HPm	27	23	17	32	99	
%HPo	9,6	17,9	22,7	27,2		20,0
JZG	67	58	46	70	241	
JZa	2,16	2,07	2,09	1,63		1,93
JZm	2,48	2,52	2,71	2,19		2,44
Liczba kolonii	5	2	1	1	9	



7 | Porównanie efektów lęgów bociana w koloniach o różnej liczbie gniazd w okolicach Kętrzyna w 2019 roku



8 | Porównanie efektów lęgów par bociana gniazdujących pojedynczo i w kolonii w okolicach Kętrzyna w 2019 roku

tych najmniejszych (tab. 10, ryc. 6). Warto pokreślić, że w roku 2004, kiedy liczebność populacji osiągnęła wartość maksymalną, liczba kolonii utrzymywała się na poziomie średnim, wyraźnie niższym niż w roku 1995. Kolonie funkcjonują nadal w tych miejscowościach, gdzie są indywidualne gospodarstwa hodowli bydła i z mniejszymi arealami pól w okolicach wsi (Lwowiec, Duje, Bobrowo, Krelikiejmy, Suchawa). W rejonach dużych gospodarstw rolnych, gdzie zaniechano hodowli, kolonie bocianie są w fazie zaniku (Brzeźnica) albo przestały istnieć (Momajny).

W roku 2019 wszystkie gniazdujące kolonijnie pary bocianów odchowały 241 młode, co daje wynik 42,5% młodych, które opuściły gniazda na całej badanej powierzchni. Efekty lęgów w miarę wzrostu liczebności kolonii są coraz gorsze, zwłaszcza mierzone wśród par przystępujących do lęgu (tab. 11), prawidłowość ta jest mniej wyraźna wśród efektów lęgów par z sukcesem (ryc. 7).

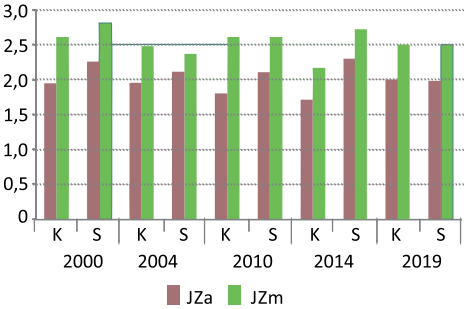
Tabela 12. Porównanie efektów lęgów bociana białego w koloniach z parami gniazdującymi pojedynczo w okolicach Kętrzyna w 2019 roku

Wskaźnik	Pary	
	gniazdujące pojedynczo	gniazdujące w koloniach
HPa	160	124
HPm	125	99
HPo	35	25
%HPo	21,9	20,2
JZG	324	241
JZa	2,03	1,94
JZm	2,59	2,43

Wcześniej w kilku kontrolach stwierdzono gorsze efekty rozrodu w koloniach w porównaniu do par bocianów gniazdujących pojedynczo (Peterson i Jakubiec 2006, 2016). Wyniki z kontroli w 2019 roku nie potwierdzają wcześniejszych ustaleń (tab. 12, ryc. 8). Wprawdzie wskaźniki rozrodu są nieco wyższe w przypadku par gniazdujących pojedynczo, ale różnice w stosunku do par kolonijnych nie są istotne. Dotyczy to średniej liczby piskląt na parę (JZa, $t = -0,535$, $df = 282$, $p = 0,593$), średniej liczby piskląt na parę z sukcesem (JZm, $t = -1,405$, $df = 222$, $p = 0,162$) oraz odsetka par bez sukcesu lęgowego (%HPo, $\chi^2_{kw} = 0,123$, $df = 1$, $p = 0,726$).

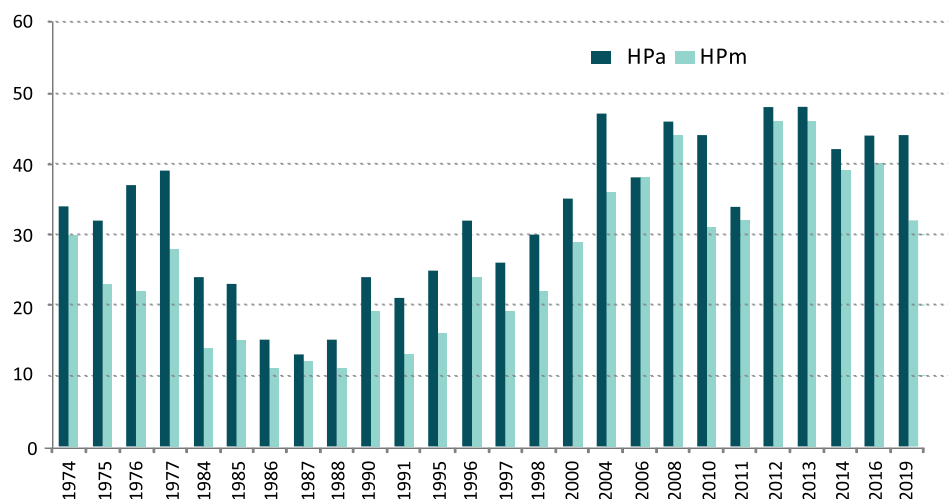
Porównanie efektów lęgów par gniazdujących solitarnie i kolonijnie w trakcie pięciu ostatnich kontroli wskazuje na wyraźnie niższe wartości wskaźnika JZa w przypadku par kolonijnych w porównaniu do par solitarnych (ryc. 9). Średnie wartości wskaźników rozrodu dla porównywanych pięciu lat w przypadku par gniazdujących pojedynczo wynosiły: JZa – 2,15; JZm – 2,60, a dla par gniazdujących w koloniach: JZa – 1,88; JZm – 2,47. Różnice te wskazują na gorsze wyniki rozrodu w koloniach.

Wyniki kontroli w koloniach przeprowadzone w tym samym roku przez dwie różne ekipy wskazują znaczne różnice (Haecks i in. 2008; Zbyryt i in. 2014). Prowadzona w Ostoi Warmińskiej przez wolontariuszy kontrola dla trzech największych kolonii w powiecie kętrzyńskim (Lwowiec, Duje, Bobrowo) wykazywała wyższą liczbę par (HPa) oraz liczbę młodych na parę przystępującą do lęgu (JZa), a także niższe wartości dotyczące liczby odchowanych młodych (JZm).

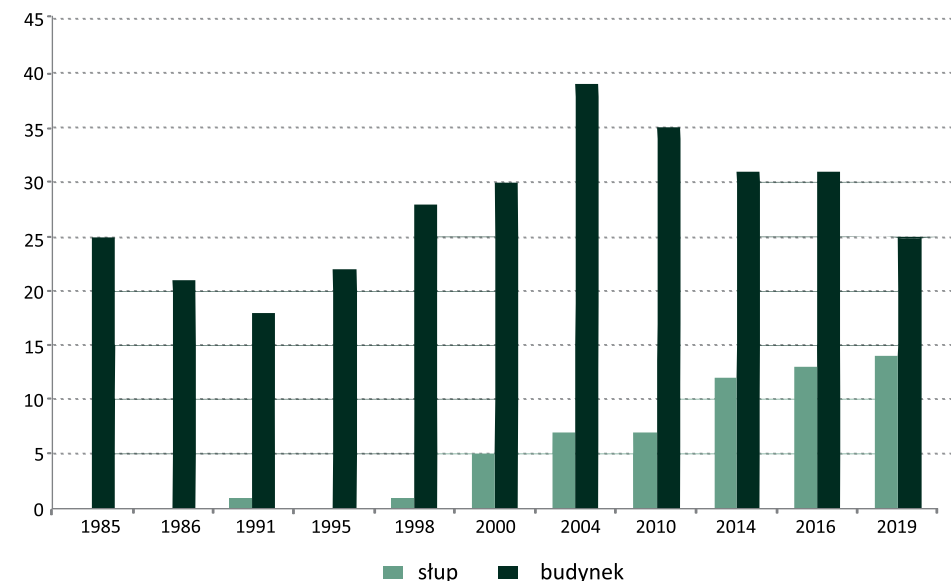


9 | Porównanie efektów lęgów (JZa i JZm) par bociana białego w powiecie kętrzyńskim gniazdujących w koloniach (K) i par solitarnych (S) w latach 2000–2019

Kolonia bocianów w Lwowcu jest obecnie największym skupiskiem lęgowym tego gatunku w Polsce (Zbyryt i in. 2014), jednak to zgrupowanie gniazd powstało stosunkowo niedawno, bo około 1940 roku w Lwowcu gniazdowały tylko 3 pary bocianów (Haecks i in. 2008). Dla tej kolonii zebrano stosunkowo bogatą dokumentację (ryc. 10). Wartości JZm dla lat 2006, 2008, oraz 2011–2013 obliczono na podstawie danych z pracy Zbyryty i innych (2014). Dynamika liczebności omawianej kolonii tylko częściowo pokrywa się z obrazem dla całej powierzchni w okolicach Kętrzyna (ryc. 2). Początkowy stan (lata 1974–1977) można uznać za przeciętny, z wyraźnymi dużymi różnicami między liczbą par przystępującą do lęgów i par z sukcesem lęgowym. W kolejnym okresie, w latach 1984–1988, wyraźnie zaznaczyła się najniższa liczebność par, a potem trwający niemal 20 lat powolny wzrost. Postępujący od początku drugiej dekady obecnego wieku ubytek par w tej kolonii jest niewielki, znacznie mniejszy w porównaniu do całej badanej powierzchni (ryc. 10). W porównaniu do maksymalnej liczby par (HPa) w 2004 roku ubytek w 2019 roku wynosił tylko 9,3%.



10 | Porównanie liczby par (HPa) i liczby par w młodych (HPm) w Lwowcu w latach 1974–2019 (dane z lat 2006 i 2008 oraz 2011–2013 na podstawie pracy Zbyryt i in. 2014)



Analizując rozmieszczenie zajętych gniazd w kolonii w Lwowcu w poszczególnych latach widać duże zmiany między kolejnymi latami. Przy stosunkowo niewielkich wahaniach liczby par poszczególne gniazda są wykorzystywane z różną częstotliwością. Zaznacza się wprowadzenie pewna koncentracja gniazd w centrum wsi (okolica kościoła i dawnego zajazdu oraz gospodarstw nr 28 i 29), ale i tu wykorzystywanie poszczególnych gniazd także się zmienia z roku na rok.

Umieszczenie gniazd bocianich w 2019 roku

Analizując dane o parach przystępujących do lęgów (HPa), w roku 2019 bociany zdecydowanie najczęściej wybierały do założenia gniazd słupy elektroenergetyczne (68%), z których zdecydowana większość (85%) była zaopatrzona w podstawy, podnoszące gniazda ponad przewody. Wśród

gniazd na słupach bez przewodów wiele konstrukcji zostało założonych w 2019 roku. O preferowaniu przez bociany gniazd na słupach świadczy także fakt, że spośród 231 gniazd umieszczonych na słupach w 2019 roku pary wykorzystywały 87%, podczas gdy ze 123 gniazd założonych na budynkach zasiedlonych było tylko 65%. W trakcie ostatniej kontroli nie znaleźliśmy gniazd zlokalizowanych w większej odległości od zamieszkałych zabudowań. W latach ubiegłych tak zlokalizowane gniazda stanowiły wprowadzenie znikomy odsetek, ale usytuowane były na ruinach domostw, opuszczonych zabudowaniach, a nawet na ambonach myśliwskich.

Zmiany umieszczenia gniazd bocianich w latach 1974–2019

Dominacja gniazd na słupach jest wynikiem trwającego od wielu lat procesu przesiedlania się bocianów z dachów bu-

Tabela 13. Umieszczenie gniazd zajętych przez pary bocianie w okolicach Kętrzyna w roku 2019

Miejsce	Liczba gniazd (HPa) w gminie					Powiat	Lwowiec	Suma	%
	Barciany	Kętrzyn	Korsze	Reszel	Srokowo				
Słup	61	32	31	30	34	188	14	202	68,2
z podstawami	52	30	23	23	31	159	12	171	
bez podstaw	9	–	1	3	3	16	2	18	
Budynki	31	5	8	1	6	51	29	80	27,0
gospodarcze	24	1	6	–	5	36	18	54	
domy	1	2	1	–	1	5	4	9	
kościół	2	–	–	–	–	2	7	9	
Kominy	3	2	1	–	1	7	–	7	2,4
domów	3	–	–	–	–	3	–	3	
przemysłowe	–	2	1	–	1	4	–	4	
Drzewa	–	1	3	1	–	5	2	7	2,4
Suma	95	40	43	32	41	251	45	296	

dynków na stosunkowo niedawno pojawiające się nowe elementy środowiska, jakimi są słupy linii elektroenergetycznych (Jakubiec i Peterson 2013). Ta zdecydowana przewaga gniazd umieszczonych na słupach z zainstalowanymi podstawami jest efektem prowadzonej przynajmniej od 30–35 lat aktywnej ochrony bociana przez energetyków. Nie zawsze tak było, bo w latach 70. XX wieku dochodziło do zrzucania gniazd ze słupów, co niekiedy nawet prowadziło do niszczenia lęgów z jajami lub młodymi (Okulewicz 1985).

Interesujące są zmiany umieszczenia gniazd w Lwowcu, a więc w kolonii, gdzie cały czas utrzymuje się podobna liczba par. W kolonii tej zawsze dominowały gniazda umieszczone na budynkach, wśród których przeważały budynki gospodarcze (stodoły i obory), ale często gniazda zakładane były na domach i kominach. Specyficzną cechą kolonii bocianie w Lwowcu jest gniazdowanie 6–8 par na gotyckim kościele.

W latach 90. ubiegłego wieku zainstalowano na dachach w Lwowcu kilkadziesiąt drewnianych platform pod gniazda, z których 9 było zajętych w 2019 roku.

Dyskusja

Dynamikę liczebności populacji bociana w Polsce, według danych ostatniego Międzynarodowego Cenzusu Bociana Białego, cechuje wzrost, chociaż w zachodniej części kraju odnotowywane są spadki liczebności (Kuźniak i Tobółka 2010; Wuczyński i in. 2021). W północno-wschodniej części kraju, w ostatnich dekadach cechującej się najwyższymi zagęszcze-

niami populacji, np. w Ostoi Mazurskiej, liczebność bociana białego wykazywała wprawdzie wahania, ale ogólny trend był stabilny (Zbyryt i in. 2014), za to porównanie danych z długiego okresu czasu (1934, 2004) w dawnym powiecie Gardauen wskazuje na ok. 15% spadek liczebności (Haacks i in. 2008). Trzeba podkreślić, że liczebność bociana w 2004 roku była wyjątkowo wysoka, tak więc to zmniejszenie liczby par może być jeszcze większe. Natomiast w dolinie Narwi w tym samym okresie odnotowano nawet wzrost liczebności (Zbyryt 2014), chociaż na pobliskich Żuławach wykazywano jej długookresowy spadek (Sikora 2017). Te odmienne trendy liczebności w położonych stosunkowo niedaleko rejonach wskazują na wpływ różnorodnych czynników na lokalne populacje omawianego gatunku. Podobne wnioski można wysnuć z analizy liczebności bociana w południowo-zachodniej Polsce (Wuczyński i in. 2021). Wieloletnia dynamika liczebności bociana w powiecie Kętrzyń jest zgodna z ogólnymi trendami, po notowanym na początku lat 70. XX wieku wysokim poziomie liczebności nastąpił wyraźny spadek w latach 80. oraz ponowny wzrost, który maksymalne wartości osiągnął w roku 2004 (Zbyryt i in. 2014). W następnych latach na badanej powierzchni odnotowano drastyczny spadek liczby par, sięgający nawet 50%. Takiego spadku nie odnotowano w całej Ostoi Mazurskiej, a rok 2010 był wyjątkowo dobry (Zbyryt i in. 2014). Na Żuławach Wiślanych natomiast w latach 2004–2016 trwał stały spadek liczebności (Sikora 2017). Świadczy to o lokalnym spadku w powiecie kętrzyńskim i – jak to wykazano – dotyczy głównie terenów, gdzie sprywatyzowano PGR-y.

W rejonach z dużym zagęszczeniem par bocianich ptaki gniazdują w dużych skupieniach w obrębie jednej miejscowości. Są to tak zwane kolonie, a ich definicja została podana w 1999 roku (Peterson i in. 1999). Spośród 19 kolonii bocianich w Ostoi Mazurskiej w powiecie kętrzyńskim było 9, ale tylko 4 z nich znalazło się w kategorii największych ≥ 15 . Liczebność kolonii od lat systematycznie maleje, a w pierwszej kolejności zanikają te najmniejsze (Zbyryt i in. 2014). Pomimo to udział par gniazdujących w ostatnich latach w koloniach jest znaczący w Ostoi Mazurskiej – 54%, a na badanej powierzchni – 43,9%.

Wielkość lęgów bocianich zmienia się z roku na rok, a duże wahania liczby par bez lęgów (HPo) wskazują na wpływ wielu czynników zarówno w trakcie migracji, jak i w sezonie lęgowym. Nowym, nierejestrowanym w przeszłości zjawiskiem jest drapieżnictwo bielika, którego presja rośnie (Jakubiec i Peterson 2005). Średnia wartość wskaźników rozrodu w powiecie kętrzyńskim dla 12 kontroli z lat 1974–2019 (bez danych z 1985 r.) wynosi: JZa – 1,76, a JZm – 2,31 młodego/parę. Na te niskie wartości znaczny wpływ ma duży odsetek par bez udanych lęgów w latach 70. i 90. XX wieku. Efekty lęgów w 2019 roku były wyższe od średnich wieloletnich. Podobne zależności między efektami lęgów w odniesieniu do okresów 1995–1977 oraz 2007–2009 stwierdzono też w Wielkopolsce (Kuźniak i Tobółka 2010). Porównanie wskaźników reprodukcji par gniazdujących w koloniach i solitarnie wskazuje na lepsze wyniki tych ostatnich i to zarówno na badanej powierzchni, jak i w całej Ostoi Mazurskiej (Zbyryt i in. 2014). Jest

to prawidłowość stwierdzana kilkakrotnie (Peterson i Jakubiec 2006, 2016), jednak w 2019 roku różnice te w kętrzyńskim nie były znaczące. Może to wskazywać na znaczenie konkurencji wewnątrzgatunkowej lub ewentualne pogorszenie się zasobów pokarmowych, ale także pewien wpływ może mieć spadek liczby zajętych gniazd w koloniach. Na znaczenie konkurencji wewnątrzgatunkowej w skupiskach par lęgowych wskazuje wyższy odsetek par bez lęgów stwierdzany w koloniach bocianich w Wielkopolsce (Kuźniak 2006).

Jeszcze w ostatnich dekadach XX wieku w Polsce trwale utrzymywały się dwa regiony różniące się lokalizacją gniazd bocianich, z udziałem znacznie przekraczającym 80%. W centralnej części kraju dominowały gniazda umieszczone na drzewach, a we wschodniej i północno-wschodniej dominowały gniazda na budynkach i to niezależnie od rodzaju pokrycia (w tym czasie zdarzały się jeszcze słomiane strzechy) (Jakubiec i in. 1986). Później obraz ten uległ zmianie w związku z przesiedlaniem się par bocianich na słupy linii energetycznych. O skali i tempie tego procesu może świadczyć fakt, że w powiecie kętrzyńskim w 1974 roku gniazda na słupach stanowiły 2,3% (Okulewicz 1985), a w 2019 – 68,2%. Proces ten trwa nadal i przykładowo w Ostoi Mazurskiej w latach 2004–2013 odsetek tak założonych gniazd wzrósł z 34,5 do 54,9%, natomiast udział gniazd na budynkach zmalał z 61,2 do 38,4% (Zbyryt i in. 2014). Obecnie w powiecie kętrzyńskim dominują gniazda umieszczone na słupach, chociaż w kolonii w Lwowcu nadal głównie wykorzystywane są gniazda na budynkach.

Zbigniew Jakubiec

z.jakubiec@wnb.zu.zgora.pl

panoch@pwr.edu.pl

Wydział Nauk Biologicznych ZU

ul. Prof. Z. Szafrana 1, 65–516 Zielona Góra

Uwe Peterson

nosretepewu@aol.com

Dorfstr. 12, D-25704 Nindorf, Niemcy

LITERATURA

Diagnoza 2015. Diagnoza wybranych aspektów warunków życia środowisk popegeerowskich w województwie warmińsko-mazurskim. Urząd Marszałkowski województwa Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie, Regionalny Ośrodek Polityki Społecznej, Regionalne Obserwatorium Terytorialne – Obserwatorium Polityki Społecznej, Olsztyn 2015 (https://warmia.mazury.pl/images/Departamenty/Regionalny_Osrodek_Polityki_Spolecznej/badania_analzy/badania_ROT-OPS/raport_G%C5%81%C3%93WNY_2015.10.15v3ost.pdf).

Haecks J., Dahms G., Profus P., Purikow A. 2008. Die Population des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) im Rayon Pravdinsk/Russland und in Masuren/Polen 2004–2006 in den Grenzen des ehemaligen Kreises Gerdauen/Ostpreußen (The White Stork *Ciconia ciconia* population in the Pravdinsk district, Russian federation, and in Masuria, Poland 2004–2006, within the boundaries of the former Gerdauen region of East Prussia). W: Kaatz C., Kaatz M. (red.). 3 Jubiläumsband Weißstorch (3rd. Jubilee Edition White Stork) – Loburg: 96–99.

Jakubiec Z. 1985. Liczebność i zagęszczenie bociana białego w Polsce w roku 1974. W: Jakubiec Z. (red.). Populacja bociana białego, *Ciconia ciconia* L. w Polsce. Cz. I. Liczebność i reprodukcja bociana białego, ustalone na podstawie kontroli terenowych i danych ankietowych. Studia Naturae A. 28: 233–245.

Jakubiec Z., Okulewicz J., Peterson U., Profus P. 1996. Der Weißstorchbestand 1974–1977, 1985, 1990 und 1995 im Kreis Kętrzyn (Rastenburg), Masuren, Polen. Internationale Weißstorchtagung, Hamburg. 26–29.09.1996. NABU. Kurzfassungen.

Jakubiec Z., Peterson U. 2005. Relationship between White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* and White Stork *Ciconia ciconia*. Buteo 14: 51–52.

Jakubiec Z., Peterson U. 2013. Spadek liczebności populacji bociana białego *Ciconia ciconia* w powiecie kętrzyńskim. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (5): 396–408.

Jakubiec Z., Profus P., Szczówka J. 1986. Zum Status des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*) in Polen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 43: 131–146.

Jakubiec Z., Szymoński P. 2000. Bociany i boćki. PTPP “pro Natura”. Wrocław.

Kaatz Ch., Wallschläger D., Dziewiaty K., Eggers U. (red.) 2017. Der Weißstorch *Ciconia ciconia*. Die Neue Brehm-Bücherei 682, VerlagsKG Wolf, Magdeburg.

Kondracki J. 1994. Geografia fizyczna Polski. PWN, Warszawa.

Kuźniak S. 2006. White Storks *Ciconia ciconia* in South-Western Wielkopolska (Poland) in 1974, 1984 and 1994. W: Tryjanowski P., Sparks T.H., Jerzak L. (red.). The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań: 55–67.

Kuźniak S., Tobółka M. 2010. Spadek liczebności bociana białego *Ciconia ciconia* na Ziemi Leszczyńskiej i program jego ochrony. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 66 (2): 97–106.

Lack D. 1966. Population Studies of Birds. Clarendon Press, Oxford.

Okulewicz J. 1985. Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego w powiecie kętrzyńskim w 1974 roku. W: Jakubiec Z. (red.). Populacja bociana białego, *Ciconia ciconia* L. w Polsce. Cz. I. Liczebność i reprodukcja bociana białego, ustalone na podstawie kontroli terenowych i danych ankietowych. Studia Naturae A. 28: 53–58.

Peterson U., Jakubiec Z. 2006. Long-term studies of population dynamics and reproduction of the White Stork in the region of its highest density. W: Tryjanowski P., Sparks T.H., Jerzak L. (red.). The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań: 35–46.

Peterson U., Jakubiec Z. 2016. Long term studies of population dynamics of the White Stork *Ciconia ciconia* in the region of its highest density (NE Poland). W: Jerzak L., Shephard J., Aguirre J.I., Shamoun-Baranes J., Tryjanowski P. (red.). The White Stork: Studies in biology, ecology and conservation. Uniwersytet Zielonogórski, Zielona Góra: 19–35.

Peterson U., Jakubiec Z., Okulewicz J., Profus P., Haecks J. 1999. Der Weißstorchbestand im Kreis Kętrzyn (Rastenburg), Masuren/Polen. W: Schulz H.

(red.). Weißstorch im Aufwind – White Storks on the up Proceedings. International Symposium on the White Stork, Hamburg 1996. NABU, Bonn: 395–412.

Połutrenko G. 2024. Lwowiec – kolonia bociana białego. Ptaki Polski 1/2024 (70): 22–23.

Sikora A. 2017. Rozmieszczenie, zmiany liczebności i produktywność bociana białego *Ciconia ciconia* na Żuławach Wiślanych. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 73 (5): 363–378.

Wuczyński A., Betleja J., Jerzak L., Król W., Mielczarek P., Profus P., Siekiera A., Siekiera J., Springer S., Sztwiertnia H., Szymczak J., Tobółka M., Tryja-

Słowa kluczowe: dynamika liczebności, efekty lęgów, gniazdowanie kolonijne, umieszczenie gniazd.

Monitoring bociana białego w powiecie kętrzyńskim rozpoczęto w 1974 r. i początkowo kontrole prowadzono każdego roku, a od roku 1985 co 5 lat. Łącznie dokonano 12 liczeń, ostatnie w 2019 r. (tab. 1). Dynamika liczebności bociana w powiecie Kętrzyn jest zgodna z ogólnymi trendami. Po wysokim poziomie na początku lat 70. nastąpił wyraźny spadek w latach 80. oraz ponowny wzrost, który maksymalne wartości osiągnął w 2004 r., ale zaraz potem nastąpił drastyczny spadek, który w porównaniu do wartości z 1974 r. w 2019 wyniósł 47,7% (tab. 2). Te zmiany liczebności były różne w skali powiatu. W południowej części (gminy Kętrzyn, Reszel, Korsze) odnotowano stały wolny spadek liczby zajętych gniazd, co było związane z likwidacją pojedynczych, dużych zabudowań gospodarstw rolnych. W części północnej liczba par wahała się, zachowując jednak ogólny trend wzrostowy i w 2019 przewyższała nawet wysokie wartości z lat 70. XX w. (tab. 3). Po 2004 r. odnotowano w tym rejonie gwałtowny spadek liczby gniazdujących par w następstwie przeobrażeń gospodarki rolnej – prywatyzacja Państwowych Gospo-

nowski P., Wuczyński M. 2021. Strong declines of the White Stork *Ciconia ciconia* population in southwestern Poland: a differentiated importance of altitude and land use changes. Acta Ornithologica 56: 255–271.

Zbyryt A. 2014. Bocian biały *Ciconia ciconia* w łomżyńskim Parku Krajobrazowym doliny Narwi i jego otulinie w latach 1999–2014. Kulon 19: 21–36.

Zbyryt A., Menderski S., Niedźwiecki S., Kalski R., Zub K. 2014. Populacja lęgowa bociana białego *Ciconia ciconia* w Ostoi Warmińskiej. Ornithologica 55: 240–256.

Key words: population dynamics, reproductive parameters, stork breeding colonies, nests placement.

Monitoring of the white stork in the Kętrzyn county began in 1974. Initially the inspections were carried out every year, and from 1985 every 5 years. A total of 12 counts were made, the last one in 2019 (Table 1). The dynamics of stork numbers in the Kętrzyn county is consistent with general trends. After a high level in the early 1970s, there was a clear decline in the 1980s and another increase, which reached maximum values in 2004. Immediately afterwards, there was another strong decline, and in 2019 the number of storks was 47.7 % of the value from 1974 (Table 2). These population changes varied at the county level. In the southern part (Kętrzyn, Reszel, Korsze communes) there was a steady slow decline in the number of occupied nests, which was related to the liquidation of individual, large farm buildings. In the northern part, the number of pairs fluctuated, but maintained a general upward trend and in 2019 exceeded even the high values from the 1970s (Table 3). After 2004, there was a sharp decline in the number of nesting pairs in this region as a result of transformations in the agricultural

darstw Rolnych, przejście na gospodarkę wielkoobszarową, z dominującymi uprawami rzepaku i kukurydzy, zanik hodowli bydła i likwidacja wielu pojedynczych zabudowań. W efekcie doszło do zaniku kolonijnego gniazdowania bocianów w dużych majątkach rolnych (Brzeźnica, Momajny). Kolonie takie utrzymały się w obrębie wsi z dominującą gospodarką indywidualną (Lwowiec, Duje, Krelkiejmy, Bobrowo) (tab. 9).

W całym okresie badań odnotowano istnienie skupiskowego gniazdowania bocianów w obrębie niektórych miejscowości, jednak liczba tak gniazdujących par systematycznie malała (tab. 10, ryc. 6). Zanikały zwłaszcza kolonie najmniejsze.

Liczba par bocianów odchowujących pomyślnie lęgi w poszczególnych latach (HPm) zmieniała się w dosyć szerokich granicach (tab. 4). Różnice wynosiły od 64,7% (gmina Reszel 2004) do 91,1% (gmina Kętrzyn 1985). Jednak dla całej badanej powierzchni wartości te były stosunkowo wyrównane i w poszczególnych latach zawierały się w przedziale 71,2–83,1%, bez wyraźnego trendu wieloletniego. Dla całej serii kontroli średnia wartość współczynników reprodukcji wynosiła 1,89 młodego na parę przystępującą do lęgu (JZa; tab. 7) oraz 2,71 młodego na parę z sukcesem lęgowym (JZm; tab. 8). Wartość wskaźnika JZa wahała się od 1,62 do 2,13 i miała marginalnie istotny trend wzrostowy. Wartość wskaźnika JZm wahała się od 2,29 do 2,73 i nie wykazywała wyraźnego trendu. Porównano efekty lęgów par gniazdujących solitarnie i kolonijnie w trakcie pięciu ostatnich kontroli (ryc. 9). Średnie wartości wskaźników reprodukcji w przypadku par gniazdujących pojedynczo wynosiły: JZa – 2,15, JZm – 2,60, a dla par gniazdujących w koloniach: JZa – 1,88, JZm – 2,47. Różnice te wskazują na gorsze wyniki rozrodu w koloniach.

economy – privatization of State Agricultural Farms, transition to a large-scale economy with dominant rapeseed and corn crops, disappearance of cattle breeding and liquidation of many isolated buildings. As a result, stork breeding colonies on large agricultural estates (Brzeźnica, Momajny) disappeared. The colonies remained within villages with dominant individual farming (Lwowiec, Duje, Krelkiejmy, Bobrowo) (Table 9).

Throughout the entire study period, breeding associations were noted in some localities, but the number of pairs nesting in clusters systematically decreased (Table 10, Fig. 6). Especially the smallest colonies disappeared.

The number of successfully breeding pairs (HPm) varied within quite wide limits (Table 4). The differences ranged from 64.7% (Reszel commune 2004) to 91.1% (Kętrzyn commune 1985). However, for the entire area, these values were relatively even ranging from 71.2% to 83.1% in individual years, without a clear long-term trend. During the entire study period, the average values of reproduction parameters amounted to 1.89 young per breeding pair (JZa; Table 7) and 2.71 young per successful pair (JZm; Table 8). The value of the JZa index ranged from 1.62 to 2.13 and had a marginally significant upward trend, the JZm index ranged from 2.29 to 2.73, without a clear trend. The reproductive parameters of pairs breeding solitary and in colonies were compared during the last five counts (Fig. 9). The average values for solitary pairs were: JZa – 2.15, JZm – 2.60, and for pairs in colonies: JZa – 1.88, JZm – 2.47. These differences indicate poorer reproductive results in colonies.

Kolonia bocianów w Lwowcu jest obecnie największym skupiskiem lęgowym tego gatunku w jakiegokolwiek miejscowości w Polsce (Zbyryt i in. 2014). Dla tej kolonii zebrano stosunkowo bogatą dokumentację (ryc. 10). Dynamika liczebności omawianej kolonii tylko częściowo pokrywa się z obrazem dla całej powierzchni w okolicach Kętrzyna (ryc. 2). Początkowy stan (lata 1974–1977) można uznać za przeciętny, z wyraźnymi dużymi różnicami między liczbą par przystępującą do lęgów i par z sukcesem lęgowym. W kolejnym okresie, w latach 1984–1988 wyraźnie zaznaczyła się najniższa liczebność par, a potem, trwający niemal 20 lat, powolny ich wzrost, natomiast postępujący od początku drugiej dekady obecnego wieku ubytek par w tej kolonii jest niewielki, znacznie mniejszy w porównaniu do całej badanej powierzchni (ryc. 10). W porównaniu do maksymalnej liczby par (HPa) w 2004 roku ubytek w 2019 roku wynosił tylko 9,3%. W latach 2022 i 2023 kolonia w Lwowcu była rabowana przez bieliki (*Haliaeetus albicilla*).

Jeszcze w ostatnich dekadach XX wieku w Polsce trwale utrzymywały się dwa regiony różniące się lokalizacją gniazd bocianich, z ich udziałem znacznie przekraczającym 80%. W centralnej części kraju dominowały gniazda umieszczone na drzewach, a we wschodniej i północno-wschodniej dominowały gniazda na budynkach i to niezależnie od rodzaju pokrycia (w tym czasie zdarzały się jeszcze słomiane strzechy) (Jakubiec i in. 1986). Później obraz ten uległ zmianie w związku z przesiedleniem się bocianów na słupy linii energetycznych. O skali i tempie tego procesu niech świadczy to, że w powiecie kętrzyńskim w 1974 r. gniazda na słupach stanowiły 2,3% (Okulewicz 1985), a w 2019 – 68,2%. Na preferowanie przez bociany gniazd na słupach wskazuje też, że spośród 231 tak umieszczonych gniazd w 2019 r. było wykorzystywane 87%, podczas gdy ze 123 gniazd założonych na budynkach zasiedlone było tylko 65%.

The colony in Lwowiec is currently the largest breeding association of the white stork in Poland (Zbyryt et al. 2014). Relatively rich documentation has been collected for this colony (Fig. 10). The population dynamics in this colony only partially coincides with the dynamics of the entire population around Kętrzyn (Fig. 2). In the initial period (1974–1977) the stork numbers can be considered average, with significant differences between the number of pairs that commenced breeding and successful pairs. In the next period (1984–1988), the lowest number of storks was recorded, followed by a slow upward trend lasting almost 20 years. Further loss of pairs in this colony, after approx. 2010, turned out to be much smaller compared to the entire studied area (Fig. 10). Compared to the maximum number of pairs (HPa) recorded in 2004, the loss in 2019 was only 9.3%. In 2022 and 2023, the broods from the Lwowiec colony were depredated by the white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*).

Even in the last decades of the 20th century, there were still two regions in Poland that differed in the location of stork nests, i.e. each location type exceeded 80%. In the central part of the country, nests located on trees dominated, and in the eastern and north-eastern parts, nests on buildings dominated, regardless of the type of roofing (at that time, there were still straw thatches) (Jakubiec et al. 1986). Later, this picture changed due to the resettlement of storks to power line poles. The scale and rate of this process is evidenced by the fact that in the Kętrzyn county in 1974, nests on pylons accounted for 2.3% (Okulewicz 1985), and in 2019 – 68.2%. The current preference for pylons is also indicated by the fact that in 2019, of the 231 nests placed on pylons, 87% were used, while of the 123 nests on buildings, only 65% were occupied.

ZBIORNIKI POGÓRNICZE W PODGÓRSKICH DOLINACH RZECZNYCH – KORZYŚĆ CZY SZKODA DLA LOKALNEJ AWIFAUNY?

ŁUKASZ
KAJTOCH

1 | Wyrobisko użytkowane
fot. Łukasz Kajtoch



Wprowadzenie

Doliny rzeczne i równiny zalewowe to miejsca dla ekosystemów wodno-błotnych, zarówno jezior (starorzeczy), bagien, jak i lasów nadrzecznych (Thomson i in. 2001). Większość zachodnio- i środkowo-europejskich dolin i równin zalewowych na nizinach jest silnie przekształcona (skanalizowana, przegrodzona, obwałowana, zmeliorowana i odlesiona), z coraz rzadszymi przykładami naturalnie meandrujących i wylewających rzek, otoczonych lasami łęgowymi i mokradłami. Natomiast na przedgórzu masywów górskich nadal znajduje się wiele dolin rzecznych ukształtowanych przez częste powodzie i pokrytych strefami lasów nadrzecznych. Na tych obszarach nie występują duże naturalne zbiorniki wodne, takie jak jeziora, z wyjątkiem stosunkowo małych starorzeczy. Wiele dolin zostało przegrodzonych, a powstałe zbiorniki retencyjne silnie wpływają na ekosystemy rzeczne (zmniejszenie przepływu, zmniejszenie depozycji osadów, przesuszenie równin zalewowych). Naturalne siedliska wzdłuż rzek ze żwirowymi i piaszczystymi aluwiami lub skarpami są domem dla bardzo zróżnicowanych zespołów zwierząt. Aluwia rzeczne są jednocześnie cennym surowcem wydobywanym odkrywkowo na potrzeby budownictwa. Szczególnie intensywnie odbywa się to w obszarach podgórskich, gdzie pokłady żwiru lub piasku są szczególnie bogate. Górnictwo na terenach zalewowych jest uważane za bardziej przyjazne dla środowiska niż bezpośrednie wydobywanie z rzek (Blanchette i Lund 2016). Niemniej jednak powoduje ono znaczne zmiany w środowiskach rzecznych i przybrzeżnych (Ladson i Judd 2014) i może mieć znaczący wpływ

na bioróżnorodność (Erskine 1990). Wydobycie osadów prowadzi do powstania dynamicznie zmieniających się siedlisk zbiorników wodnych o różnych rozmiarach i głębokościach, równin żwirowych, hałd górniczych, rumowisk oraz stromych zboczy. Miejsca wydobywania kruszywa przekształcają się w mozaikę krajobrazową pokrytą roślinnością na różnych etapach sukcesji. Działania górnicze powodują degradację naturalnych siedlisk nadrzecznych oraz powstania zmienionego krajobrazu z siedliskami przemysłowymi i poprzemysłowymi zamiast rozległych naturalnych siedlisk aluwialnych i bagiennych. W miarę jak naturalne tereny podmokłe znikają z europejskiego krajobrazu zaczęto traktować nowe zbiorniki wodne jako ważne dla ochrony gatunków bagiennych i wodnych (Catchpole i Tydeman 1975). Rzeczywiście, istnieją badania pokazujące, że zalane wyrobiska stały się odpowiednim siedliskiem dla roślin wodnych i zwierząt (Boissezon i Auderset 2012; Matern i in. 2019). Choć pozytywny wpływ górnictwa na niektóre gatunki ptaków jest dobrze znany (Santoul i in. 2004; Kryński i Goławski 2019), to w badaniach nie uwzględniano utraty populacji gatunków rodzimych, szczególnie zasiedlających lasy łęgowe. **Rodzi się pytanie: Czy pozytywny wpływ wyrobisk na bioróżnorodność przeważa nad negatywnymi konsekwencjami górnictwa?** W uproszczeniu można to ocenić, porównując różnorodność wybranych taksonów znalezionych na żwirowniach/piaskowniach i ich otoczeniu z zespołami występującymi w naturalnych środowiskach na terenach zalewowych (jak starorzecza i lasy łęgowe). Ptaki są jed-

2 | Lasy łęgowe – naturalny krajobraz podgórskich dolin rzecznych.
Dzięcioł średni – przykładowy gatunek ptaka obserwowany w tym krajobrazie
fot. Łukasz Kajtoch





3 | Starorzecze – naturalny krajobraz
podgórskich dolin rzecznych.
Nurogęs jest przykładowym gatunkiem
spotykanym w takich siedliskach
fot. Łukasz Kajtoch



ną z najbardziej różnorodnych i łatwych do badania grup zwierząt występujących w siedliskach dolin rzecznych i terenów zalewowych, często wykorzystywaną jako grupa wskaźnikowa dla ogólnej bioróżnorodności (Gregory i in. 2005).

Źródło tematu

W 2024 r. na łamach czasopisma *Science of the Total Environment* (doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169286) ukazał się artykuł międzynarodowego zespołu z Czech, Słowacji i Polski, którego celem było porównanie zespołów gatunków ptaków zamieszkujących siedliska naturalne (starorzecza otoczone lasami łęgowymi) i antropogeniczne (zalanе wyrobiska) występujące na terenach zalewowych na przedpolu pasm górskich Europy Środkowej.

Podstawowym założeniem było sprawdzenie hipotezy, że powstawanie zalanych wyrobisk będzie korzystne dla różnorodności ptaków, jak już donoszono w innych badaniach (Santoul i in. 2004), jednak zaburzenia spowodowane przez górnictwo wpłyną negatywnie na ptaki łęgowe w rodzimych siedliskach łęgowych i chronione gatunki ptaków. Badania koncentrowały się m.in. na dwóch grupach ptaków: gatunkach kolonijnych (ponieważ korzystają one z wyrobisk; Kryński i Goławski 2019) oraz taksonach zagrożonych - chronionych w tzw. Dyrektywie Ptasiej Unii Europejskiej (ponieważ dla niektórych z tych gatunków ptaków górnictwo może być szkodliwe; Kajtoch i Piestrzyńska-Kajtoch 2008). Ponadto założono, że ptaki wodne i lądowe

4 | Porzucone wyrobisko
w stadium sukcesji
fot. Łukasz Kajtoch



będą wykazywać przeciwstawne reakcje na intensywność zaburzeń w tych miejscach, ponieważ rozwój zalanych wyrobisk zwiększa dostępność siedlisk wodnych, ale zmniejsza udział naturalnych ekosystemów lądowych, w szczególności lasów łęgowych (INULA 2015).

Zarys metodyki

W ramach tej pracy sprawdzono, jak różnią się zespoły ptaków występujące w trzech typach środowisk: 1) zalanych żwirowni/piaskowni i ich odlesionym otoczeniu, gdzie prowadzone jest ciągle wydobywanie kruszywa; 2) zalanych żwirowni/piaskowni i ich otoczenia ulegającego sukcesji po zaprzestaniu wydobywania; 3) starorzeczy z lasami łęgowymi.

Dane dotyczące zespołów ptaków łęgowych zebrano na 117 powierzchniach (po 39 z każdego z trzech typów) w trzech obszarach: 1) w dorzeczu Łaby w kraju pardubickim w Czechach; 2) dolinach Hronu i Ipoly w regionach nitrzańskim i bystrzyckim na Słowacji; 3) dolinach Dunajca, Raby i Wisły w Małopolsce. Ptaki inwentaryzowano na zbiornikach (starorzeczka, wyrobiska) i ich otoczeniu dwukrotnie w 2022 r. Szczegóły metodyczne i analityczne przedstawione są w oryginalnej publikacji (doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169286).



5 | Odkrywkowe kopalnie zmieniają krajobraz dolin rzecznych i eliminują naturalne siedliska oraz rodzime populacje organizmów (w tym ptaków). Uruchomienie wydobywania poprzedzone jest wykarczowaniem lasów łęgowych, których zanik jest obserwowany w Europie, a w regionach podgórskich ich powierzchnia jest niewielka
fot. Łukasz Kajtoch

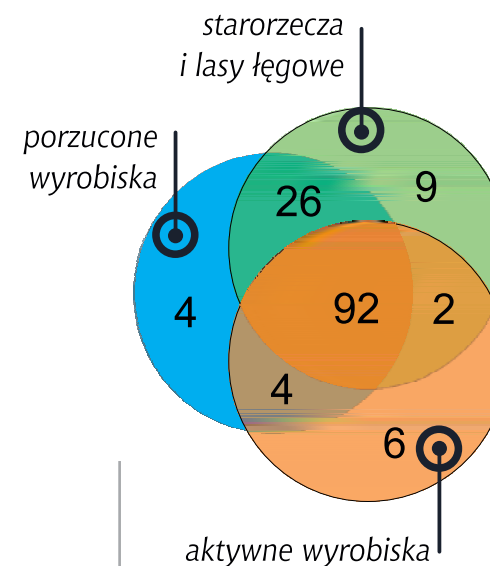
Porównanie awifauny wyrobisk i naturalnych dolin rzecznych

Łącznie odnotowano 141 gatunków ptaków łęgowych, w tym 57 wodno-błotnych i 84 lądowe. W szczegółach wśród ptaków były gatunki rodzime dla starorzeczy i mokradeł (37, np. cyraneczka *Anas crecca*, podgorzałka *Aythya nyroca*, rybitwa białoskrzydła *Chlidonias leucopterus*, kszczyk *Gallinago gallinago*, bączek *Ixobrychus minutus*, podróżniczek *Luscinia svecica*, krakwa *Mareca strepera*, pliszka cytrynowa *Motacilla citreola*, ślepowron *Nycticorax nycticorax*, wąsatka *Panurus biarmicus*, wodnik *Rallus aquaticus*, płaskonos *Spatula clypeata*, zielonka *Zapornia parva*, błotniak łąkowy *Circus pygargus*, czajka *Vanellus vanellus*), rodzime dla lasów łęgowych (15, np. zimorodek *Alcedo atthis*, nurogęś *Mergus merganser*, samotnik *Tringa ochropus*, bocian czarny *Ciconia nigra*, dzięcioł średni *Dendrocoptes medius*, krętogłów *Jynx torquilla*, strumieniówka *Locustella fluviatilis*, dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*, remiz *Remiz pendulinus* czy dudek *Upupa epops*), charakterystyczne dla wód otwartych (13, np. gęsiówka *Alopochen aegyptiaca*, gęga *Anser anser*, czernica *Aythya fuligula*, piźmówka *Cairina moschata*, śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*, łabędź niemy

Cygnus olor, mewa siwa *Larus canus*, perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*, perkoz rdzawoszy *Podiceps grisegena*, rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*), środowisk inicjalnych (6: sieweczka rzeczna *Charadrius dubius*, żółna *Merops apiaster*, brzegówka *Riparia riparia*, świergotek polny *Anthus campestris*, pliszka siwa *Motacilla alba*, białorzytka *Oenanthe oenanthe*), oraz kolonijne (5: śmieszka, mewa czarnogłowa *Ichthyaetus melanocephalus*, mewa siwa, żółna, brzegówka). **Wśród ptaków łęgowych odnotowano aż 26 gatunków z Dyrektywy Ptasiej**, dla których utworzono w Unii Europejskiej ostoje w ramach sieci Natura 2000 (zimorodek, czapla biała *Ardea alba*, podgorzałka, rybitwa białoskrzydła, rybitwa czarna *Chlidonias niger*, błotniak stawowy *Circus aeruginosus*, czapla nadobna *Egretta garzetta*, mewa czarnogłowa, bączek, podróżniczek, ślepowron, rybitwa rzeczna, zielonka, świergotek polny, bocian biały *Ciconia ciconia*, bocian czarny, błotniak łąkowy, derkacz *Crex crex*, jarzębatka *Curruca nisoria*, dzięcioł białoszyi *Dendrocoptes syriacus*, dzięcioł średni, dzięcioł czarny *Dryocopus martius*, muchołówka białoszyja *Ficedula albicollis*, gąsiorek *Lanius collurio*, lerka *Lullula arborea*, trzmielojad *Pernis apivorus*, dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*).

Zespoły ptaków wyraźnie różniły się między trzema badanymi typami środowisk nadrzecznych. **Najwięcej taksonów specyficznych tylko dla jednego typu środowiska występowało na starorzeczach z lasami łęgowymi oraz na aktywnych wyrobiskach**, ale aż 65% gatunków było spotykanych wszędzie.

Wyniki wykazały, że najuboższe gatunkowo zespoły awifauny znajdowano na czynnych wyrobiskach, chociaż ogólne różnice w bogactwie gatunkowym nie były duże. Wyrobiska, szczególnie czynne, były unikane przede wszystkim przez gatunki typowe dla płytkich wód starorzeczy i mokradeł, a także lasów łęgowych. Natomiast na wyrobiskach gniazdowały najliczniej gatunki głębszych wód otwartych oraz licznie gatunki siedlisk inicjalnych, w tym ptaki kolonijne. Gatunki wymagające otwartych skarp (brzegówka, żółna) najczęściej gniazdowały na czynnych wyrobiskach. Ptaki kolonijne gniazdujące na wyspach (mewy, rybitwy) najliczniej spotykano na wyrobiskach porzuconych. Żwirownie i piaszownie, zarówno czynne, jak i porzucone, były jedynymi miejscami, gdzie odnotowano lęgi gatunków obcych (gęsiówka, kazarka, piźmówka).



6 | Liczba gatunków wspólnych i unikalnych dla trzech typów badanych dolin rzecznych

7 | Sieweczka rzeczna jest gatunkiem spotykanym w wyrobiskach eksploatowanych
fot. Łukasz Kajtoch

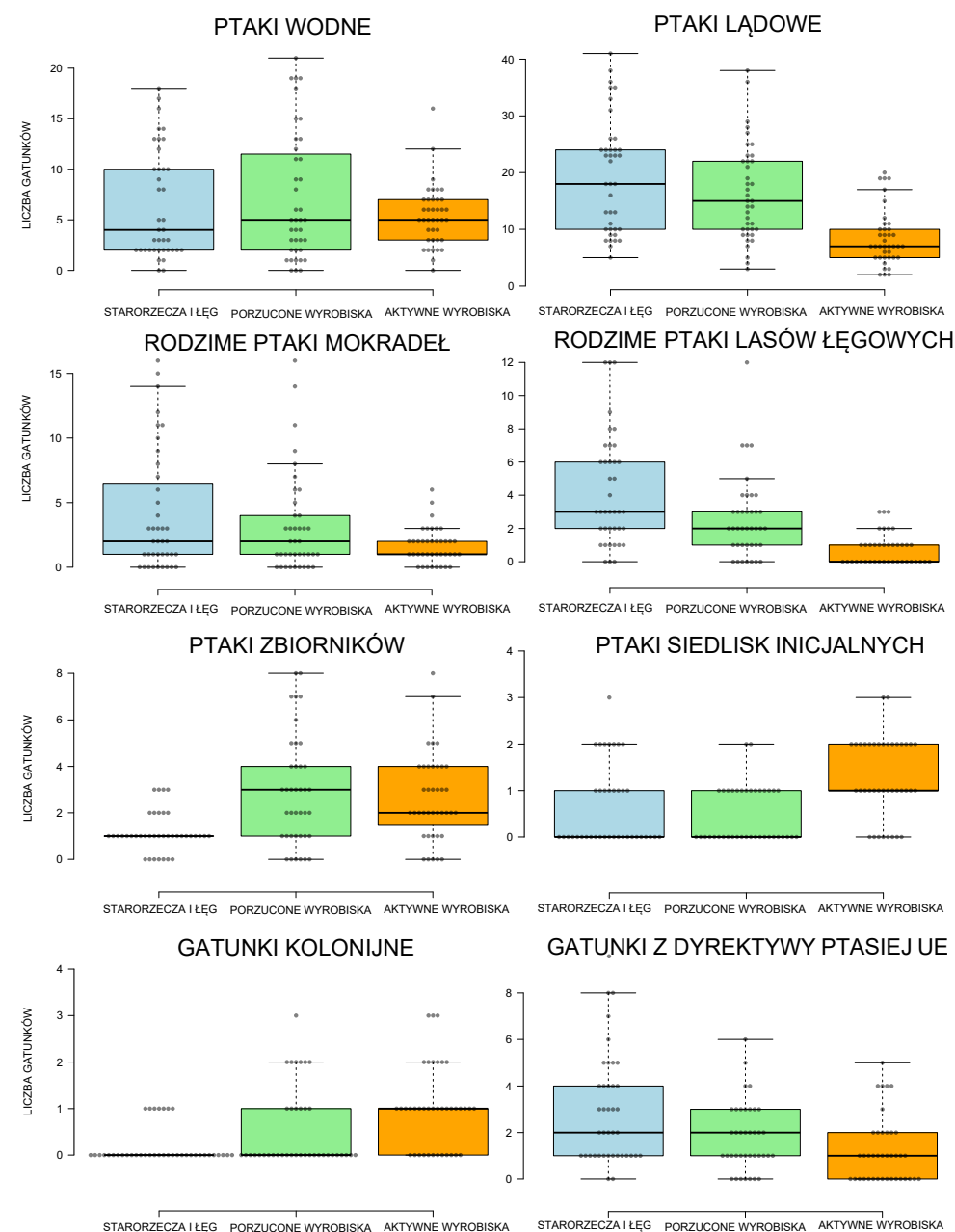




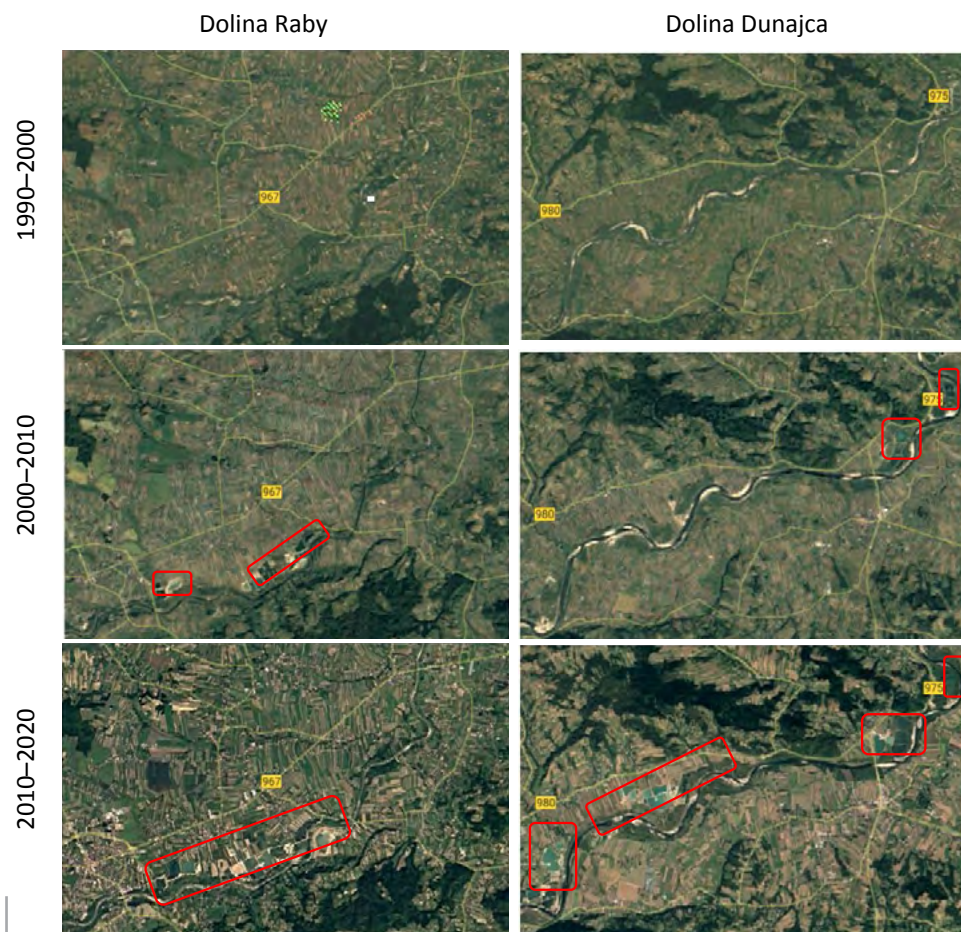
8 | *Samica wąsatki – gatunek spotykany w porzuconych wyrobiskach*
fot. Łukasz Kajtoch

W dużej mierze zespół ptaków wyrobisk był zatem determinowany przez gatunki niegniazdujące pierwotnie w podgórskich dolinach rzecznych, gdzie naturalnie brakuje większych zbiorników z otwartymi wodami, a siedliska inicjalne są obecne, ale w korytach rzek, a nie w dolinach zalewowych (Kajtoch i Figarski 2013). Stąd zespół ptaków gniazdujących na wyrobiskach stanowi konglomerat gatunków lokalnych, ale oryginalnie gniazdujących w korytach (np. rybitwy, sieweczki, brzegówki, żółny), gatunków, które wcześniej nie gniazdowały w regionie (lub występowały tylko na sztucznych zbiornikach, jak stawy; Bocheński 1996) oraz gatunków obcych dla środkowoeuropejskiej awifauny (szczególnie blaszkodziobych). Z kolei wiele z gatunków gniazdujących pierwotnie na starorzeczach i mokradłach w podgórskich dolinach nie spotyka się w wyrobiskach aktywnych z uwagi na brak odpowiednich siedlisk lub jest znacznie rzadszych na wyrobiskach porzuconych i ulegających suk-

cesji. Takie zwirownie i piaszownie mają pewien potencjał jako substytuty starorzeczy i mokradeł, o ile po zaprzestaniu eksploatacji kruszywa są porzucane i pozostawiane do naturalnej sukcesji. Wypływające się zbiorniki zarastają roślinnością wodną i przybrzeżną, co upodabnia je do starorzeczy, jednak proces ten jest długotrwały i może prowadzić do zaniku zbiornika, jeżeli nie ma on naturalnego zasilania w wodę (jak często mają starorzecza). Z kolei większość zbiorników żwirowych i piaszkowych jest poddawana rekultywacji, której celem jest na ogół zaadaptowanie wyrobiska do celów wędkarskich lub rekreacyjnych. W obu przypadkach przydatność wyrobiska dla przyrody zostaje ograniczona z uwagi na eliminację naturalnej sukcesji, przekształcanie brzegów w plaże (rekreacja) lub eliminację miejsc gniazdo-



9 | *Różnice w bogactwie gatunkowym ptaków lęgowych w trzech typach badanych dolin rzecznych*



10 | Zmiany krajobrazu podgórskich dolin rzecznych w Małopolsce w ostatnich trzech dekadach. Czerwone obwiednie oznaczają kompleksy wyrobisk żwirowni i piaskowni

wania ptaków, w tym kolonijnych (usuwanie wysp), a szczególnie rybożernych (w tym celowe zabijanie).

Awifauna wyrobisk była najuboższa w gatunki związane z lasami łęgowymi (np. dzięcioły oraz dziuplaki wtórne), szczególnie wymagającymi większych drzew (nurogęś, dudek). Oczywistym powodem braku obecności tych gatunków na wyrobiskach jest konieczność wykarczowania lasów łęgowych przed rozpoczęciem wydobywania kruszywa. Aspekt ten jest szczególnie istotny w świetle zaniku lasów łęgowych w Europie i ich zauważalnie małej powierzchni w regionach podgórskich. Działalność odkryw-

kowych kopalni żwiru i piasku powoduje odlesienie całych połaci dolin rzecznych obfitujących w tego typu osady w regionach podgórskich. **Żadne planowane kompensacje czy rekultywacje wyrobisk po zakończeniu eksploatacji nie przywrócą istniejących uprzednio lasów łęgowych, a wraz z nimi rodzimych zespołów organizmów (w tym ptaków).** Wyrobiska takie, pozostawione bez ingerencji, zarastają krzewiastymi łozami, mającymi ograniczone znaczenie dla ptaków leśnych. Wykształcenie się lasu łęgowego na tak zdegradowanym terenie (po zerwaniu warstwy gleby), na pozostałościach piachów i żwirów, musi być procesem długotrwałym, zachodzącym w trakcie

dziesięcioleci. Możliwość regeneracji lasów łęgowych jest tym bardziej ograniczona, że doliny podgórskie są w większości przegrodzone, a niektóre także obwałowane, co skutkuje obniżeniem poziomu wód gruntowych i przesuszeniem okolicznych terenów (szczególnie gdy brakuje wód powodziowych zatrzymywanych przez zapory i wały).

Skutki odkrywkowego górnictwa w dolinach

Konsekwencją górniczej aktywności w podgórskich dolinach rzecznych jest całkowita zmiana lokalnego krajobrazu (Castro i Moore 2000). Zamiast doliny rzecznej obfitującej w starorzecza i mokradła rozsianych wśród lasów łęgowych (Brown i in. 1997) powstaje krajobraz prawie księżycowy z tą różnicą, że pełen wody w miejscu „kraterów”. Powstające „pojezierza” są malownicze i z pewnością mogą mieć znaczenie dla lokalnej turystyki (rozwój wędkarstwa i rekreacji), jednak tylko pozornie sprawiają wrażenie przyjaznych przyrodzie. O ile niektóre gatunki faktycznie korzystają z nowego środowiska, jakim są zbiorniki wodne (np. mewy, rybitwy, brzegówki, pliszki, białorzutki), i nawet lokalnie mogą się stawać dominantami (gatunki kolonijne), to odbywa się to kosztem utraty naturalnych siedlisk wielu innych gatunków, które występowały naturalnie w tych dolinach. Dotyczy to zarówno gatunków wodnych związanych z płytkimi starorzeczami lub mokradłami zarośniętymi roślinnością wodną lub bagienną (kaczki, chruściele, trzciniaki, siewkowe), jak i gatunków lądowych zależnych od starych lasów łęgowych (nurogęsi, zimorodki, dzięcioły, dudki i inne) (Ortmann-Ajkai 2018). Szczególnie utrata tego lądowego siedliska i gatunków z nim związanych jest

bagatelizowana, nawet w opracowaniach naukowych analizujących stan bioróżnorodności wyrobisk w dolinach rzecznych. Prawdopodobnie nie jest to także brane pod uwagę przy wydawaniu zezwoleń na wydobywanie kruszywa metodą odkrywkową i przy określaniu metod rekultywacji terenu, czego dowody widać w prawie każdym kompleksie żwirowni lub piaskowni.

Ochrona dolin i wykorzystanie wyrobisk

Ochrona ekosystemów nadrzecznych i bioróżnorodności w podgórskich dolinach rzecznych wymaga zaprzestania dalszego zezwalania na wydobywanie żwiru i piasku w bezpośrednim sąsiedztwie rzek, w obrębie teras zalewowych. Fragmenty dolin rzecznych pokryte lasami łęgowymi i starorzeczami, a szczególnie takie, przez które nadal przepływają naturalne rzeki, są już tak nieliczne w krajobrazie środkowoeuropejskim, że ich ochrona powinna być priorytetowa na równi z ochroną lasów naturalnych i bagien. Aktualnie funkcjonujący system ochrony przyrody, zarówno na poziomie krajowym, jak i międzynarodowym (unijnym), jedynie pozornie zapewnia ochronę dolin rzecznych i równin zalewowych. Znaczne fragmenty podgórskich dolin chronione są w ramach ostoi siedliskowych Natura 2000 (ale nie mają one na celu ochrony ptaków tylko wybrane siedliska lub gatunki bezkręgowców i kręgowców innych niż ptaki), a niektóre jako ostoje ptasie (ale te skoncentrowane na ochronie wybranych gatunków, głównie gniazdujących na sztucznych zbiornikach, jak stawy czy jeziora zaporowe, czyli w antropogenicznych środowiskach). Jednakże wiele podgórskich dolin nadal pozostaje poza jaką-

kolwiek ochroną (<https://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/>). Skutkuje to coraz intensywniejszym rozwojem kopalni odkrywkowych, które zmieniają krajobraz dolin rzecznych i eliminują naturalne siedliska oraz rodzime populacje. Rekultywacja tych terenów jest prowadzona zasadniczo pod kątem potrzeb człowieka (wędkarstwo, rekreacja) (McCullough i in. 2020), a nie przyrody, dlatego zezwalanie na wydobywanie kruszywa nie może być usprawiedliwiane przyszłymi korzyściami dla przyrody w efekcie powstania zbiorników wodnych (Prach i in. 2011). Nawet korzyści wynikające z obfitości wód są iluzoryczne ponieważ sprzyjają tylko niewielkiej grupie gatunków, na ogół ptaków niegniazdujących naturalnie w dolinach rzek podgórskich, w tym taksonom obcym.

W przypadku już istniejących zwirowni i piaskowni konieczne jest zapewnienie w planach rekultywacji powstrzymania się od przekształcania wszystkich zbiorników w stawy wędkarskie lub zbiorniki rekreacyjne. Pozostawienie przynajmniej części poeksploatacyjnych zbiorników przyrodzie powinno w pewnym stopniu zrekompensować utratę siedlisk wodnych (starorzeczy, mokradeł). Konieczne jest, aby w wyrobiskach pod koniec eksploatacji wypłaszczano stoki, co umożliwi sukcesję roślinności nadbrzeżnej i wodnej, a także usypywano wyspy (Skórka i in. 2006). Natomiast w odniesieniu do gatunków lądowych konieczne jest zakazanie lokalizacji wyrobisk na terenach lasów łęgowych, co wiąże się z ich usuwaniem. Obsadzanie brzegów i grobli drzewami nie spowoduje restytucji lasu łęgowego, szczególnie gdy

do tego celu wykorzystywane są obce gatunki drzew, jak robinia pseudoakacja, czy gatunki iglaste.

Korzyści ekonomiczne płynące z eksploatacji kruszywa nie powinny przeważać nad stratami środowiskowymi, jakie niesie odkrywkowe wydobywanie żwiru i piasku w podgórskich dolinach rzecznych. Do tego należy doliczyć utracone korzyści środowiskowe, jakie mogłyby być wykorzystane przez lokalne społeczności w przypadku zachowania naturalnych ekosystemów nadrzecznych (tylko czy turystyka przyrodnicza może być bardziej lukratywna niż wędkarskie lub rekreacyjne wykorzystanie wyrobisk?). Poza skutkami przyrodniczymi celowe jest także przeanalizowanie wpływu odkrywkowych kopalni na poziom wód gruntowych, co może mieć skutki ekonomiczne dla okolicznego rolnictwa, ogrodnictwa i ujęć wody gruntowej. Problemy te są dostrzegane w wielu krajach, ale chyba za słabo **w Polsce, gdzie krajobraz śląskich, małopolskich i podkarpackich dolin rzecznych ulega nadal silnemu przekształceniu w następstwie odkrywkowego wydobywania kruszywa.**

Łukasz Kajtoch

lukasz.kajtoch@gmail.com

Stowarzyszenie Przyrodników „Ostoja”

26–120 Płaczków-Piechotne

Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt PAN

ul. Sławkowska 17, 31–016 Kraków

LITERATURA

Blanchette M.L., Lund M.A. 2016. Pit lakes are a global legacy of mining: an integrated approach to achieving sustainable ecosystems and value for communities. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 23: 28–34. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.11.012>

Bocheński Z. 1996. The effect of fishponds on the regional bird fauna. *Acta Hydrobiologica* 37, suppl. 1: 75–82.

Boissezon A., Auderset Joye D. 2012. A temporary gravel pit as a biodiversity hotspot for aquatic plants in the Alps. *Archives des sciences* 65: 177–190.

Brown A.G., Harper D., Peterken G.F. 1997. European Floodplain Forests: Structure, Functioning and Management. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6(3/4): 169–178. doi.org/10.2307/2997730

Castro J., Moore J. 2000. Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation. *Environmental Geology* 39: 1254–1260. doi.org/10.1007/s002549900100

Catchpole C.K., Tydeman C.F. 1975. Gravel pits as new wetland habitats for the conservation of breeding bird communities. *Biological Conservation* 8(1): 47–59. [doi.org/10.1016/0006-3207\(75\)90078-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(75)90078-6)

Erskine W. 1990. Environmental impacts of sand and gravel extraction on river systems. W: Davie P., Stock E., Low Choy D. (red.). *The Brisbane River. A source-book for the future. The Australian Littoral Society Inc. in association with the Queensland Museum, Brisbane*: 295–302.

Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Gmelig Meyling A.W., Noble D.G., Foppen R.P.B., Gibbons D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 269–288. doi.org/10.1098/rstb.2004.1602

INULA. 2015. Biodiversity Management in quarries and gravel pits. – Biodiversity in mineral extraction sites, volume 5. M. Rademacher (red.), Biodiversity & Natural Resources, Fachhochschule Bingen: 1–92.

Kajtoch Ł., Figarski T. 2013. Short-term revival of riverine bird assemblages after severe flood. *Bird Study* 60: 327–334. doi.org/10.1080/00063657.2013.798260

Kajtoch Ł., Lešo P., Aubrechtová E., Bydžovská T., Horák J. 2024. The transformation of river ecosystems caused by mining affects bird breeding in indigenous riparian habitats. *Science of the Total Environment* 912, 20: 169286 doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169286

Kajtoch Ł., Piestrzyńska-Kajtoch A. 2008. Zmiany, zagrożenia i propozycje ochrony awifauny doliny środkowej Raby. [Changes, threats and proposition of protection of bird communities in the middle part of the Raba River valley (SE Poland)] *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 64: 28–45.

Kryński K., Goławski A. 2019. Effects of habitat type and intensity of use on the breeding birds of gravel pits in Poland. *Ecological Engineering* 130: 110–116. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.008

Ladson A.R., Judd D.A. 2014. A review of the effect of floodplain gravel on river stability. *Proceedings of the 7th Australian Stream Management Conference. Townsville, Queensland*, 249–259.

Matern S., Emmrich M., Klefoth T., Wolter C., Nikolaus R., Wegener N., Arlinghaus R. 2019. Effect of recreational-fisheries management on fish biodiversity in gravel pit lakes, with contrasts to unmanaged lakes. *Journal of Fish Biology* 94: 865–881. doi.org/10.1111/jfb.13989

McCullough C.D., Schultze M., Vandenberg J. 2020. Realizing Beneficial End Uses from Abandoned Pit Lakes. *Minerals* 2020, 10, 133. doi.org/10.3390/min10020133

Ortmann-Ajkai A. 2018. Oxbow lakes: Vegetation history and conservation. W: Lóczy D. (red.). *The Drava River. Environmental problems and solutions. Springer Geography*. Springer, Cham: 199–213. doi.org/10.1007/978-3-319-92816-6_13

Prach K., Řehouňková K., Řehounek J., Konvalinková P. 2011. Ecological Restoration of Central European Mining Sites: A Summary of a Multi-site Analysis. *Landscape Research*, 36(2): 263–268.

Santoul F., Figuerola J., Green A.J. 2004. Importance of gravel pits for the conservation of waterbirds in the Garonne river floodplain (southwest France). *Biodiversity and Conservation*, 13: 1231–1243. doi.org/10.1023/B:BIOC.0000018154.02096.4b

Skórka P., Martyka R., Wojcik J.D., Babiarsz T., Skórka J. 2006. Habitat and nest site selection in the common gull *Larus canus* in southern Poland: significance of man-made habitats for conservation of an endangered species. *Acta Ornithologica (Warsaw)* 42(2): 137–144. doi.org/10.3161/068.041.0210

Thomson J.R., Taylor M.P., Fryirs K.A., Brierley G.J. 2001. A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11: 373–389. doi.org/10.1002/aqc.467

DIETA ŻOŁNY MEROPS APIASTER NA PODSTAWIE ANALIZY MATERIAŁU ZDJĘCIOWEGO

MIKOŁAJ BRANDT
ADAM MALKIEWICZ
WERONIKA PŁASKOCIŃSKA



Wypluwki żółny osiągają 18–35 mm długości i 8–14 mm szerokości; ich ciężar w stanie wysuszonym waha się w granicach 0,15–0,30 g, a wyjątkowo wynosi 0,1 lub 0,55 g (Glutz von Blotzheim i Bauer 1980).

Żółna *Merops apiaster* jest gatunkiem ptaka owadożernego. Dieta tych ptaków obfituje głównie w przedstawicieli takich grup owadów, jak choćby błonkoskrzydłe Hymenoptera czy chrząszcze Coleoptera. Jedną z najczęściej stosowanych metod badania składu gatunkowego bazy pokarmowej żółny jest analiza szczątków ofiar z wypluwek. Otrzymane wyniki mogą jednak być rozbieżne, gdyż pozostałości niektórych grup owadów zachowują się w dużo mniejszym stopniu niż inne. W rezultacie wyniki odbiegają od rzeczywistego udziału w diecie ptaków. Analizę diety żółn przeprowadzono na podstawie materiału zdjęciowego, umieszczanego na

portalach społecznościowych, pochodzącego z Polski, Niemiec, Czech i Słowacji i obejmującego okres 2017–2023. Zdjęcia przedstawiały żółny wraz ze schwytanymi w dziobach owadami. Owady klasyfikowane były do poszczególnych grup systematycznych. W trakcie analizy przynależności gatunkowej niestrawionych pozostałości owadów przydzielono je do sześciu głównych rzędów – błonkoskrzydłych (36,47%), ważek Odonata (27,97%), motyli Lepidoptera (20,83%) chrząszczy (6,14%), muchówek Diptera (6,14%) oraz prostoskrzydłych Orthoptera (3,45%). Łącznie stwierdzono 1042 osobniki z gromady Insecta.

Wprowadzenie

Poznanie składu diety wielu gatunków ptaków może wymagać zastosowania różnego rodzaju metod. W przypadku niektórych grup awifauny tego typu badania opierają się na analizie zawartości wypluwek. Wypluwki mogą być różnorodne pod względem zawartych w nich pozostałości, a także kształtu czy wielkości w zależności od konkretnej grupy systematycznej ptaków, od której pochodzą. Dla przykładu, wypluwki większości krajowych gatunków sów Strigiformes zawierają głównie kości gryzoni wraz z sierścią (Brown i in. 2021), wypluwki krukowatych Corvidae – pozostałości drobnych ssaków, ptaków, bezkręgowców, nasion czy owoców (Hardey i in. 2013), a u rybożernych pelikanowych Pelecaniformes niestrawiony materiał stanowią w przeważającej części szkielety ryb

(van Eerden i van Rijn 2022). Poza wyżej wymienionymi taksonami w ten sposób pozbywają się niestawionych resztek także ptaki należące do kilku innych rzędów, jak bocianowe Ciconiiformes (Brown i in. 2021), siewkowe Charadriiformes (Stuart i Stuart 2013), szponiaste Accipitriformes (Brown i in. 2021) czy kraskowe Coraciiformes (Onofre i in. 2023). W przypadku ostatniego rzędu dieta poszczególnych gatunków należących do tej grupy systematycznej może się wyraźnie różnić. Podstawą bazy pokarmowej zimorodka *Alcedo atthis* są drobne ryby i niekiedy także bezkręgowce (Brown i in. 2021).

Żółna *Merops apiaster*, jako gatunek obligatoryjnie związany z ofiarami owadziemi, w wyplawkach pozbywa się wyłącznie chitynowych szczątków osobników należących do tej gromady bezkręgowców (Massa i Rizzo 2002 ; Bastian i Bastian 2023; Onofre i in. 2023). W skład zrzutek najczęściej

1 | Żółna z upolowaną ćmą
fot. Henryk Kościelny



2 | Spośród sześciu rzędów owadów motyle stanowiły 21% udziału w diecie żoły. Na zdjęciu rusalka admirał *Vanessa atalanta*. fot. Mikołaj Brandt

wchodzą błonkoskrzydłe Hymenoptera, chrząszcze Coleoptera, pluskwiaki Hemiptera, ważki Odonata, motyle Lepidoptera (Inglis i in. 1993; Krüger 2018; Bastian i Bastian 2023). Bez wątpienia, największą część ofiar stanowią błonkoskrzydłe – od 65,5 do 86,6% wszystkich zjadanych przez żoły owadów (Inglis i in. 1993; Arbeiter i in. 2014). Uzyskane z analiz wypluwek wyniki nie odzwierciedlają jednak w pełni rzeczywistego spektrum pokarmu żoły przede wszystkim z uwagi na zróżnicowany stopień rozkładu szczątków należących do poszczególnych rzędów gromady owadów. Dla przykładu, przedstawiciele motyli mogą nie być stwierdzani w próbie bądź zakres ich udziału procentowego sięga do blisko 13% (Arbeiter i in. 2014; Krüger 2018). Mniejszy udział sklerotyny w budowie zewnętrznego oskórka sprawia, że ciała motyli w zrzutkach zachowują się wyraźnie słabiej niż błonkoskrzydłych czy chrząszczy. Różnice mogą także wynikać z lokalnych zasobności oraz różnorodności gatunkowej owadów w obrębie poszczególnych stanowisk lęgowych żoły, jednak najczęściej nie jest to bezpośrednia przyczyna rozbieżności wyników. Żoła w ciągu doby może wydalić od 4 do 6 wypluwek (Fry 1983), co daje możliwość zgromadzenia obszernej próby badawczej. Trudność może stanowić nietrwała struktura wypluwek, gdyż nie mają one wyraźnej zbitej masy i pod wpływem czynników zewnętrznych ulegają rozkładowi. Ponadto,

w celu rzetelnego pozyskiwania wypluwek należy dokładnie spenetrować okolice kolonii lęgowych, co nierzadko nie przynosi pożądanego efektu. W tym przypadku dobrym rozwiązaniem jest włączenie także innych metod badawczych, poza powszechnie stosowaną analizą wypluwek, które mogłyby skutkować lepszym poznaniem składu bazy pokarmowej konkretnych gatunków, w tym także żoły. Alternatywę stanowi fotografowanie polujących ptaków ze schwytanymi w dziobach owadami. Rejestracja zdjęciowa jest niewątpliwie bardziej skuteczna niż obserwacja, gdyż na podstawie analizy zdjęć można dokładniej oznaczyć owady do konkretnych gatunków. Natomiast obie metody badań terenowych – zbiór wypluwek i analiza materiału fotograficznego – są wymagające i czasochłonne. Uzyskanie jak najlepszych ujęć wiąże się z koniecznością dysponowania profesjonalnym i kosztownym sprzętem, dlatego pewnym udogodnieniem może się okazać korzystanie z informacji udostępnionych przez szerokie grono obserwatorów przyrody. Obserwacje te mogą być udostępniane na dedykowanych w tym celu stronach, jak choćby iNaturalist.org, a pozyskane tą drogą informacje mogą być nierzadko istotne dla naukowców. Dla przykładu, na podstawie amatorskich obserwacji w północnych Włoszech po 109 latach zarejestrowano przedstawiciela chrząszczy z rodziny Melyridae – *Attalus minimus* (Rossi, 1790) (Guariento i Franzini 2021). Obserwacje tego typu mogą także być umieszczane na znacznie bardziej popularnych portalach społecznościowych, jak np. Facebook, a fotografie użytkowników mogą dostarczać danych na temat behawioru konkretnych gatunków, bazy pokarmowej i chwytanymi ofiar.

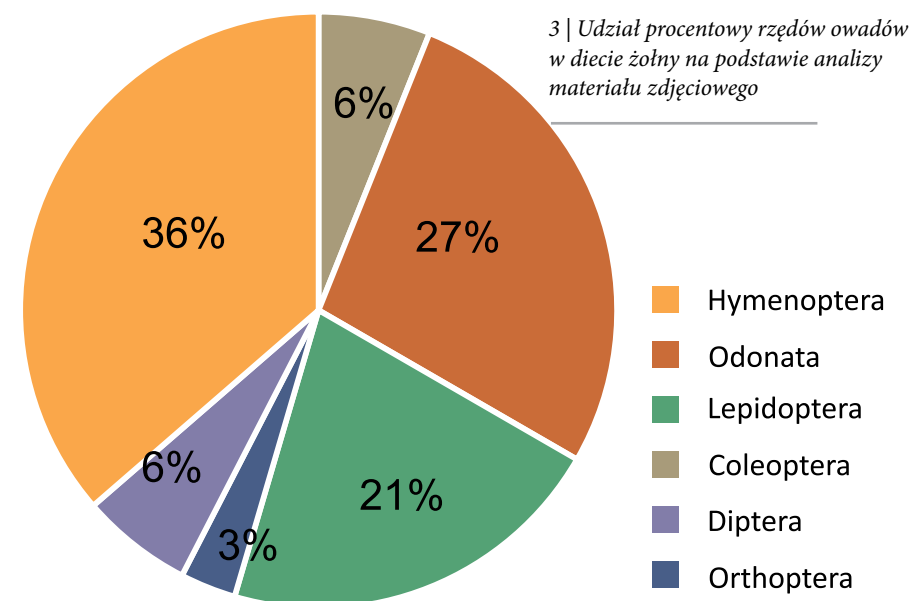
Metodyka

Pozyskiwane do analiz fotografie były umieszczane przez kilkadziesiąt autorów na portalach społecznościowych Instagram i Facebook. W przypadku drugiego z wymienionych serwisów pomocne okazały się grupy zrzeszające fotografów entuzjastów przyrody, przede wszystkim ptaków. Materiał zdjęciowy pochodził w głównej mierze z Polski, ale także z państw sąsiadujących – Niemiec, Czech i Słowacji. Lokalizację fotografowanych żoły uzyskiwano z opisu podawanego przez autorów zdjęć. Dobór obszarów badawczych obejmujących tereny krajów graniczących był związany z występowaniem gatunku oraz ze składem gatunkowym entomofauny zbliżonym do naszej krajowej, co umożliwiałoby sklasyfikowanie wszystkich ofiar na podstawie dostępnej literatury (Macek i in. 2011; Buszko i Masłowski 2012; Pawlikowski i Pawlikowski 2012; Kočárek i in. 2013; Buszko i Masłowski 2015;

Dijkstra i Schröter 2020). Wykorzystywany w badaniach materiał zdjęciowy pochodził z lat 2017–2023. Fotografie powtarzające się były w miarę możliwości wyłapywane i pomijane. Do poszczególnych grup systematycznych oznaczano owady najlepiej sfotografowane, w przypadku których widoczne były cechy diagnostyczne, pozwalające jednoznacznie sklasyfikować osobnika do konkretnego gatunku. W odniesieniu do mniej widocznych bądź częściowo zjedzonych ofiar, owady były klasyfikowane do wyższych jednostek systematycznych, jak rodzaj, rodzina czy rząd. Następnie pozyskane dane zostały opracowane w programie Statistica 13.3.

Wyniki

W trakcie analizy materiału na 1042 fotografiach oznaczono przedstawicieli owadów, należących do sześciu rzędów.



Skład gatunkowy i ilościowy diety żoły na podstawie analizy materiału zdjęciowego

COLEOPTERA CHRZĄSZCZE	64	<i>Volucella zonaria</i> Trzmielówka wielka	1
Attelabidae Podrywowe	1	Tabanidae Bąkowate	30
<i>Attelabus</i>	1	<i>Hybomitra</i>	1
<i>Attelabus nitens</i> Podryw dębowiec	1	<i>Hybomitra lundbecki</i> Bąk bagienny	1
Chrysomelidae Stonkowate	3	<i>Tabanus</i>	27
<i>Chrysomela</i>	3	<i>Tabanus bovinus</i> Bąk bydłęcy	15
<i>Chrysomela populi</i> Rynnica topolowa	3	<i>Tabanus sudeticus</i> Bąk brązowy	11
Cleridae Przekraskowate	1	Tipulidae Koziutkowate	5
<i>Trichodes</i>	1	<i>Tanyptera</i>	1
<i>Trichodes apiarius</i> Barciel pszczołowiec	1	<i>Tanyptera atrata</i> Pióroróg strojny	1
Geotrupidae Gnojarkowate	2	<i>Tipula</i>	4
<i>Trypocopris</i>	2	HYMENOPTERA BŁONKOSKRZYDŁE	380
<i>Trypocopris vernalis</i> Żuk wiosenny	2	Apidae Pszczółowate	292
Monotomidae Obumierkowate	2	<i>Apis</i>	56
<i>Rhizophagus</i>	2	<i>Apis mellifera</i> Pszczoła miodna	56
<i>Rhizophagus bipustulatus</i> Obumierek dwuplankowy	2	<i>Bombus</i>	217
Scarabaeidae Poświętnikowate	54	<i>Bombus barbutellus</i> Trzmielec ogrodowy	2
<i>Amphimallon</i>	21	<i>B. campestris</i> Trzmielec żółty	2
<i>Amphimallon solstitale</i> Guniak czerwczyk	21	<i>B. cullumanus</i>	1
<i>Anomala</i>	1	<i>B. hortorum</i> Trzmiel ogrodowy	16
<i>Anomala dubia</i> Nierówienka listnik	1	<i>B. humilis</i> Trzmiel zmienny	1
<i>Cetonia</i>	11	<i>B. lapidaris</i> Trzmiel kamiennik	19
<i>Cetonia aurata</i> Kruszczyca złotawka	11	<i>B. lucorum</i> Trzmiel gajowy	10
<i>Gnorimus</i>	1	<i>B. muscorum</i> Trzmiel żółty	1
<i>Gnorimus nobilis</i> Zacznik zdobny	1	<i>B. pascuorum</i> Trzmiel rudy	4
<i>Melontha</i>	2	<i>B. pratorum</i> Trzmiel leśny	10
<i>Melontha melontha</i> Chrabąszcz majowy	2	<i>B. ruderarius</i> Trzmiel rudonogi	1
<i>Protaetia</i>	16	<i>B. rupestris</i> Trzmielec czarny	5
<i>Protaetia speciosissima</i> Kwietnica okazała	2	<i>B. sichelii</i> Trzmiel żółtopasy	1
<i>Protaetia fieberi</i>	1	<i>B. subterraneus</i> Trzmiel paskowany	2
<i>Protaetia metallica</i> Kwietnica różówka	11	<i>B. terrestris</i> Trzmiel ziemny	98
<i>Trichius</i>	1	<i>B. vestalis</i> Trzmielec ziemny	3
<i>Trichius fasciatus</i> Orszoł prązkowany	1	<i>Anthophora</i>	1
DIPTERA MUCHÓWKI	64	<i>Xylocopa</i>	9
Bobyliidae Bujankowate	1	<i>Xylocopa violacea</i> Zadrzechnia fioletowa	9
<i>Villa</i>	1	Andrenidae Pszczolinkowate	4
<i>Villa hottentotta</i> Słońcówka sówkówka	1	<i>Andrena</i>	4
Muscidae Muchowate	2	<i>Andrena helvola</i> Pszczolinka owocowa	2
<i>Musca</i>	1	Cimicidae Bryzgunowate	1
<i>Musca domestica</i> Mucha domowa	1	<i>Cimbex</i>	1
Sarcophagidae Ścierwicowate	1	<i>Cimbex femoratus</i> Bryzgun brzozowiec	1
<i>Wohlfahrtia</i>	1	Crabronidae Grzebaczowate	3
Syrphidae Bzygowe	25	<i>Bembix</i>	2
<i>Chrysotoxum</i>	3	<i>Bembix rostrata</i> Wardzanka żądlica	2
<i>Chrysotoxum cautum</i> Przęc ostrożny	3	<i>Dryudella</i>	1
<i>Episyrphus</i>	2	<i>Dryudella stigma</i> Wytrzeszczka piaskowa	1
<i>Episyrphus balteatus</i> Bzyg prązkowany	2	Megachiliidae Miesierkowate	1
<i>Eristalis</i>	4	<i>Hoplitis</i>	1
<i>Helophilus</i>	4	<i>Hoplitis anthocopoides</i> Murarka nakamionka	1
<i>Helophilus pendulus</i> Gnifun naliściak	3	Sircidae Trzpienikowate	6
<i>H. trivittatus</i> Gnifun okazały	1	<i>Sirex</i>	3
<i>Myathropa</i>	3	<i>Sirex noctilio</i> Husarek czarnonogi	3
<i>Myathropa florea</i> Kwiatówka zmierzchnicowata	3	<i>Urocetus</i>	3
<i>Scaeva</i>	3	<i>Urocetus gigas</i> Trzpiennik olbrzym	3
<i>Scaeva pyrastris</i> Bzyg brzęk	3	Sphecidae Nękowate	2
<i>Volucella</i>	1	<i>Sphex</i>	1

<i>Sphex funerarius</i> Nęk świerszczozjad	1	<i>Issoria</i>	3
Tenthredinidae Pilarzowate	1	<i>Issoria lathonia</i> Dostojka latonia	3
<i>Macrophya</i>	1	<i>Polygona</i>	1
<i>Macrophya annulata</i> Brosznica czarnonoga	1	<i>Polygona c-album</i> Rusalka ceik	1
Vespidae Osowate	73	<i>Vanessa</i>	74
<i>Polistes</i>	4	<i>Vanessa atalanta</i> Rusalka admirał	48
<i>Polistes dominula</i> Klecanka pospolita	1	<i>Vanessa cardui</i> Rusalka osetnik	26
<i>Polistes nimpha</i> Klecanka polna	2	Papilionidae Paziowate	16
<i>Vespa</i>	38	<i>Iphiclides</i>	2
<i>Vespa crabro</i> Szerszeń europejski	38	<i>Iphiclides podalirius</i> Paź żeglarz	2
<i>Vespula</i>	31	<i>Papilio</i>	14
<i>Vespula germanica</i> Osa dachowa	10	<i>Papilio machaon</i> Paź królowej	14
<i>Vespula rufa</i> Osa rudawa	2	Pieridae Bielinkowate	13
<i>Vespula vulgaris</i> Osa pospolita	6	<i>Colias</i>	1
Xiphidiidae Buczowate	1	<i>Colias croceus</i> Szlaczkoń sylwetnik	1
<i>Xyphydria</i>	1	<i>Gonepteryx</i>	3
<i>Xyphydria camelus</i> Bucz olszynowiec	1	<i>Gonepteryx rhamni</i> Latolistek cytrynek	3
LEPIDOPTERA MOTYLE	217	<i>Pieris</i>	9
Erebidae Mrocznicowate	6	<i>Pieris brassicae</i> Bielinek kapustnik	3
<i>Catocala</i>	5	<i>P. rapae</i> Bielinek rzepnik	6
<i>Catocala elocata</i> Wstęgówka wydana	3	Saturniidae Pawicowate	1
<i>C. fraxini</i> Wstęgówka jesionka	1	<i>Saturnia</i>	1
<i>C. nupta</i> Wstęgówka pąsówka	1	<i>Saturnia pavonia</i> Pawica grabówka	1
<i>Lymantria</i>	1	Sesiidae Przezierkowate	1
<i>Lymantria dispar</i> Brudnica nieparka	1	<i>Sesia</i>	1
Hesperiidae Powaszatkowate	1	<i>Sesia apiformis</i> Przeziernik osowiec	1
Lasiocampidae Barczatowate	9	Sphingidae Zawisakowate	21
<i>Lasiocampa</i>	2	<i>Hemaris</i>	3
<i>Lasiocampa quercus</i> Barczatka dębówka	2	<i>Hemaris tityus</i> Fruczak trutniowiec	3
<i>Macrothylacia</i>	4	<i>Hyles</i>	8
<i>Macrothylacia rubi</i> Kokonica malinówka	4	<i>Hyles galii</i> Zmrocznik przytuliak	8
<i>Euthrix</i>	1	<i>Macroglossum</i>	9
<i>Euthrix potatoria</i> Napójka tåkowa	1	<i>Macroglossum stellatarum</i> Fruczak gołabek	9
Lycaenidae Modraszkwowate	1	ODONATA WAŻKI	281
<i>Lycaena</i>	1	Aeshnidae Żagnicowate	147
<i>Lycaena dispar</i> Czerwończyk nieparek	1	<i>Aeshna</i>	75
Noctuidae Sówkowate	22	<i>Aeshna affinis</i> Żagnica południowa	19
<i>Agrotis</i>	2	<i>A. cyanea</i> Żagnica okazała	27
<i>Agrotis ipsilon</i> Rolnica gwoździówka	1	<i>A. grandis</i> Żagnica wielka	2
<i>Autographa</i>	2	<i>A. isoteles</i> Żagnica ruda	5
<i>Autographa gamma</i> Błyszczka jarzynówka	2	<i>A. juncea</i> Żagnica torfowa	2
<i>Heliothis</i>	1	<i>A. mixta</i> Żagnica jesienna	12
<i>Mythimna</i>	1	<i>A. viridis</i> Żagnica zielona	7
<i>Mythimna albipuncta</i> Mokradlica białokropka	1	<i>Anax</i>	61
<i>Noctua</i>	16	<i>Anax imperator</i> Husarz władca	31
<i>Noctua fimbriata</i> Rolnica aksamitka	12	<i>A. parthenope</i> Husarz ciemny	28
<i>N. pronuba</i> Rolnica tasiemka	4	<i>Brachytron</i>	5
Nymphalidae Rusalkowate	126	<i>Brachytron pratense</i> Żagniczka wiosenna	5
<i>Aglais</i>	42	Calopterygidae Świteziankowate	5
<i>Aglais io</i> Rusalka pawik	21	<i>Calopteryx</i>	5
<i>A. urticae</i> Rusalka pokrzywnik	21	<i>Calopteryx splendens</i> Świtezianka błyszcząca	4
<i>Apatura</i>	5	<i>C. virgo</i> Świtezianka dziewica	1
<i>Apatura ilia</i> Mieniak strużnik	3	Cordulegastidae Szklarnikowate	5
<i>A. iris</i> Mieniak tęczowiec	2	<i>Cordulegaster</i>	5
<i>Argynnis</i>	2	<i>Cordulegaster boltonii</i> Szklarnik leśny	5
<i>Argynnis paphia</i> Dostojka malinowiec	2	Corduliidae Szklarkowate	20

Czy żołnom opłaca się łowienie ważek i odżywanie się nimi? Odpowiedź jest pozytywna, bowiem biomasa dużych ważek (np. żagnic: okazałej, wielkiej i jesiennej) mieści się w granicach 596,7–966,8 mg. W tej wartości średnio 7% stanowi masa skrzydeł, które zostają oderwane i nie są zjadane przez ptaki. Przeciętną zawartość wody w organizmie ważek oceniono na 64,7%. Wartość energetyczna dużych ważek obliczona została na 22,01–25,25 kJ na gram suchej masy, co jest wartością dość wysoką (Clarke i in. 1996).

Dyskusja

<i>Cordulia</i>	1
<i>Cordulia aenea</i> Szklarka zielona	1
<i>Epithea</i>	7
<i>Epithea bimaculata</i> Przeniela dwuplana	7
<i>Samotichlora</i>	12
<i>Samotichlora flavomaculata</i>	1
Miedziopierś żółtopłama	11
<i>Samotichlora metallica</i> Miedziopierś metaliczna	10
Gomphiidae Gadziogłówka	8
<i>Gomphus</i>	4
<i>Gomphus vulgatissimus</i> Gadziogłówka pospolita	1
<i>Ophiogomphus</i>	1
<i>Ophiogomphus cecilia</i> Trzepla zielona	1
<i>Stylurus</i>	1
<i>Stylurus flavipes</i> Gadziogłówka żółtonoga	1
Libellulidae Ważkowate	95
<i>Crocothemis</i>	3
<i>Crocothemis erythraea</i> Szafranka czerwona	32
<i>Libellula</i>	8
<i>Libellula depressa</i> Wążka płaskobrzucha	9
<i>L. fulva</i> Wążka ruda	14
<i>L. quadrimaculata</i> Wążka czteroplama	43
<i>Orthetrum</i>	4
<i>Orthetrum albistylum</i> Lecicha białoznaczna	23
<i>O. cancellatum</i> Lecicha wielka	8
<i>O. coerulescens</i> Lecicha mała	18
<i>Sympetrum</i>	3
<i>Sympetrum flaveolum</i> Szablak żółty	2
<i>S. fonscolombii</i> Szablak wędrowny	2
<i>S. sanguineum</i> Szablak krwisty	4
<i>S. striolatum</i> Szablak późny	2
<i>S. vulgatum</i> Szablak zwyczajny	36
ORTHOPTERA PROSTOSKRZYDŁE	23
Tettigonidae Pasikonikowate	22
<i>Tettigonia</i>	1
<i>Tettigonia cantans</i> Pasikonik śpiewający	1
<i>T. caudata</i> Pasikonik ogoniasty	20
<i>T. viridissima</i> Pasikonik zielony	1
<i>Decticus</i>	1
<i>Decticus verrucivorus</i> Łatczyn brodawnik	1
Acrididae Szarańczowate	13
<i>Chorthippus</i>	1
<i>Chorthippus biguttulus</i> Konik pospolity	2
<i>Gomphocerippus</i>	2
<i>Gomphocerippus rufus</i> Mułek rudzielec	2
<i>Omocestus</i>	2
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> Skoczek szary	2

Wśród analizowanych 1042 zdjęć aż 380 ujęć (36,47%) dotyczyło ofiar żołą pocho-
dzących z rzędu błonkoskrzydłych. Spośród nich, porównywalnie do źródło-
wego udziału procentowego w wypluwkach (Onofre i in. 2023), najliczniejsza była ro-
dzina Apidae, której główny odsetek sta-
nowił rodzaj *Bombus* (57,11%) z trzmiel-
em ziemnym *Bombus terrestris* (25,78%), a tak-
że pszczoła miodna *Apis mellifera* (14,74%).
Licznie stwierdzane były też osowate
Vespidae, których przedstawiciele znajdo-
wali się na 19,21% zdjęć. Rezultat ten jest
porównywalny z badaniami Onofre i in-
nych (2023), z których wynika, iż rodzina
ta stanowiła duży odsetek, sięgający 30,77%
wszystkich ofiar w obrębie rzędu. Analizy
zdjęć wykorzystywano w badaniach nad
składem pokarmu żołą prowadzonych na
terenach Węgier, gdzie za pomocą fotografo-
wania ptaków pozyskiwano dane w obrę-
bie trzech kolonii lęgowych żołą. W ciągu
trzech sezonów lęgowych zgromadzono 775
fotografii (Fuisz i in. 2013). Zarejestrowano
wyraźnie większy udział owadów błon-
koskrzydłych, zidentyfikowanych na 49%
zdjęć (Fuisz i in. 2013). Zauważalne są także
różnice. Motyle zaobserwowano wyłącznie
na 8% ujęć (Fuisz i in. 2013), podczas gdy

<i>Oedipoda</i>	2
<i>Oedipoda caerulescens</i> Siwoszek błękitny	2
<i>Pseudochorthippus</i>	1
<i>Pseudochorthippus montanus</i>	1
Konik długopokładkowy	3
<i>Stethophyma</i>	3
<i>Stethophyma grossum</i> Napierśnik torfowiskowy	1
<i>Stenobothrus</i>	1
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	1
Dolczan czarnoplamy	1

4 | Wążki Odonata stanowiły
27% udziału w diecie żołą.
Lecicha wielka *Orthetrum*
cancellatum została
zarejestrowana wśród ofiar
żołą w liczbie 23 osobników.
fot. Mikołaj Brandt

udział procentowy tych bezkręgow-
ców na fotografiach umieszczanych
w mediach społecznościowych sta-
nowił 20,87%. Wyjaśnieniem tego zja-
wiska może być z jednej strony większa
atrakcyjność barwnych ofiar uchwyconych
na fotografiach, które w łatwiejszy spo-
sób mogą znaleźć większe grono odbior-
ców, a z drugiej – mniejsza próba (58 zdjęć
do 217) bądź mniejsza liczebność motyli
w obrębie stanowisk żołą. W przypadku
pozostałych ofiar ich udziały nie odbiega-
ją od siebie tak znacząco. Dla przykładu,
chrząszcze stanowią 6,14%, podczas gdy
w węgierskich badaniach było to 9% (Fuisz
i in. 2013). Podobne badania prowadzone
były również we wschodniej Polsce, gdzie
autorzy skupiali się wyłącznie na pojedyn-
czej grupie owadów – ważkach (Buczyński
i Sobuś 2024). W trakcie analiz wykorzysta-
no 177 fotografii rzędu Odonata, spośród
których najliczniej stwierdzane były leci-
cha wielka *Orthetrum cancellatum* 12,3%
i miedziopierś żółtopłama *Somatochlora*
flavomaculata 8,4%. Ponadto taksony te
obserwowane były również na zdjęciach
umieszczanych na portalach społecznościo-
wych, jednak liczebności te były zauważal-
nie mniejsze i wynosiły odpowiednio 8,19%
i 0,36%. Jednak w tym przypadku najczęst-
szymi ofiarami były wążki z rodzaju *Anax*,
a mianowicie husarz władca *Anax imperator*
(11,03%) i husarz ciemny *Anax parthenope*
(9,96%). W pracy Buczyńskiego i Sobusia
(2024) oba te gatunki zostały również wyka-
zane. Spośród 32 gatunków obserwowanych
na 281 zdjęciach 20 taksonów (czyli 62,5%)
pokrywało się z wynikami badań prowa-
dzonych na wschodzie kraju (Buczyński
i Sobuś 2024).



Żołą jest wyłącznie gatunkiem owa-
dożernym, specjalizującym się w łowieniu
średnich i dużych owadów latających. Na
podstawie materiału zebranego przez róż-
nych autorów w 12 miejscach Europy (bez
Polski) podjęto próbę oszacowania udziału
poszczególnych grup owadów w pokar-
mie tego gatunku. Najczęściej żołą ło-
wiły błonkoskrzydłe (26%), wążki (25%),
chrząszcze (21%), motyle (12%), muchów-
ki (4%) i prostoskrzydłe (2%) (Glutz von
Blotzheim i Bauer 1980). Ci sami autorzy
najpełniej podsumowali wiedzę o obyca-
jach łowieckich i pokarmie żołą na na-
szym kontynencie do 1980 roku.

Ciekawe dane uzyskano m.in. badając
pokarm żołą w kolonii zlokalizowanej
w środkowej dolinie Dniepru. Wykazano
tam łącznie 8054 ofiar złowionych przez te
ptaki. W żołądkach 62 ptaków odnotowano
576 ofiar, 6761 owadów znaleziono w 670
wyplawkach, a dalszych 717 szczątków
owadów wykryto w dwóch norach z mło-
dymi. We wszystkich przypadkach w po-
karmie ilościowo dominowały owady błon-
koskrzydłe: w żołądkach ich udział wynosił
52,3%, w wyplawkach 55,9%, a w norach aż
64,3%. Na drugim miejscu w wyplawkach



5 | Żołna z upolowaną ważką
fot. Artur Gerersdorf

i norach odnotowane zostały chrząszcze – odpowiednio 33,6% i 32,5%, natomiast w żołądkach żoln 20,9% udział miały ważki, a chrząszcze 18,9%. W wyplawkach ważki stanowiły 5,0%, a w norach zaledwie 0,1% wszystkich zjedzonych ofiar. W sumie z 80 stwierdzonych gatunków i rodzajów owadów w pokarmie żolny stwierdzono również jedną modliszkę zwyczajną *Mantis religiosa* (Jazenja 1966, za Glutz von Blotzheim i Bauer 1980).

Wysoką dominację błonkoskrzydłych w pokarmie żolny stwierdzili również Korodi Gál i Libus (1968) w Rumunii na Nizinie Panońskiej i w Siedmiogrodzie. Za pomocą obrączek szyjnych w 40 próbkach ($n = 1161$ owadów) wykazali oni udział 66,2% owadów błonkoskrzydłych stanowiących w sumie 65,0% biomasy ofiar. Z tego pszczoła miodna *Apis mellifera* stanowiła 28,8% wszystkich złowionych owadów i 20,7% całej biomasy. Jeszcze wyższy udział w pokarmie miały trzmiele *Bombus* sp. – 33,2% i 43,5% biomasy. Udział ważek stanowił 13,7% wśród owadów przyniesionych młodym i 17,8% biomasy. Znacznie mniej licznie przynoszone były młodym ptakom: motyle – 5,5% (5,7% biomasy), chrząszcze – 2,9% (4,8% biomasy) i dwuskrzydłe – 4,8% (3,3% biomasy). Spośród 615 owadów stwierdzonych łącznie w 50 żołądkach błonkoskrzydłe stanowiły aż 81,3% wszystkich owadów – w tym pszczoły miodne stanowiły 58,5%, a trzmiele 8,8% (Korodi Gál i Libus 1968).

Na podstawie przedstawionych wyników analizy materiału zdjęciowego można wywnioskować, iż żołna w głównej mierze

preferuje owady, których populacje są szeroko rozpowszechnione oraz charakteryzują się wysokimi liczebnościami. Jednak obecnie obserwowane jest wymieranie tej grupy bezkręgowców. Aż 41% gatunków, których populacje monitorowane są na całym świecie, wykazuje tendencje spadkowe (Dirzo i in. 2014). Jednym ze skutków takich negatywnych zmian jest ograniczenie ogólnej biomasy owadów, która każdego roku zmniejsza się średnio o 2,5% (Sánchez-Bayo i Wyckhuys 2019). W Europie wyłącznie w obrębie rzędu motyli, które w 21% stanowią bazę pokarmową żolny, spośród 435 gatunków aż 19% jest zagrożonych wymarciem (Swaay i in. 2010). Wydaje się, iż zanik i spadek liczebności owadów może w mniejszym stopniu wpłynąć na populacje żolny bądź skutki tego będą zauważalne dopiero w dłuższej perspektywie czasu.

Mikołaj Brandt

bdtmikołaj@gmail.com

Adam Malkiewicz

adam.malkiewicz@uwr.edu.pl

Weronika Płaskocińska

veronikaplaskocinska@icloud.com

Zakład Biologii, Ewolucji i Ochrony Bezkręgowców

Wydział Nauk Biologicznych

Uniwersytet Wrocławski

ul. Stanisława Przybyszewskiego 65

51-148 Wrocław

LITERATURA

Arbeiter S., Schnepel H., Uhlenhaut K., Bloege Y., Schulze M., Hahn S. 2014. Seasonal shift in the diet composition of European Bee-Eaters *Merops apiaster* at the northern edge of distribution. *Ardeola* 61 (1): 161–170.

Bastian H.V., Bastian A. 2023. Specialist or opportunist – the diet of the European bee-eater (*Merops apiaster*). *Journal of Ornithology* 164: 1–19.

Brown R., Less D., Ferguson J., Lawrence M. 2021. *Track and Signs of the Birds of Britain and Europe*. Bloomsbury Publishing, London.

Buczyński P., Sobuś T. 2024. Wazki Odonata w diecie żolny *Merops apiaster* – analiza na podstawie materiałów zdjęciowych. *Ptaki Podkarpacia* 16: 13–28.

Buszko J., Masłowski J. 2012. Motyle nocne Polski. *Macrolepidoptera. Część I. Koliber, Nowy Sącz*.

Buszko J., Masłowski J. 2015. Motyle dzienne Polski. *Lepidoptera: Hesperioidea, Papilionoidea. Koliber, Nowy Sącz*.

Clarke A., Prince P.A., Clarke R. 1996. The energy content of dragonflies (Odonata) in relation to predation by falcons. *Bird Study* 43(3): 300–304.

Dijkstra K.B., Schröter A. 2020. *Field Guide to the Dragonflies of Britain and Europe: 2nd edition*. Bloomsbury Publishing, Londyn.

Dirzo R., Young H.S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N.J.B., Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401–406.

Fry C.H. 1983. Honeybee predation by bee-eaters, with economic considerations. *Bee World* 64: 65–78.

Füsz T.I., Vas Z., Túri K., Körösi Á. 2013. Photographic survey of the prey-choice of European Bee-eaters (*Merops apiaster* Linnaeus, 1758) in Hungary at three colonies. *Ornis Hungarica* 21 (2): 38–46.

Glutz von Blotzheim U. N., Bauer K.M. (red.) 1980. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. T. 9. Columbiformes – Piciformes*. Verlagsgesellschaft Wiesbaden.

Guariento E., Franzini G. 2021. *Attalus minimus* (Insecta, Melyridae) recently rediscovered in South Tyrol after 109 years. *Gredleriana* 21: 169–171.

Hardy J., Crick H., Wernham C., Riley H., Etheridge B., Thompson D. 2013. *Raptors: A field guide for survey and monitoring (3rd edition)*. The Stationary Office, Edinburgh.

Inglis M., Galeotti P., Taglianti A.V. 1993. The diet of a coastal population of European bee-eaters (*Merops apiaster*) compared to prey availability (Tuscany, central Italy). *Italian Journal of Zoology* 60 (3): 307–310.

Jazenja O.S. 1966. [Die Nahrung des Bienenfressers im mittleren Dnjepr-Tal]. W: *Ekologija ta istorija chrebetnich fauni Ukraini*. Kiev: 140–146 (po ukraińsku; za: Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M. 1980).

Kočárek P., Holuša J., Vlk R., Marhoul P. 2013. *Rovnokřídli (Insecta: Orthoptera) České republiky*. Academia, Praha.

Korodi Gál I., Libus A. 1968. Beiträge zur Kenntnis der Brutnahrung des Bienenfressers. *Abhandlungen und Berichte aus dem staatlichem Museum für Tierkunde Dresden* 29: 95–102.

Krüger T. 2018. Importance of bumblebees (Hymenoptera: Apidae: *Bombus* spp.) in the diet of European Bee-eaters (*Merops apiaster*) breeding in oceanic climate. *Journal of Ornithology* 159 1: 151–164.

Macek J., Straka J., Boguš P., Dvořák L., Bezděčka P., Tyrnėl P. 2011. *Blanokřídli Česká republiky I*. Academia, Praha.

Massa B., Rizzo M.C. 2002. Nesting and feeding habits of the European Bee-eater (*Merops apiaster* L.) in a colony next to a beekeeping site. *Avocetta* 26: 25–31.

Onofre N., Portugal e Castro M.I., Nave A., Cadima I.S.P., Ferreira M., Godinho J. 2023. On the Evidence of the European Bee-Eater (*Merops apiaster*) as a Predator of the Yellow-Legged Hornet (*Vespa velutina*) and Its Possible Contribution as a Biocontrol Agent. *Animals* 13 (12): 1–15.

Pawlikowski T., Pawlikowski K. 2012. *Trzmielowate Polski (Hymenoptera: Apidae: Bombini)*. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.

Sánchez-Bayo F., Wyckhuys K.A. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation* 232: 8–27.

Stuart C., Stuart M. 2013. *A Field Guide to the Tracks & Signs of Southern, Central & East African Wildlife*. Struik Nature, South Africa.

Swaay C.V., Cuttelod A., Collins S., Maes D., López Munguira M., Šašić M., Settele J., Verovnik R., Verstrael T., Warren M., Wiemers M., Wynhoff I. 2010. *European red list of butterflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

van Eerden M.R., van Rijn S. 2022. Social Hierarchy within Communal Foraging Flock of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* as Reflected by Differences in Prey Composition and Food Intake at the Roost. *Ardea* 109 (3): 549–563.



MANDARYNKA AIX GALERICULATA W WOJEWÓDZTWIE KUJAWSKO- POMORSKIM (WYSTĘPOWANIE I LĘGI)

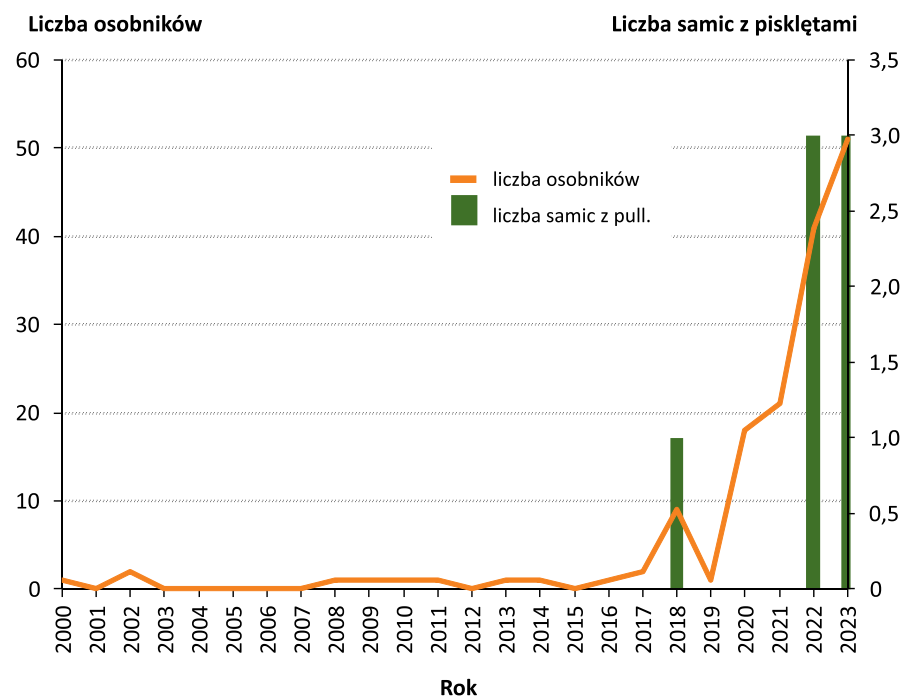
ANDRZEJ
DYLIK

Informacje o stwierdzeniach mandarynki w województwie kujawsko-pomorskim uzyskano w oparciu o dane zgłoszone w portalach Ornitho.pl (www.ornitho.pl) i eBird (www.ebird.org) (dostęp: 17.12.2023 r.), Raportach Komisji Faunistycznej (www.komisjafaunistyczna.pl) (dalej: KF), a także na podstawie obserwacji własnych oraz niepublikowanych obserwacji innych obserwatorów. Informacje pochodzące z jednego miejsca (miejscowości) w zbliżonym okresie pogrupowano, podając przedział czasu, w którym dokonywano obserwacji oraz podając największą liczbę zaobserwowanych ptaków w tym miejscu i okresie. W każdym roku kalendarzowym ustalono największą liczbę zaobserwowanych ptaków oraz liczbę samic wodzących pisklęta. Za ptaki lęgowe uznawano ptaki spełniające kryterium lęgowości „MŁO” odpowiadające kategorii gniazdowania C (gniazdowanie pewne) (Wilk 2016).

Uzyskano łącznie 109 informacji o obserwacjach mandarynki w latach 2000–2023 w 13 miejscowościach. Po raz pierwszy samca mandarynki zaobserwowano w dniach 24–25.10.2000 r. w Gocanowie, pow. inowrocławski. W latach 2000–2017 nie w każdym roku zgłaszano 1–2 obserwacje dotyczące 1–2 ptaków. Począwszy od roku 2018 liczba obserwowanych ptaków wzrastała (ryc. 2), przy czym obserwacje większej liczby ptaków pochodzą wyłącznie z Torunia. Największe zgrupowanie 51 osobników (28 ♂, 23 ♀) obserwowano w dniu 27.12.2023 r. w Toruniu. W Parku Tysiąclecia widziano wówczas 14 ♂ i 13 ♀, a w Parku Miejskim 14 ♂ i 10 ♀. Poza

1 | Zimujące mandarynki *Aix galericulata*
(Toruń – Park Tysiąclecia, 27.12.2023 r.)
fot. Andrzej Dylik





2 | Najwyższa liczba zaobserwowanych mandarynek i samic mandarynki z pisklętami w latach 2000–2023 w województwie kujawsko-pomorskim

Toruniem w kolejnych latach nadal widywano wyłącznie 1–2 ptaki. Samicę z pisklętami po raz pierwszy zaobserwowano w roku 2018. Kolejne obserwacje samic z pisklętami pochodzą z lat 2022 i 2023 – odpowiednio 3 oraz 2–3 samice z pisklętami (tabela 1). Oprócz Torunia pojedyncze mandarynki obserwowano na przestrzeni kilku lat również w Bydgoszczy (tabela 1) oraz w okresie zimowym w Brodnicy (T. Królak, inf. ustna).

Obserwacje samic z pisklętami z województwa kujawsko-pomorskiego pochodzą z Torunia i pobliskiego ujścia Drwęcy do Wisły. Były to obserwacje przygodne, nieprowadzone w sposób metodyczny, zmierzający do wykrycia jak największej liczby gniazdujących mandarynek. Obserwacje z Warszawy wskazują na znaczną śmiertel-

ność inkubujących samic lub piskląt spowodowaną drapieżnictwem kuny *Martes* sp. i wrony siwej *Corvus cornix* (Hayatli i in. 2022). W Toruniu także mogła gniazdować i wyprowadzać lęgi większa liczba samic, jednak z uwagi na możliwą presję drapieżników nie zostało to wykryte.

Stwierdzone gniazdowanie mandarynki w Toruniu w kilku sezonach lęgowych jest pierwszym w województwie kujawsko-pomorskim i kolejnym w Polsce stanowiskiem lęgowym wskazującym na powiększanie areалу lęgowego tego gatunku. Zimowe stwierdzenia mandarynki wskazują, że w Toruniu koncentruje się największa liczba zimujących ptaków w województwie kujawsko-pomorskim i jedna z większych odnotowanych koncentracji w Polsce (Hayatli i in. 2022).

Tabela 1. Obserwacje mandarynki w woj. kujawsko-pomorskim w latach 2000–2023

Lp.	Data / okres	Liczba ptaków	Miejscowość	Źródło
1	24–25.10.2000	1 ♂	Gocanowo, pow. inowrocławski	KF 2001
2	17.04.2002	2 ♂	Bydgoszcz	KF 2005*
3	14.12.2008–4.01.2009	1 ♂	Bydgoszcz – staw Balaton	Ornitho.pl, obs. własne
4	22.11.2009–14.02.2010	1 ♂, 1 ♀	Bydgoszcz – Brda, Tor Regatowy, staw Balaton, Wyspa Młyńska	Ornitho.pl, obs. własne, inf. ustne
5	9.09.2011	1 ♂	Bydgoszcz – Zimne Wody	Ornitho.pl
6	13.01.2013–1.03.2013	1 ♂, 1 ♀	Bydgoszcz – Oplawiec	obs. własne
7	6.01.2014–2.03.2014	1 ♀	Bydgoszcz – Kanał Bydgoski	Ornitho.pl
8	19.01.2016–23.01.2016	1 ♂	Bydgoszcz – Oplawiec	Ornitho.pl, obs. własne
9	7.01.2017	1 ♂, 1 ♀	Brodnica	Ornitho.pl
10	27.02.2017	1 os.	Bronisław – Jezioro Pakoskie	Ornitho.pl
11	15.06.2018	1 ♀ + 8 pull.	Toruń – Ujście Drwęcy do Wisły	Ornitho.pl
12	27.07.2018	1 ♀ + 7 pull.	Toruń – Międzyzmoście	eBird.org
13	6.01.2019	1 ♂	Toruń	Ornitho.pl
14	18.05.2019–30.09.2019	1 ♂	Bydgoszcz – Kanał Bydgoski	Ornitho.pl, obs. własne, eBird.org
15	4–7.04.2020	4 os. (cn. 1 ♂, 1 ♀)	Toruń – Mała Wisłka	Ornitho.pl
16	31.05.2020	1 ♂	Świecie	Ornitho.pl
17	9–10.09.2020	1 ♂	Więcbork	Ornitho.pl
18	22.11.2020	1 ♂	Suchatówka, pow. inowrocławski	eBird.org
19	20.12.2020–21.02.2021	14 ♂, 4 ♀	Toruń – Park Tysiąclecia	Ornitho.pl, eBird.org
20	16.01.2021	1 ♂**	Szubin	inf. ustna
21	6–07.02.2021	1 ♂	Włocławek	Ornitho.pl, inf. ustna
22	11.02.2021–21.02.2021	1 os.	Bydgoszcz	Ornitho.pl
23	26.10.2021–28.12.2021	15 ♂, 6 ♀/juv.	Toruń	Ornitho.pl, eBird.org
24	25.12.2021	2 os.	Włocławek	Ornitho.pl
25	21.01.2022	1 ♀	Koronowo	inf. ustna + foto
26	1.01.2022–22.04.2022	29 os. (cn. 16 ♂, 11 ♀)	Toruń – Park Tysiąclecia	Ornitho.pl
27	1.05.2022–26.05.2022	3 ♂	Toruń	Ornitho.pl
28	22.05.2022	1 ♂, 1 ♀ + 8 pull.	Toruń – Park Tysiąclecia	Ornitho.pl
29	5.06.2022	1 ♀ + 6 pull., 1 ♀ + 5 pull.	Toruń – Mała Wisłka	inf. ustna + foto, mat. niepubl.
30	25.09.2022–26.12.2022	22 ♂, 19 ♀	Toruń – Park Tysiąclecia	Ornitho.pl
31	4.12.2022	1 ♂	Solec Kujawski	Ornitho.pl
32	28.12.2022–24.02.2023	1 ♂	Mogilno	Ornitho.pl
33	16.01.2023–28.04.2023	17 os.	Toruń	Ornitho.pl
34	22.06.2023	1 ♀ + 2 pull.	Toruń	Ornitho.pl
35	4.06.2023	1 ♀/juv.	Bydgoszcz – Myślicinek	Ornitho.pl
36	25.08.2023	2 ♂, 1 ♀; 1 ♀ + 7 pull.	Toruń (pull. w Parku Tysiąclecia)	Ornitho.pl, obs. własne
37	1.10.2023	cn. 2 ♂, cn. 3 pull.	Toruń – Martówka	inf. ustna, mat. niepubl.
38	30.10.2023–27.12.2023	28 ♂, 23 ♀	Toruń	Ornitho.pl, obs. własne

* Błąd w druku raportu KF. Poprawna data obserwacji (17.04.2002) zweryfikowana u obserwatorów (Teresa i Mariusz Blank).

** Obserwacja dotyczy mało płochliwego ptaka z wąską, czarną, plastikową obrączką – prawdopodobny uciekinier z hodowli.

Naturalny areal lęgowy mandarynki obejmuje północno-wschodnią część Chin, południowo-wschodnią część Rosji oraz Japonię. W Europie jest gatunkiem introdukowanym. W niektórych krajach europejskich w II połowie XX wieku zaobserwowano wzrost liczby par (Kucharska i Dyduch 2019). Pierwsza obserwacja mandarynki w Polsce pochodzi z sezonu 1963/1964 (Górski 1979), a pierwszy lęg stwierdzono w 2001 roku w Parku Łazienki Królewskie w Warszawie (Mazgajski i Mazgajska 2004). Większość jej krajowej populacji zasiedla Warszawę – w roku 2020 liczebność oceniono na maksymalnie 80 par (Chodkiewicz i in. 2022). Szacuje się, że w Polsce w ciągu ostatnich 20 lat populacja wzrosła do około 100 par (Hayatli i in. 2022). Na Mazowszu poza Warszawą gniazdowanie mandarynki stwierdzono w Pruszkowie (Ławicki i in. 2021). Na Śląsku gniazdujące ptaki widziano w Brzegu, na stawach w Borucicach, Kamieniu Śląskim i Żywcu (Kąkol i Stajszczyk 2008; Kucharska i Dyduch 2019; Ławicki i in. 2021). Samice z pisklętami widziano również w Kutnie, Ełku, Radzynie Podlaskim, Mielnicy Dużej i na rzece Nowy Rów w powiecie średzkim, a parę ptaków przy dziupli zarejestrowano w Cieszynie (Stawarczyk i in. 2017; Ławicki i in. 2021; Chodkiewicz i in. 2022). W kolejnych latach gniazdowanie na tym samym miejscu stwierdzono w Siedlcu (Cierpikowski i in. 2013).

Mandarynka wykazuje się w Polsce silnym wzrostem populacji (Stawarczyk i in. 2017), a pomimo pozornej „osiadłości” potrafi migrować na dalekie odległości (Kucharska i Dyduch 2019). Z tego względu wskazane byłoby prowadzenie systema-

tycznych obserwacji w Toruniu monitorujących stan miejscowej populacji lęgowej, tym bardziej że 26.06.2024 roku obserwowano tam ponownie samice z 4 młodymi (obs. własne A. Dylik), a także kontrole pozostałych miejsc, w których widywano te ptaki. Na możliwą próbę gniazdowania wskazuje kolejna obserwacja samca mandarynki (5.04.2024 r.) oraz samca i samicy (6.09.2024 r.) w Parku miejskim w Mogilnie (obs. własne A. Dylik).

Andrzej Dylik

andrzejdylik@wp.pl

Kujawski Region Ornitologiczny

ul. Kotwiczowa 15, 85-435 Bydgoszcz

LITERATURA

Chodkiewicz T., Szymon B., Ławicki Ł., Wylegała P., Betleja J., Bzoma S., Cenian Z., Cymbała R., Czechowski P., Czyż S., Dębowski P., Dylik A., Górski A., Grygoruk G., Guzik W., Hayatli F., Jankowski K., Kajzer Z., Krupiński D., Łukasik D., Matyjasiak Ł., Neubauer G., Sielicki S., Smyk B., Stasiak K., Wardecki Ł., Wężyk M., Wieloch M., Woźniak B., Zielińska M., Zieliński P., Sikora A. 2022. Kartoteka Rzadkich Ptaków w Polsce w roku 2020 – gatunki lęgowe. Ornis Polonica 63: 347–379.

Cierpikowski D., Cierpikowska K., Stankowski A. 2013. Mandarynka *Aix galericulata* nowym gatunkiem lęgowym w Wielkopolsce. Ptaki Wielkopolski 2: 113–115.

Górski W. 1979. Egzotyczne gatunki Anseriformes w Polsce. Przegląd Zoologiczny 23: 158–162.

Hayatli F., Wardecki Ł., Sikora D., Kajzer K., Rapczyński J., Karczewski K., Włodarczyk R. 2022. Breeding population size of Mandarin duck in Warsaw agglomeration in 2016–2021. Bird Numbers 2022: Beyond the Atlas: challenges and opportunities. Programme and Abstracts of the 22nd Conference of the European Bird Census Council, 4–9 April 2022, Lucerne, Switzerland. Swiss Ornithological Institute, Sempach.

Kąkol A., Stajszczyk M. 2008. Lęg mandarynki *Aix galericulata* na Dolnym Śląsku. Materiały do awifauny Śląska. Ptaki Śląska 17: 77–89.

PODZIĘKOWANIA

Serdecznie dziękuję wszystkim, którzy udostępnili informacje o niepublikowanych obserwacjach mandarynek i pomogli w zebraniu danych. Osobami tymi są: **Wiesław Bagiński, Mariusz Blank, Wojciech L. Chmieliński, Tomek Królak, Michał Piotrowski, Marek Zieliński i Piotr Zieliński.**

Komisja Faunistyczna. 2001. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2000. Notatki Ornitologiczne 42: 193–214.

Komisja Faunistyczna. 2005. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2004. Notatki Ornitologiczne 46: 159–180.

Kucharska K., Dyduch M. 2019. Pierwszy przypadek lęgu mandarynki *Aix galericulata* w województwie śląskim. Ptaki Śląska 26: 123–126.

Ławicki Ł., Beuch S., Chodkiewicz T., Wylegała P., Betleja J., Bzoma S., Cenian Z., Cymbała R., Czechowski P., Czyż S., Dębowski P., Dylik A., Górski A., Grygoruk G., Guzik W., Jankowski K., Kajzer Z., Krupiński D., Łukasik D., Matyjasiak Ł., Neubauer G., Sielicki S., Smyk B., Stasiak K., Wardecki Ł., Wężyk M., Wieloch M., Woźniak B., Zielińska M., Zieliński P., Sikora A. 2021. Kartoteka Rzadkich Ptaków w Polsce w roku 2019 – gatunki lęgowe. Ornis Polonica 62: 310–338.

Mazgajski D.T., Mazgajska J. 2004. Egzotyczne ptaki w miastach Europy. Fauna miast Europy Środkowej 21. wieku. Wydawnictwo LOGO, Bydgoszcz.

Stawarczyk T., Cofta T., Kajzer Z., Lontkowski J., Sikora A. 2017. Rzadkie ptaki Polski. Studio B&W Wojciech Janek, Sosnowiec.

Wilk T. 2016. Kryteria lęgowości ptaków – materiały pomocnicze. Wersja 3 – 16.02.2016. Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Marki.

3 | Młode mandarynki *Aix galericulata*
(Toruń – Park Tysiąclecia, 25.08.2023 r.)
fot. Andrzej Dylik



CÓ DAJE WIĘKSZA RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA? PRZYKŁAD TRUSKAWEK I OWADÓW ZAPYLAJĄCYCH

DAWID MOROŃ
AGNIESZKA GUDOWSKA
ALEKSANDRA CWAJNA
EMILIA MARJAŃSKA



1 | Kwiat truskawki
fot. Agnieszka Gudowska

Truskawka jest najważniejszym ekonomicznie owocem miękkim na świecie. Bez zapylania biotycznego zawiązywanie owoców truskawek rzadko przekracza 60%, a tym samym produkcja owoców jest zmniejszona. Oszacowano, że w skali świata średnia kwota uzyskiwana przez producentów truskawek z powodu zapylania biotycznego wynosi 5,36 miliarda dolarów rocznie. Ponadto, rośliny truskawek, które są zależne od samozapyle-
nia lub zapylania przez wiatr, zawiązują śred-

nio o 43% mniej nasion niż rośliny zapylane biotycznie. Tak duża redukcja wytwarzania nasion może powodować deformację owoców i zmniejszać wartość handlową truskawek. Aby zapewnić zapylanie na plantacjach truskawek i produkować owoce najlepszej jakości, producenci powinni podjąć działania mające na celu utrzymanie licznych i różnorodnych populacji zapylaczy.

Wstęp

Zapylacze odgrywają kluczową rolę w ekosystemach, zapewniając usługi, które są nierozdzielnie związane z dobrostanem człowieka. Około 75% upraw na świecie jest zależna od zapylaczy odwiedzających kwiaty, co przekłada się na zapewnienie produkcji żywności poprzez zwiększenie plonów i jakości upraw. Powstanie nasion, orzechów i większości owoców, które są ważne dla zrównoważonej diety człowieka, zależy od obecności zapylaczy w środowisku. Liczne badania przewidują spadek plonów w przypadku braku usług zapylania, co może prowadzić do zmian w diecie i zwiększonego, negatywnego wpływu rolnictwa na grunty rolne, co będzie oddziaływać na całe społeczeństwo. Niestety, usługi zapylania są często niedoceniane w podejmowaniu decyzji dotyczących zarządzania krajobrazem rolniczym oraz zalecanymi praktykami rolnymi. Zrozumienie światowej wartości usług zapylania, a także ich wartościowego wkładu w gospodarkę światową jest kluczowe dla formułowania rekomendacji w rolnictwie. Jednym z celów tych rekomendacji powinna być ochrona różnorodności biologicznej rodzimych gatunków.

Przy rosnącym obecnie zapotrzebowaniu na żywność obserwujemy niestety spadek liczby i różnorodności zapylaczy. Niedobory usług zapylania mogą zagrozić stabilności globalnego systemu żywnościowego, zwłaszcza w kontekście produkcji i handlu uprawami. Sztuczne systemy zapylania mogą stanowić rozwiązanie zapewniające bezpieczeństwo plonów nawet w scenariuszach deficytów zapylaczy, ale

konieczne są dalsze badania, aby nowoczesne technologie stały się opłacalne i szeroko dostępne w komercyjnym zastosowaniu. Aby przewidzieć ryzyko strat plonów wynikające z ograniczonej różnorodności zapylaczy, konieczne jest zrozumienie zależności różnych upraw od tych usług. Co więcej, bez znajomości, które gatunki zapylaczy przyczyniają się najbardziej do zapylania danej uprawy, trudno jest wdrożyć skuteczne zarządzanie i ochronę tych zapylaczy oraz związanych z nimi usług zapylania. Ponadto, zależność upraw od zapylaczy bardzo często różni się w zależności od odmiany rośliny – a ten czynnik producenci mogą kontrolować. Ten aspekt jest jednak rzadko brany pod uwagę w analizach ekonomicznych, co ogranicza możliwość pełnego wykorzystania potencjału zapylania.

W naszych badaniach skupiliśmy się na truskawce, najważniejszym ekonomicznie miękkim owocu na świecie, uprawianym komercyjnie, a także na działkach i w przydomowych ogrodach (ryc. 1). Owoce truskawek są niskokaloryczne (33 kcal/100 g), bogate w witaminę C i stanowią dobre źródło manganu. W ciągu ostatniej dekady światowa produkcja truskawek wzrosła o 28%, osiągając ponad 8,8 miliona ton. Zdolność do samozapylecia kwiatów nie wystarcza do całkowitego zapylania. Niepełne zapylanie często skutkuje słabym zawiązaniem owoców prowadząc do powstania małych lub zdeformowanych jagód. Aby uzyskać optymalne formowanie owoców, każdy słupek musi zostać zapylony (truskawki są owocami zbiorowymi i mogą mieć do 500 zalążków na jagodę; dla uproszczenia w ca-

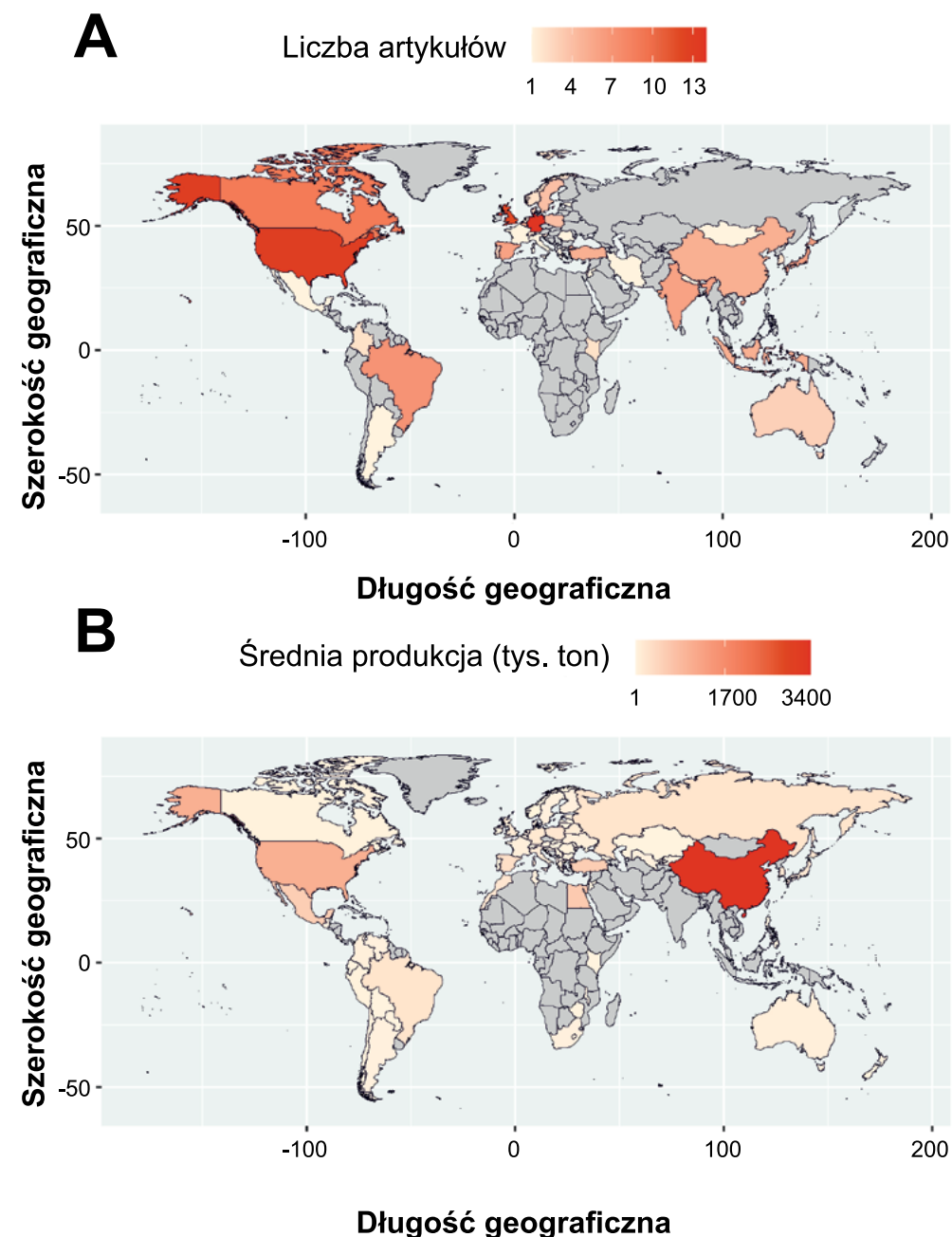
łym artykule truskawki określamy jako „owoce”). Obecność zapylaczy biotycznych (zapylaczy zwierzęcych, w tym sztucznego zapylania przez ludzi) jest niezbędna do uzyskania wystarczającej liczby owoców w celu zapewnienia odpowiedniej produkcji. Ponadto zapylanie biotyczne jest również kluczowe do uzyskania dużej liczby zapłodnionych niełupiek, które wpływają na wielkość i wagę oraz zmniejszają deformację owoców, co z kolei zwiększa ich wartość rynkową. Z punktu widzenia konsumenta istotne jest, że sposób zapylania wpływa również na smak truskawek oraz ich zdolność do przechowywania. W ostatnich latach zaobserwowano niedobory zapylania truskawek spowodowane takimi czynnikami, jak dostępność zapylaczy, praktyki użytkowania gruntów i zarządzanie rolnictwem. Aby stawić czoła temu wyzwaniu i zwiększyć plony truskawek w dużych, komercyjnych plantacjach, rolnicy bardzo często wykorzystują udomowione zapylacze, mianowicie pszczoły miodne (*Apis mellifera*) i trzmiele (*Bombus* sp.). Tymczasem istotnymi zapylaczami truskawek są także rodzime gatunki dzikich owadów, a różnorodność gatunków zapylaczy ma pozytywny wpływ na plon truskawek.

Pojedyncze eksperymenty i obserwacje są niewystarczające, aby wiarygodnie ocenić zapylanie biotyczne upraw, zwłaszcza w skali całego świata. W naszych badaniach dokonaliśmy przeglądu i syntezy opublikowanej literatury na temat zapylania biotycznego truskawek w 33 krajach na pięciu kontynentach na podstawie danych ze 109 odmian. Stosując statystyczne modele metaanalityczne, określiliśmy ilościowo wkład różnych typów zapylaczy w masę owoców truskawki i liczbę zapłod-

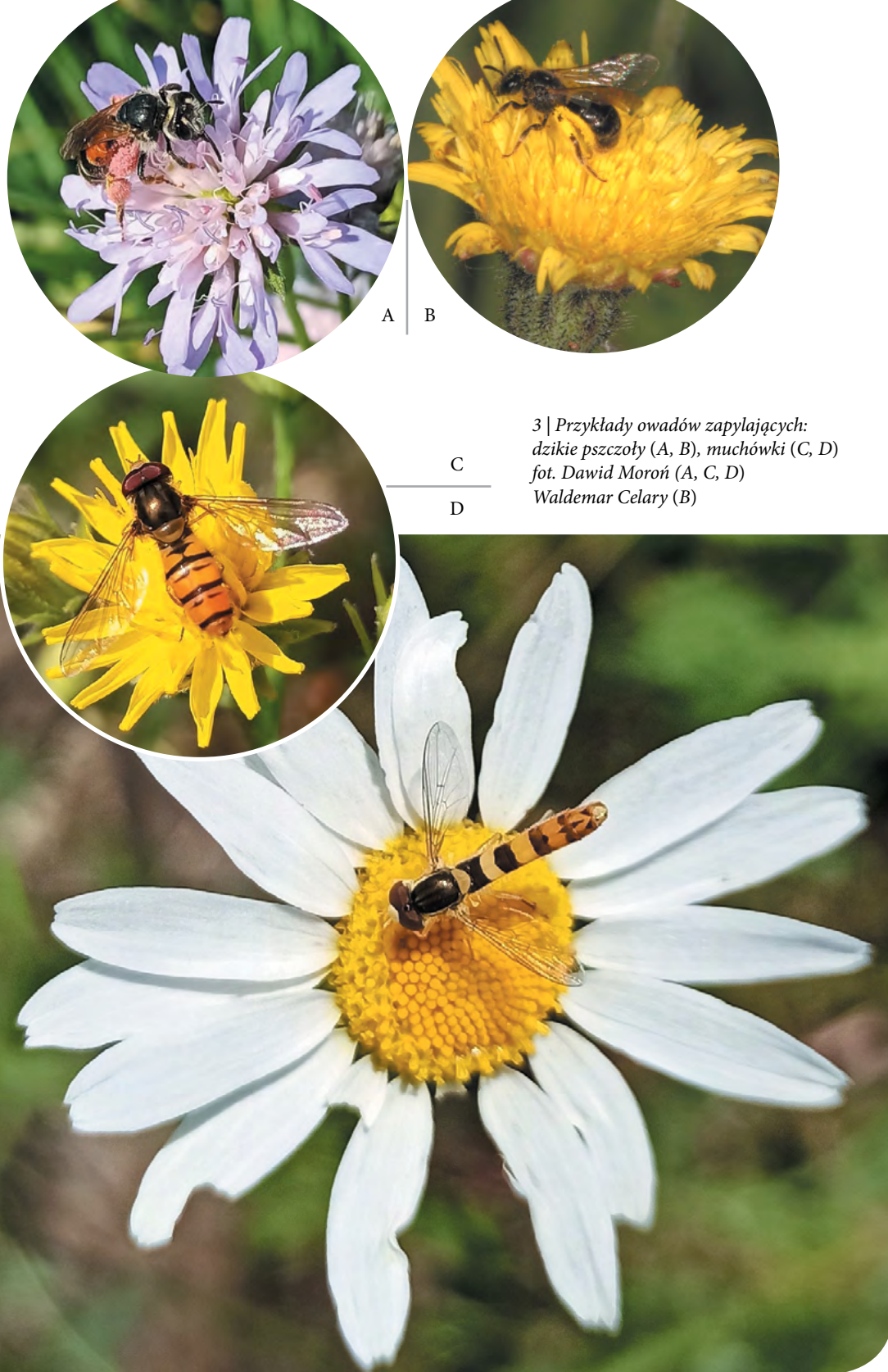
nionych niełupiek (zestaw nasion) — jednego z najczęściej mierzonych parametrów w badaniach nad usługami zapylania. Ponadto ocenialiśmy wpływ zapylania na inne parametry owoców, ważne dla wartości handlowej truskawek, tj. kwasowość, zawartość cukru, wielkość i stopień deformacji. Zidentyfikowaliśmy najczęstsze gatunki zapylaczy truskawek na podstawie częstotliwości ich wizyt na kwiatach lub ich obecności w uprawie truskawek. Ponadto, aby ocenić względny wkład różnych zapylaczy w proces zapylania, przeanalizowaliśmy dane dotyczące zachowań żerowania — liczbę odwiedzanych kwiatów w przeliczeniu na minutę i liczbę sekund spędzonych na jednym kwiecie.

Dyskusja

Stwierdziliśmy, że ponad połowa (51%) badań nad zapylaniem truskawek została przeprowadzona w Europie, 23% w Azji, a tylko 17% w Ameryce Północnej, podczas gdy zdecydowanym liderem produkcji truskawek jest Azja (średnio 57% światowej produkcji w porównaniu do 14% w Europie i 17% w Ameryce Północnej w latach 2011–2020; ryc. 2). Wynik podkreśla zauważalny deficyt odpowiednich inwestycji w badania podstawowe w regionach, w których produkcja truskawek, a co za tym idzie — zapotrzebowanie na skuteczne zapylanie — są najbardziej widoczne. Wspieranie badań nad zapylaczami w tych regionach jest kluczowe dla zapewnienia bezpieczeństwa żywnościowego. Znaleźliśmy tylko pojedyncze badania realizowane w pozostałej części świata, jednak kontynenty afrykański, australijski i południowoamerykański nie odgrywają głównej roli w obecnej produkcji truskawek (odpowiednio 9%, 0,5%



2 | Liczba badań dotyczących zapylania truskawek przez owady w różnych krajach (A) oraz średnia produkcja truskawek w 2020 r. na świecie (B)



3 | Przykłady owadów zapylających:
dzikie pszczoły (A, B), muchówki (C, D)
fot. Dawid Moroń (A, C, D)
Waldemar Celary (B)

i 3% światowej produkcji w latach 2011–2020). Przyszłe prace powinny być bardziej zrównoważone pod względem geograficznym, aby lepiej zrozumieć biotyczne zapylanie truskawek na całym świecie. Nie należy pomijać potencjału wzrostu i dywersyfikacji w sektorze rolniczym dla wyżej wymienionych kontynentów. W ostatnich latach nastąpił znaczny wzrost produkcji truskawek w takich krajach, jak np. Egipt, Maroko, Brazylia, Kolumbia i Australia.

Nasz przegląd wykazał ogromną różnorodność taksonów zaangażowanych w zapylanie truskawek lub obserwowanych na uprawach truskawek. **Oprócz komercyjnie wykorzystywanych pszczół miodnych, pszczół smuklikowatych (Halictidae), dzikie pszczoły i bzygi (muchówki) są bardzo częstymi gośćmi podczas kwitnienia truskawek** (ryc. 3). Ze względu na intensyfikację praktyk rolniczych i zmniejszającą się populację dzikich zapylaczy rolnicy coraz częściej sięgają po komercyjnie hodowane pszczoły, aby zapewnić odpowiednie zapylenie upraw przez cały sezon. Wykazaliśmy, że trzmiele i dzikie pszczoły są „szybszymi” zapylaczami, odwiedzającymi więcej kwiatów na minutę niż pszczoły miodne. Nie znaleźliśmy jednak dowodów na to, że korzyści z zapylania różnią się istotnie między taksonami zapylaczy w skali globalnej. Mniej skutecznymi zapylaczami truskawek były bzygi. Jednym z głównych powodów może być fakt, że bzygi odwiedzają kwiaty głównie w poszukiwaniu nektaru, często bez bezpośredniego kontaktu z organami rozrodczymi kwiatów. Takie zachowanie zmniejsza szanse na pomyślne zapylanie. Ponadto bzygi nie są przystosowane do zbierania i transportu pyłku, tak jak inne zapylacze, np. pszczoły.

Te adaptacje wzmacniają proces zapylania i zwiększają ich skuteczność jako zapylaczy. Ponadto bzygi często charakteryzują się stosunkowo mniejszymi rozmiarami ciała w porównaniu do niektórych innych zapylaczy, co może skutkować zmniejszonym odkładaniem pyłku na powierzchniach znamienia. Warto jednak zauważyć, że chociaż bzygi mogą być mniej skuteczne w zapylaniu, nadal odgrywają rolę w rozmnażaniu roślin i mogą się przyczyniać do ogólnego sukcesu zapylania.

Duża różnorodność gatunków zapylaczy z szerokim zakresem aktywności żerowania, dobowym i sezonowym, pomaga łagodzić wpływ zmian klimatu na usługi zapylania. Aby zwiększyć globalne plony truskawek, zalecamy wspieranie populacji dzikich zapylaczy i różnorodności biologicznej na plantacjach, ze szczególnym naciskiem na dzikie pszczoły. Ponadto, niezbędne jest głębsze zrozumienie wymagań ekologicznych, okresów aktywności w całym sezonie wegetacyjnym, a także siedlisk i preferencji gniazdowych lokalnie ważnych gatunków zapylaczy. Ta wiedza nie tylko ułatwi optymalizację praktyk zapylania, ale także będzie pomocna w opracowaniu strategii, które wspierają i chronią te kluczowe czynniki wpływające na zdrowie ekosystemu i produktywność rolnictwa. Dlatego też, dalsze badania nad ekologią lokalnie ważnych taksonów zapylaczy pozostają niezwykle cenne.

Zapylenie biotyczne ma fundamentalne znaczenie w produkcji truskawek. Porównanie wyników między zabiegami zapylania biotycznego z samozapyleniem i wiatropylnością wykazało, że owady odwiedzające kwiaty odgrywają istotną rolę w zapylaniu

A



B



1 cm

4 | Owoce truskawek powstałe z w pełni zapylonych kwiatów (A) oraz zniekształcone, powstałe w wyniku niepełnego zapylenia (B)

upraw truskawek. Nasze wyniki pokazują, że **przy braku zapylania biotycznego owoce są średnio o 25% mniejsze i wytwarzają średnio o 43% mniej zapłodnionych niełupiek**. Mniejsza liczba niełupiek prowadzi do formowania niekształtnych owoców, a małe, niezapłodnione niełupki powodują wady rozwojowe (ryc. 4). Zgodnie z rozporządzeniem Komisji Europejskiej, które ustala kryteria jakościowe dla truskawek na rynku unijnym, zdeformowane owoce uznaje się za niesprzedawalne na rynku świeżych owoców.

Oprócz zapylania biotycznego kluczową rolę w zwiększaniu plonów odgrywa system zarządzania plantacją truskawek. Różnice między środowiskiem otwartym i szklarniowym, a także między konwencjonalnymi i ekologicznymi praktykami rolniczymi, są istotnymi czynnikami, które należy wziąć pod uwagę. Brak wykrytych różnic w masie truskawek między różnymi metodami uprawy może być rezultatem działania kilku czynników. Należą do nich wprowadzenie komercyjnych zapylaczy, dobór odmian dostosowany do konkretnych warunków, a także wdrożenie skutecznych praktyk rolniczych, takich jak za-

rządzanie glebą, dostarczanie składników odżywczych i nawadnianie.

Niektóre odmiany truskawek do wytworzenia owoców wymagają bardziej intensywnego zapylenia niż inne. Samopylne odmiany mogą jednak nadal korzystać ze zwiększonej wielkości i jakości owoców w obecności zapylaczy. Preferowanie na plantacjach odmian mniej zależnych od zapylaczy może prowadzić do zmniejszenia zapotrzebowania na usługi zapylania, co potencjalnie skutkuje oszczędnościami kosztów związanych z zarządzaniem zapylaniem. Jednak takie podejście może mieć swoje ograniczenia, ponieważ mniej zależne od zapylaczy odmiany mogą produkować mniejsze, mniej jednolite owoce, co może ostatecznie zmniejszyć plony handlowe i ogólną jakość owoców. Ponadto, podczas gdy coraz bardziej doceniane są korzyści płynące z odmian truskawek długowocujących, brakuje kompleksowych badań dotyczących tych odmian i ich zapylaczy w ciągu całego sezonu wegetacyjnego. Takie badania dostarczyłyby cennych informacji plantatorom i sprzedawcom, umożliwiając optymalizację produkcji i konsumpcji oraz zapewniając stałe dostawy świeżych

truskawek, aby sprostać wymaganiom konsumentów przez cały rok.

Odmiany truskawek różnią się nie tylko samopylnością lub kolorem, kształtem i zapachem kwiatów, ale także produkcją nektaru i pyłku, a pszczoły mogą rozróżniać te odmiany. Jakość i ilość nektaru oraz pyłku mogą zatem wpływać na wybory owadów odwiedzających kwiaty danej odmiany. Zalecamy, aby producenci wybierali odmiany truskawek, których kwiaty wytwarzają dużo nektaru i pyłku. Wdrożenie takich praktyk zarządzania wymaga skutecznej komunikacji i współpracy między badaczami, hodowcami i producentami. Zniwelowanie luki między wiedzą naukową a praktyką prowadzenia upraw może zapewnić kompleksowe podejście, które uwzględnia zarówno zrównoważony rozwój środowiska, opłacalność ekonomiczną, jak i wymagania rynku.

Konkluzja

Podsumowując, stwierdziliśmy znaczącą różnorodność gatunków owadów zaangażowanych w zapylanie truskawek. Brak zapylania biotycznego może negatywnie wpłynąć na wielkość i jakość owoców oraz zmniejszyć ich wartość handlową na rynku. W ostatnich latach powszechnie obserwowany spadek liczby zapylaczy zbiegł się z jednoczesnym wzrostem globalnego popytu na żywność. Utrata usług zapylania wprost wynikająca ze spadku różnorodności biologicznej może mieć negatywne konsekwencje ekologiczne i ekonomiczne, zagrażające nie tylko różnorodności roślin i stabilności ekosystemu, ale także globalnemu bezpieczeństwu żywnościowemu, produkcji upraw i dobrostanowi człowie-

PODZIĘKOWANIA

Artykuł powstał w ramach realizacji grantów przyznanych przez Narodowe Centrum Nauki (2020/37/B/NZ8/01743 oraz 2021/41/B/NZ8/01854).

ka. Zrozumienie światowej wartości usług zapylania i jej zależności od różnorodności biologicznej ma fundamentalne znaczenie dla planowania zarządzania w rolnictwie. Aby poprawić usługi zapylania i zwiększyć plony na plantacjach truskawek, plantatorzy powinni rozważyć ochronę dzikich zapylaczy i zwiększenie liczebności ich populacji poprzez stosowanie takich praktyk, jak: sadzenie roślin towarzyszących, zakładanie pasów kwiatów polnych i zwiększenie zasobów kwiatowych wewnątrz upraw oraz ograniczenie stosowania pestycydów. W ten sposób grunty rolne mogłyby odgrywać podwójną rolę zarówno w ochronie zapylania, jak i produkcji żywności. Inne możliwości, np. wykorzystanie pszczół miodnych, mogą być pomocne, ale wiążą się z dodatkowymi kosztami finansowymi i mogą stanowić zagrożenie dla dzikich pszczół poprzez konkurencję o zasoby lub przenoszenie pasożytów, co skutkuje dalszym spadkiem liczebności dzikich pszczół i bogactwa gatunków. Ponadto, ręczne zapylanie przynosi podobne rezultaty w porównaniu z zapylaniem przez owady, jednak metoda ta jest bardzo pracochłonna i kosztochłonna. Plantatorzy powinni wziąć pod uwagę różnice w korzyściach z zapylania między różnymi odmianami truskawek i dopasować je do występujących w pobliżu plantacji rodzimych zapylaczy.

Dawid Moroń

moron@isez.pan.krakow.pl

Agnieszka Gudowska

Aleksandra Cwajna

Emilia Marjańska

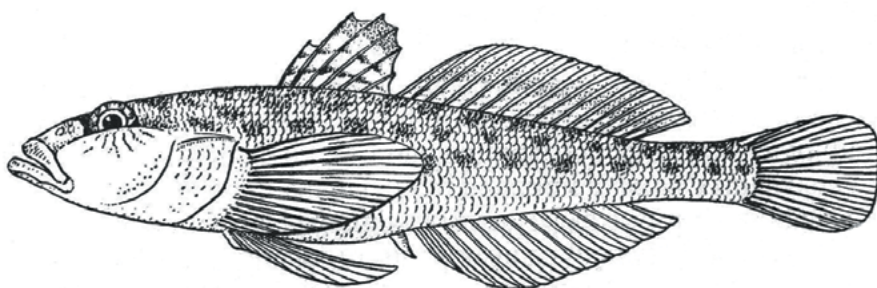
Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt PAN

ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków

NASZE RYBY CHRONIONE: PORZUCONA BABKA I PODSUMOWANIE

ANTONI
AMIROWICZ

BIOTA to zbiór wszystkich
organizmów regionu geograficznego.
Wszystkie bioty planety tworzą żywy
komponent biosfery Ziemi



Galerię portretów naszych ryb chronionych otworzył jesiotr – ryba zasłużenie podziwiana z racji swojej wyjątkowości, wielkości i niegdyśszego znaczenia gospodarczego (Amirowicz 2021a). Zamyka ją babka szczupła, *Neogobius fluviatilis*, w porównaniu z jesiotrem niepozorna, ale nie ustępująca mu pod jednym względem – ten gatunek (razem z paroma innymi czarnomorskimi babkami) był masowo łowiony i przetwarzany na konserwy, które nosiły handlową nazwę „byczków”.

Babka szczupła należy do rodziny babkowatych (Gobiidae), której inni przedstawiciele wchodzą w skład ichtiofauny naszego Bałtyku i podlegają tam ochronie (Amirowicz 2023d). Babka szczupła też może być uznana za rybę morską, bo wiedzie bardzo podobny do nich tryb życia, tyle że w płytkiej przybrzeżnej strefie Morza Czarnego. To morze przypomina Bałtyk zasoleniem mniejszym od typowych mórz, bo stężenie soli w jego wodzie

1 | Babka szczupła. Rycina pochodzi z monografii *Promyslovyje ryby SSSR* wydanej w Moskwie w 1949 roku pod redakcją L.S. Berga, A.S. Bogdanova, N.I. Kożina i T.S. Rassa (str. 645)

wynosi tylko około 17‰. Babka szczupła woli mniejsze zasolenie i dlatego nie występuje w Morzu Śródziemnym, gdzie jest ono ponad dwukrotnie większe i sięga 38‰. Nie unika wody słodkiej – żyje nie tylko w sąsiedztwie ujść rzek, gdzie woda jest wysłodzona, ale i w ich dolnych biegach. Jest rybą małą (jej długość nie przekracza 20 cm, a często osiąga tylko 10–15 cm, ciężar dochodzi do 40–50 g), ma wydłużone wrzecionowate ciało, którego kształtem przypomina inne babki (ryc. 1). Charakterystyczne dla przedstawicieli tej rodziny jest zrośnięcie płetw brzusznych w formę lejka, który działa jak przyssawka ułatwiająca rybie przeciwstawianie się znoszeniu przez ruchy wody w strefie działania fal.

Babka szczupła żyje krótko (do 5 lat) i dojrzewa szybko. Żyje na dnie i żywi się bezkręgowcami dennymi. Jej ubarwienie jest dobrze dopasowane do piaszczystego lub mulistego dna: ciało jest jasne, szaro-żółtawo-beżowe, na grzbiecie i bokach są ciemniejsze brązowe plamy różnej wielkości, które na płetwach układają się w pasy. Samce w czasie tarła stają się czarne. Tarło odbywa od IV do VII. Samice składają ikrę na twardych przedmiotach (kamienie, muszle, rośliny) w gniazdach, które są przygotowywane i pilnowane przez samce. Samica składa ikrę parokrotnie w ciągu sezonu, łącznie około 1000 ziarn, rzadko więcej.

Według oceny IUCN babka szczupła ma obecnie w skali globalnej kategorię LC (najmniejszej troski). Tłumaczone jest to dużym obszarem zasięgu gatunku, licznym występowaniem i brakiem doniesień o spadku wielkości populacji. W Polsce ten gatunek został objęty **ochroną ścisłą** w 2001 roku, ale utrzymał swój status tylko przez trzy lata, do chwili ogłoszenia kolejnego rozporządzenia w sprawie gatunków zwierząt objętych ochroną. O dalszej opiece prawa nie mogło być mowy, bo babka szczupła została przez nas uznana za **inwazyjny gatunek obcy** – trafiła do kategorii tych złych gatunków, potocznie postrzeganych jako poważne zagrożenie dla rodzimej przyrody, które zasługują jedynie na eliminację. Czy babka szczupła rzeczywiście zasłużyła na tak bezwzględne potraktowanie? Jej przypadek jest okazją do zastanowienia się nad bieżącymi zmianami składu naszej fauny ryb.

Obce gatunki pojawiają się w lokalnych **biotach*** z trzech powodów. Po pierwsze, są **introdukowane** w nadziei osiągnięcia jakichś korzyści. Kiedy wsiedlenie jest udane, to niezależnie od tego, czy przynosi oczekiwany efekt, czy nie, obcy gatunek staje się składnikiem przyrody – i często bywa tak, że powoduje nieoczekiwane problemy, a bilans przedsięwzięcia okazuje się inny od spodziewanego. Znałe przykłady takich porażek – jak choćby wręcz katastrofalne następstwa introdukcji okonia nilowego do Jeziora Wiktorii (Goldschmidt 1999) – powinny studiować pał poprawiający przyrodę.

Po drugie, obce gatunki bywają **przypadkowo zawlekane** do nowej ojczyzny. Ichtofauna Europy wzbogaciła się w ten sposób o czebaczka amurskiego, *Pseudorasbora parva*, z rodziny kielbiowatych (Gobiionidae), który przybył z Dalekiego Wschodu podróżując razem z transportami narybku tołpygi białej, tołpygi pstrej i amura białego – gatunków sprowadzonych w latach 60. XX wieku z Chin do hodowli w stawach. Czebaczek szybko zaaklimatyzował się w gospodarstwach stawowych, do których trafił, a potem rozprzestrzenił się szeroko w wodach naturalnych, preferując wolno płynące rzeki i wody stojące. Nie można doszukiwać się tu złej woli, ale można mówić o niewystarczającej ostrożności. Przezorność wydaje się coraz bardziej potrzebna w epoce łatwych do realizacji długodystansowych transferów różnych organizmów. Przypadek czebaczka jest tylko wybranym przykładem z wielkiej liczby zawleceń.

Po trzecie, **wszystko płynie**. Zmiany są właściwością otaczającego świata – niektóre łatwo zobaczyć w cyklicznych procesach zamykających się w skali każdego roku, inne to trendy widoczne w wynikach dokładnych obserwacji gromadzonych przez dekady. Wszystkie zmiany mają swoje przyczyny, które coraz lepiej poznajemy, i dzięki temu rozumiemy, jakich skutków możemy się spodziewać. Zmiany warunków życia to stałe wyzwanie, wobec którego stoi każdy gatunek na Ziemi. Kiedy środowisko staje się bardziej przychylne potrzebom gatunku, jego populacje powiększają swe wielkości i zasięgi, a kiedy robi się bardziej surowe – ustępują z zajmowanego wcześniej obszaru. Kiedy widzimy następstwo poprawy lokalnych warunków – pojawienie się gatunku nie notowanego tu wcześniej – ulegamy pokusie używania terminologii militarnej, z której pochodzi termin **inwazja**. Pewnie gra tu rolę niemiłe doznanie ponoszenia strat gospodarczych przypisywanych przybyszowi albo jedynie obawa przed ich wystąpieniem. Patrząc od strony gatunku, widzimy inny obraz: rozszerzanie zasięgu to po prostu **ekspansja** umożliwiona przez korzystne zmiany na obszarze wcześniej dla niego niedostępnym.

Babka szczupła jest beneficjentem antropogenicznego przekształcania europejskich rzek, ale trzeba dostrzec, że sama też pracowała na swój sukces. Zasiedlenie ujść rzek uchodzących do Morza Czarnego (gdzie ta babka została odkryta i opisana naukowo na początku XIX wieku; epitet *fluviatilis* w nazwie to ślad zauważenia jej związku z rzekami) wskazuje na tolerancję tego morskiego gatunku na wodę słodką. Występowanie w dolnych biegach tych rzek dowodzi, że babka szczupła też może się

rozmnazać w wodzie słodkiej, a osiągnięcie takiej zdolności uniezależniło ten gatunek od pierwotnego środowiska i uwolniło go od konieczności podejmowania migracji rozrodczych. Postępująca stopniowo kolonizacja coraz bardziej oddalonych od morza odcinków rzek wskazuje na plastyczność wobec rodzaju siedliska: babka szczupła nie jest ograniczona do piaszczystej morskiej strefy przybrzeżnej i potrafi żyć w środowisku rzecznym, gdzie dno może być żwirowe albo wręcz kamieniste, a nurt bystry. Baza pokarmowa, w rzece inna niż w morzu, też daje się wykorzystać. Wobec tego mogło wystarczyć niewiele, żeby warunki życia w rzekach stały się na tyle sprzyjające temu gatunkowi, by zaczął kolonizować zlewisko Morza Czarnego. Tym czynnikiem korzystnie zmieniającym sytuację babki szczupłej mogły się okazać modyfikacje środowiska płynących tam rzek: te przekształcające naturalną postać koryt, aby stały się ustabilizowane i odpowiednie dla nawigacji, i te naruszające skład zespołów ryb i innych organizmów rzecznych przez niewłaściwie prowadzone rybactwo i zanieczyszczanie rzek ściekami. W tak zaburzonym środowisku gatunek okazał się nieco odporniejszy od innych i był zdolny do tworzenia stabilnych populacji.

Na koniec wystarczyło otwarcie bramy między zlewiskami Morza Czarnego i Bałtyku. Tą bramą stał się Kanał Królewski, który w II połowie XVIII wieku połączył rzeki Pinę w dorzeczu Dniepru z Muchawcem w dorzeczu Wisły. Trudno się dziwić, że babka szczupła znalazła tę drogę i wyszła poza obszar swego naturalnego zasięgu. W naszych granicach została stwierdzona w Bugu w połowie lat 90. XX wieku i potraktowana jako gatunek odkryty dla naszej ichtiofauny, występujący

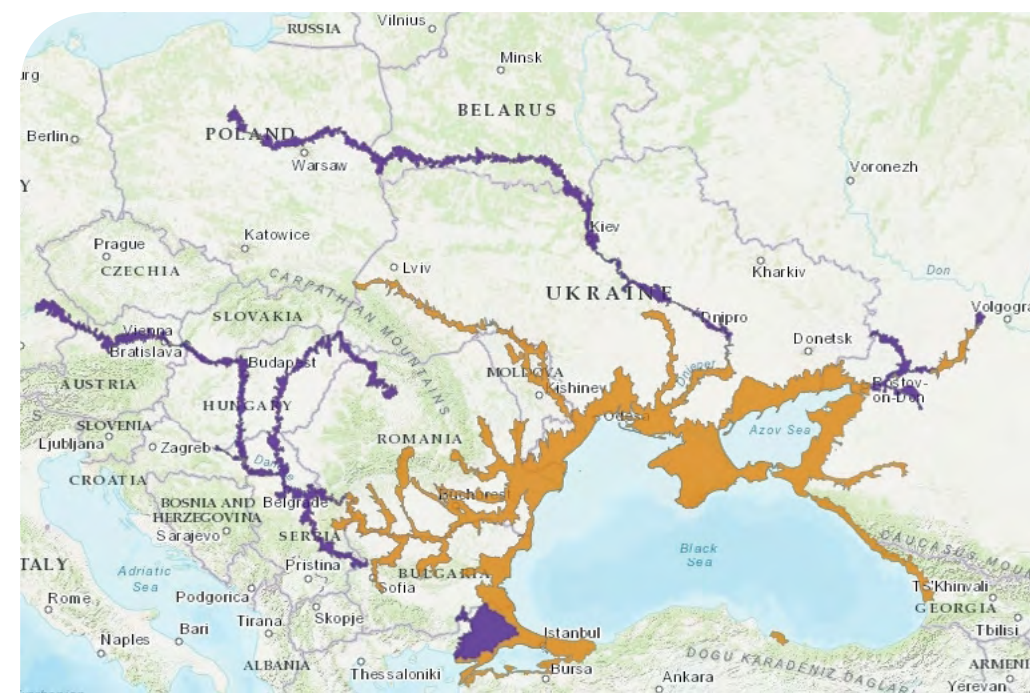
tylko w jednej rzece i zasługujący na objęcie ochroną gatunkową, co znalazło swój wyraz w kolejnym rozporządzeniu z 2000 roku. Jednak już w 2002 roku babkę szczupłą znaleziono w Zbiorniku Włocławskim i stało się jasne, że jest to gatunek szybko powiększający swój zasięg. Nastawienie do babki szczupłej zmieniło się diametralnie. Wszystko dlatego, że dotarła do Bugu przez kanał żeglugowy likwidujący izolację dwóch dorzeczy. Gdyby pojawienie się babki szczupłej w naszym kraju nastąpiło na skutek przesuwania granicy zasięgu wzdłuż biegu jednej rzeki, to pewnie przyglądalibyśmy się temu spokojniej.

Warto zauważyć, że patrzymy na właśnie taki proces, ale chodzi o inny gatunek, blisko spokrewniony z babką szczupłą. To babka łysa, *Babka gymnotrachelus*. Też weszła do rzek uchodzących do Morza Czarnego i stopniowo je kolonizowała (ryc. 2). Okazuje się bowiem, że taką zdolność ma więcej **pontyjskich*** przedstawicieli rodziny Gobiidae. W naszych wodach śródlądowych już mamy, obok dwóch wspomnianych, jeszcze babkę byczą *Neogobius melanostomus* i **babkę rurkonosą*** *Proterorhinus semilunaris*, które skorzystały z połączeń żeglugowych między zlewiskami Morza Czarnego i Bałtyku. Istnieje jednak

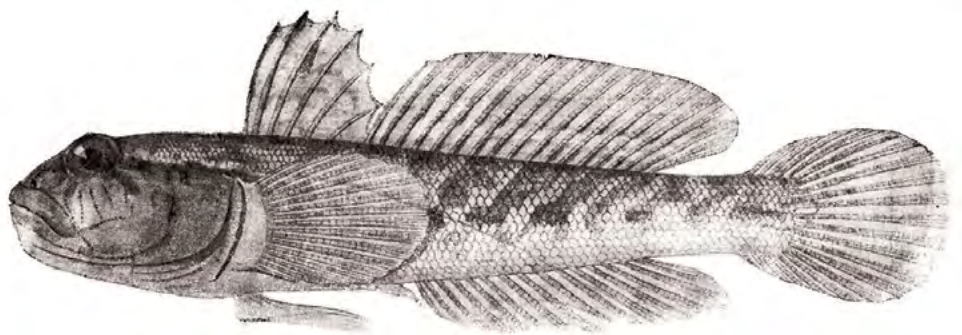
Przymiotnik „PONTYJSKI” wskazuje na związek z Morzem Czarnym, które w starożytności było nazywane **Pontus** (gr. Πόντος = morze)

BABKA RURKONOSA była wcześniej identyfikowana w Polsce jako babka marmurkowa, P. marmoratus. Badania genetyczne wykazały jednak, że babka marmurkowa nie opuściła Morza Czarnego.

Do rzek zapuściły się 2 inne gatunki z tego rodzaju, z których do Europy środkowej dotarł *P. semilunaris*.



2 | Obszar występowania babki łysej. Zasięg naturalnej kolonizacji jest zaznaczony kolorem złotym. Do Polski babka łysa dotarła również szlakiem przez zbiorniki zaporowe na Dnieprze i Kanał Królewski (kolor granatowy). Źródło: <https://www.iucnredlist.org/species/188118/135114723>, dostęp: 2024-10-30



u nas populacja babki łysej, która nie potrzebowała takiej pomocy. To populacja w Strwiążu, karpackiej rzece należącej do dorzecza Dniestru, który uchodzi do Morza Czarnego. Dlatego warto przyjrzeć się bliżej babce łysej.

Babka łysa jest podobna do babki szczupłej (ryc. 3). Osiąga 13–16 cm długości, jej ciało jest szaro-żółtawo-brązowe z ciemnobrunatnymi plamami ukośnie ułożonymi w marmurkowy deseń, na płetwach ma plamki ułożone w pasy. W czasie tarła ubarwienie samców staje się ciemne, a plamy czernieją. Tarło odbywa od IV do VII, samice składają w paru porcjach do 1000 ziarn ikry w gniazdach, których pilnują samce. Długość życia babki łysej nie przekracza 4–5 lat. Żywi się bezkręgowcami dennymi, wykazuje dużą plastyczność pokarmową dostosowując się oportunistycznie do tych zasobów bazy pokarmowej, które są najbardziej dostępne, co osłabia konkurencję z innymi rybami bentosożernymi.

Warto podkreślić, że dwie odrębne grupy populacji babki łysej w Polsce – ta w Strwiążu i te rozsiedlone w Bugu i Wiśle – różnią się genetycznie (Grabowski i in. 2016). Zatem, nasze nastawienie do babki łysej wymaga korekty: mamy dwie „rasy”

3 | *Babka łysa. Rycina pochodzi z monografii L.S. Berga Ryby presnyh vod SSSR i sopredel'nyh stran. Čast' 3 wydanej w Moskwie i Leningradzie w 1949 roku (ryc. 830, str. 1098)*

tego gatunku, **dnieprówą**, którą uważamy za inwazyjną, i **dniestrową**, której nie możemy tak traktować. Już ponad 10 lat temu na ten fakt zwrócili uwagę Kukuła i Bylak (2013), ale do tej pory nie zostało to zauważone przez ustawodawcę. To dziwi, bo mamy w naszych granicach gatunek obecny jedynie w krótkim, przypuszczalnie mierzącym nie więcej niż 5 km, odcinku niedużej karpackiej rzeki (ryc. 4). Zachowanie tej populacji jest naszą powinnością, dlatego możliwie szybko powinno nastąpić objęcie jej ochroną prawną.

Na tym pozostaje zakończyć przegląd naszych ryb chronionych. W tym i dziele poprzednich artykułach poznaliśmy ich 38 (Amirowicz 2021a, 2021b, 2022a, 2022b, 2023a, 2023b, 2023c, 2023d,

2024). Każdy z tych gatunków to unikalny klejnot naszej przyrody, a zarazem osobne wyzwanie dla społeczeństwa dojrzałego do opieki nad dziedzictwem przyrodniczym swego kraju. Oczywiście można dyskutować nad różnie rozumianym znaczeniem poszczególnych gatunków dla nas, nad zakresem troski roztaczanej nad nimi i nad pilnością jej wdrażania. Jednak bez względu na wyrażane w takiej dyskusji poglądy i wyciągane wnioski mające służyć wypełnieniu obowiązku wobec ojczystej przyrody, ostatecznym egzaminem jest, i pozostanie, sukces albo porażka naszego zadania.

4 | *Stanowisko babki łysej w Strwiążu poniżej Krościenka (lokalizacja: 49°28'41" N, 22°41'17" E) fot. Antoni Amirowicz*



Tabela 1. Ochrona gatunkowa ryb w Polsce

Gatunek		Rozporządzenie							
		R 1952	R 1984	R 1995	R 2001	R 2004	R 2011	R 2014	R 2016
		1	2	3	4	5	6	7	8
Minóg morski	<i>Petromyzon marinus</i>			S	S	S!	S!	S!	S!
Minóg rzeczny	<i>Lampetra fluviatilis</i>			S ¹	S ¹	S!	S!	C	C
Minóg strumieniowy	<i>Lampetra planeri</i>			S	S	S	S	C	C
Minóg ukraiński	<i>Eudontomyzon mariae</i>			S	S	S	S	C	C
Jesiotr zachodni	<i>Acipenser sturio</i>	S	S	S	S	S!	S	S!	
Jesiotr ostronosy	<i>Acipenser oxyrinchus</i>								S!
Parposz	<i>Alosa fallax</i>			S	S	S	S	C	C
Aloza	<i>Alosa alosa</i>			S	S	S	S	C	C
Łosoś	<i>Salmo salar</i>			S ²					
Głowacica	<i>Hucho hucho</i>							S ⁴	S ⁴
Strzebla błotna	<i>Rhynchocypris percunurus</i>		S	S	S	S!	S!	S!	S!
Strzebla potokowa	<i>Phoxinus phoxinus</i>		S	S	S				
Ciosa	<i>Pelecus cultratus</i>		S	S ³	S ³	S ³	S ³	C ³	C ³
Kiełb długowąsy	<i>Romanogobio uranoscopus</i>		S						
Kiełb białopłetwy	<i>Romanogobio albiginnatus</i>		S	S	S	S	S	C	C
Kiełb Kesslera	<i>Romanogobio kesslerii</i>			S	S	S!	S!	C	C
Piekielnica	<i>Alburnoides bipunctatus</i>			S	S	S	S	C	C
Różanka	<i>Rhodeus amarus</i>			S	S	S	S	C	C
Słonecznica	<i>Leucaspius delineatus</i>				C				
Brzanka	<i>Barbus carpathicus</i>						S	C	C
Ślíz	<i>Barbatula barbatula</i>			S	C	S	S	C	C
Koza	<i>Cobitis taenia</i>			S	S	S	S	C	C
Koza dunajska	<i>Cobitis elongatoides</i>							C	C
Koza złotawa	<i>Sabanejewia aurata</i>			S	S	S	S	S	S
Piskorz	<i>Misgurnus fossilis</i>			S	S	S	S	C	C
Pocierniec	<i>Spinachia spinachia</i>			S	S	S	S	C	C
Iglicznia	<i>Syngnathus typhle</i>			S	S	S	S	C	C
Wężyńka	<i>Nerophis ophidion</i>				S	S	S	C	C
Babka mała	<i>Pomatoschistus minutus</i>			S	S	S	S	C	C
Babka piaskowa	<i>Pomatoschistus microps</i>			S	S	S	S	C	C
Babka czarnoplamka	<i>Pomatoschistus flavesens</i>				S	S	S	C	C
Babka czarna	<i>Gobius niger</i>				S	S	S		C

Gatunek		1	2	3	4	5	6	7	8
Babka szczupła	<i>Neogobius fluviatilis</i>				S				
Kur rogacz	<i>Myoxocephalus quadricornis</i>			S	S	S	S	C	C
Głowacz przęgopłetwy	<i>Alpinocottus poecilopus</i>			S	S	S!	S!	C	C
Głowacz białopłetwy	<i>Cottus gobio</i>				S	S!	S!	C	C
Taśmiak	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>							C	C
Dennik	<i>Liparis liparis</i>			S	S	S	S	C	C
Razem:		1	6	26	31	28	29	31	32
w tym	Ochrona ścisła				29	21	23	2	2
	z wymogiem ochrony czynnej					7	6	3	3
	Ochrona częściowa				2			26	27

Objaśnienia symboli: Rozporządzenia: **R 1952** – Dz.U. 1952 poz. 307, obowiązuje od 17.11.1952 r.; **R 1984** – Dz.U. 1984 poz. 11, obowiązuje od 1.02.1984 r.; **R 1995** – Dz.U. 1995 poz. 61, obowiązuje od 1.04.1995 r.; **R 2001** – Dz.U. 2001 poz. 1456, obowiązuje od 15.11.2001 r.; **R 2004** – Dz.U. 2004 poz. 2237, obowiązuje od 26.10.2004 r.; **R 2011** – Dz.U. 2011 poz. 1419, obowiązuje od 23.11.2011 r.; **R 2014** – Dz.U. 2014 poz. 1348, obowiązuje od 8.10.2014 r.; **R 2016** – Dz.U. 2016 poz. 2183, obowiązuje od 1.01.2017 r.; **Ochrona gatunkowa:** **S** – ochrona ścisła, **S!** – ochrona ścisła z wymogiem ochrony czynnej; **C** – ochrona częściowa.

- ¹ ochronie podlegają tylko larwy w rzekach
² chroniony tylko poza obszarem Morza Bałtyckiego, wód przymorskich, ujść rzecznych, oraz rzek: Drwęcy, Drawy i Wisły od Włocławka do ujścia
³ chroniona tylko poza obszarem Zalewu Wiślanego
⁴ chroniona tylko w dorzeczu Dunaju

Porażki już ponieśliśmy. Na pierwszy plan wysuwają się dwie: to jesiota i łosoś – ryby wartościowe gospodarczo i podziwiane przez przyrodników. Jesiotra wzięliśmy pod ochronę 70 lat temu jako pierwszy gatunek ryby, patrząc na dramatyczny regres polskich populacji i widząc nieskuteczność prawnej regulacji jego połowów. Zapisy kolejnych ministerialnych rozporządzeń w sprawie gatunkowej ochrony zwierząt były jasne i wolne od dodatkowych zastrzeżeń: jesiota miał być chroniony ściśle, a nawet był obdarzany wymogiem ochrony czynnej (tabela 1). To nic nie dało, a ewen-

tualna obecność jesiota w polskich wodach wynika dziś z programu wsiedlenia tu formy pochodzącej z Ameryki Północnej, którego efekt nieprędko będzie można ocenić. Podobnie nieskuteczna okazała się ochrona łososa. W jego przypadku zastrzeżyliśmy obowiązywanie ochrony tylko tam, gdzie tego gatunku praktycznie nie było (tabela 1). Najbardziej zdumiewa obojętność ustawodawcy wobec populacji w Drawie – ostatniej, topniejącej na naszych oczach populacji rodzimego łososa. Po sześciu latach takiej ochrony jej kontynuacja stała się bezcelowa. Obecnie łosoś

QUI PRO QUO (łac. = *ten zamiast tego*)
to nieporozumienie polegające na wzięciu
kogoś za kogoś innego.

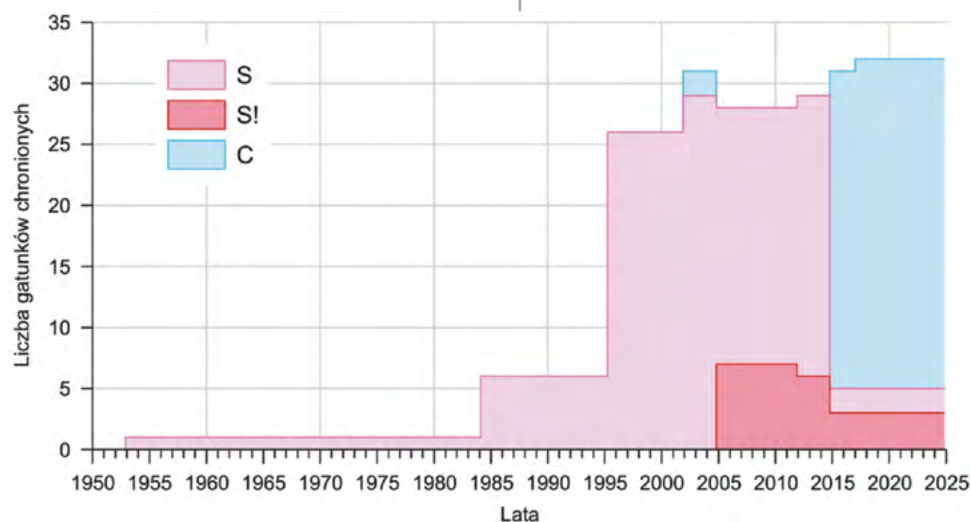
w Polsce występuje, ale jest do forma sprowadzona z Daugawy na Łotwie, i mamy do czynienia jedynie ze stadami utrzymywanymi przez zarybianie i służącymi do eksploatacji rybackiej. Po przypadku łosia pozostała praktyka wyłączania ochrony gatunkowej tam, gdzie mogłaby przeszkadzać rybactwu i wędkarstwu – była stosowana wobec minoga rzecznego, a aktualnie dotyczy ciosy i głowacicy (tabela 1).

Innym rodzajem porażki jest każde zaniechanie ochrony gatunku: spotkało to strzeblę potokową, słonecznicę, no i babkę szczupłą, której przypadek przybliży ten artykuł – ale nie dotyczy to kielbia długowąsego, bo był chroniony w intencji ochrony kielbia Kesslera, na skutek **qui pro quo*** (tabela 1). Pominęte gatunki nie zasługują na taką obojętność. Być może formuła „wszystko albo nic” – chronimy albo nie – nie sprawdza się w niektórych przypadkach. Każda populacja jest bytem do pewnego

stopnia odrębnym, z czego wynika niejednolity poziom zagrożenia i niejednakowa potrzeba ochrony. W praktyce oznacza to, że ochrona każdego gatunku powinna być różnicowana regionalnie – na poziomie jednostek hydrograficznych, przy zachowaniu rozsądnej precyzji ich wydzielenia. Ten sposób wydaje się lepszy dla zatrzymania spadku bioróżnorodności, którą trzeba chronić lokalnie. Zdają się to lekceważyć oceny zagrożenia poszczególnych gatunków opracowywane przez IUCN, które bywają fałszywie optymistyczne, zwłaszcza kiedy odnoszą się do ich sytuacji w skali globalnych zasięgów.

Kiedy patrzy się na postęp obejmowania ochroną gatunkową ryb w Polsce, widać jeszcze jedną tendencję, która niepokoi

5 | Liczba gatunków ryb objętych w Polsce ochroną gatunkową: S – ochrona ścisła, S! – ochrona ścisła z wymogiem ochrony czynnej, C – ochrona częściowa



przyrodnika (ryc. 5). Liczba gatunków wymienianych w kolejnych rozporządzeniach rosła – zwłaszcza cieszył rok 1995, kiedy przybyło ich 20 – aż do ustabilizowania się liczby gatunków chronionych na poziomie około trzydziestu. Jednak coś się zmieniło w 2014 roku: choć całkowita liczba gatunków wzrosła z 29 do 31, to większość z nich (26) została objęta jedynie ochroną częściową. Spadła też o połowę liczba gatunków wymagających ochrony czynnej: z sześciu do zaledwie trzech. Można by pomyśleć, że osiągnęliśmy wielki sukces – stan zagrożonych ryb znacząco się poprawił, a stan ich siedlisk jest doskonały, co razem oddaliło powody do niepokoju o ich przyszłość. Ale tak przecież nie jest! Problemy nie zniknęły, a ich skala może się wydawać nawet większa. Jest to widziane nie tylko przez specjalistów, o czym świadczą inicjatywy społeczne biorące się z niepokoju o przyszłość naszych wód, pojawiło się też zainteresowanie wiedzą o powodach niepokojącej sytuacji (Mencwel 2023).

Ten wzrost wrażliwości na stan środowiska i obawa o jego przyszłość, choćby okazały się tylko ograniczone do niewielu z nas, dają nadzieję. Jeżeli będzie wola opieki nad tym, co jeszcze trwa – w tym nad wodami i wszystkimi ich mieszkańcami – to potrzebna wiedza istnieje i jest dostępna.

Antoni Amirowicz
amirowicz@iop.krakow.pl
emerytowany pracownik
Zakładu Biologii Wód im. Karola Starmacha
Instytutu Ochrony Przyrody
Polskiej Akademii Nauk
al. Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

LITERATURA

- Amirowicz A. 2021a. Nasze ryby chronione – wprowadzenie i pierwszy portret. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 77 (3): 72–75.
- Amirowicz A. 2021b. Nasze ryby chronione – dwie strzeble. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 77 (4): 76–79.
- Amirowicz A. 2022a. Nasze ryby chronione – długowąs kielbie. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 78 (1): 76–79.
- Amirowicz A. 2022b. Nasze ryby chronione – łowić, czy nie łowić? *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 78 (2): 72–79.
- Amirowicz A. 2023a. Nasze ryby chronione: echo pradziejów. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 79 (1): 74–79.
- Amirowicz A. 2023b. Nasze ryby chronione: koza et consortes. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 79 (2): 74–79.
- Amirowicz A. 2023c. Nasze ryby chronione: górskie skorpeny. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 79 (3): 76–79.
- Amirowicz A. 2023d. Nasze ryby chronione: babki, rogacz i inne drobiazgi. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 79 (4): 68–79.
- Amirowicz A. 2024. Nasze ryby chronione: od metaritraku do plezjopotamalu. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 80 (2): 72–79.
- Goldschmidt T. 1999. Wymarzone jezioro Darwina: dramat w Jeziorze Wiktorii. Wyd. Prószyński i S-ka, Warszawa.
- Grabowski M., Hupała K., Bylak A., Kukuła K., Grabowska J. 2016. Double origin of the racer goby (*Babka gymnotrachelus*) in Poland revealed with mitochondrial marker. Possible implications for the species alien/native status. *Journal of Limnology* 75 (1): 101–108.
- Kukuła K., Bylak A. 2013. Rodzima populacja babki łysej *Neogobius gymnotrachelus* w Polsce? *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 69 (1): 61–65.
- Mencwel J. 2023. Hydrozagadka. Kto zabiera polską wodę i jak ją odzyskać. Wydawnictwo Krytyki Politycznej, Warszawa.



Žoľna *Merops apiaster*
fot. Dani Egli (Pixabay)