

Działalność podmiotów rybackich
i wędkarskich w 2021 roku.
Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne,
środowiskowe i klimatyczne

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2021 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, środowiskowe i klimatyczne

pod redakcją
Agaty Cejko
i Arkadiusza Wołosa



Olsztyn 2022

Recenzenci: dr hab. Konrad Turkowski, prof. UWM
dr hab. Jacek Kozłowski

Redakcja techniczna: Henryk Chmielewski

Projekt okładki: Arkadiusz Wołos, Henryk Chmielewski

Zdjęcia na okładce: rybacy z Głódowa; wędkarze na jez. Kalwa (fot. Arkadiusz Wołos),

Skład, łamanie, grafika: Jarmila Grzegorzcyk, Henryk Chmielewski

© Copyright by
Instytut Rybactwa Śródlądowego
Olsztyn 2022

ISBN 978-83-66805-08-8

Wydawnictwo Instytutu Rybactwa Śródlądowego
10-719 Olsztyn-Kortowo, ul. Oczapowskiego 10
tel. 89 524 01 71, 89 524 10 15
E-mail: wydawnictwo@infish.com.pl

Druk: Soft Vision Mariusz Rajski, ul. Ustowo 39, 10-001 Szczecin

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2021 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, środowiskowe i klimatyczne

Autorzy:

prof. dr hab. Arkadiusz Wołos, dr inż. Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska,
dr inż. Tomasz Czerwiński, dr inż. Maciej Mickiewicz, dr inż. Andrzej Lirski,
dr inż. Marek Trella, dr inż. Andrzej Kapusta, mgr inż. Bartosz Czarnecki,
dr hab. inż. Agata Anna Cejko, dr hab. Piotr Hliwa, prof. UWM,
mgr inż. Jacek Perkowski, prof. dr hab. Andrzej Martyniak, Zbigniew Gasiński,
dr hab. Jarosław Król, prof. IRS, dr hab. Tomasz Kakareko, prof. UMK
mgr inż. Maciej Błażejowski, dr inż. Dariusz Ulikowski, mgr inż. Piotr Traczuk,
dr inż. Krystyna Kalinowska, mgr inż. Michał Kozłowski, dr inż. Konrad Stawecki,
mgr inż. Arkadiusz Duda, prof. dr hab. Robert Czerniawski,
prof. dr hab. Jan Mazurkiewicz, dr hab. Jacek Rechulicz,
dr inż. Krzysztof Kozłowski, prof. dr hab. Zdzisław Zakęś,
prof. dr hab. Mirosław Szczepkowski, dr hab. Renata Pietrzak-Fiećko, prof. UWM
dr Katarzyna Nadolna-Ałtyn, mgr inż. Tomasz Nermer, mgr inż. Piotr Pankowski,
mgr Joanna Pawlak, mgr inż. Łukasz Giedrojć, dr inż. Maciej Szkudlarek,
mgr inż. Robert Stabiński, dr inż. Olga Szulecka

Spis treści

Wstęp	9
Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2021 roku.....	13
Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2021 roku	25
Arkadiusz Wołos, Tomasz Czerwiński, Maciej Mickiewicz	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2021 roku	39
Andrzej Lirski, Arkadiusz Wołos, Tomasz Czerwiński	
Zarybienia jezior w 2021 roku i ich porównanie z rokiem 2020.....	63
Maciej Mickiewicz	
Problematyka odłowu tarlaków ryb w jeziorach w opiniach właścicieli i menedżerów podmiotów uprawnionych do rybackiego i wędkarskiego użytkowania wód	75
Marek Trella	
Ocena efektywności zarybień narybkiem wiosennym pstrąga potokowego (<i>Salmo trutta</i>)	95
Andrzej Kapusta, Bartosz Czarnecki	
Kontrola ekosystemów wodnych – zarybienia oraz zagrożenia dla bioróżnorodności	105
Agata Anna Cejko	
Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2021 roku.....	115
Marek Trella, Arkadiusz Wołos	
Zmiany klimatyczne i ich wpływ na gospodarkę rybacką i wędkarską prowadzoną w zbiornikach zaporowych	127
Marek Trella, Arkadiusz Wołos, Tomasz Czerwiński	
Obce gatunki w zespołach litoralowych ichtiofauny Włocławskiego i Żegrzyńskiego zbiornika zaporowego	145
Piotr Hliwa, Jacek Perkowski, Andrzej Martyniak, Zbigniew Gasiński, Jarosław Król, Tomasz Kakareko, Maciej Błażejowski	
Presja kormorana po okresie lęgowym na jeziorach Polski w 2021 roku	163
Dariusz Ulikowski, Piotr Traczuk, Krystyna Kalinowska, Andrzej Kapusta, Michał Kozłowski, Konrad Stawecki, Arkadiusz Duda, Robert Czerniawski, Jan Mazurkiewicz, Jacek Rechulicz, Krzysztof Kozłowski	

Produkcja sielawy towarowej w systemach RAS	177
Zdzisław Zakęś, Mirosław Szczepkowski, Renata Pietrzak-Fiećko	
Zmiany poziomu zarażenia nicieniem <i>Anguillicola crassus</i> węgorza europejskiego <i>Anguilla anguilla</i> z Zalewu Wiślanego na przestrzeni lat 2014-2020	187
Katarzyna Nadolna-Aftyn, Tomasz Nermer, Piotr Pankowski, Joanna Pawlak, Łukasz Giedroń	
Struktura populacji ryb w jeziorach a kormorany	197
Dariusz Ulikowski, Piotr Traczuk, Krystyna Kalinowska, Maciej Szkudlarek, Andrzej Kapusta, Konrad Stawecki, Michał Kozłowski, Robert Czerniawski, Jan Mazurkiewicz, Jacek Rechulicz, Krzysztof Kozłowski, Robert Stabiński	
Farsze rybne – możliwości wykorzystania ryb małowcennych	209
Olga Szulecka	

Wstęp

Czytelniku, trzymasz w rękach wydaną już po raz dwudziesty siódmy monografię przedstawiającą wyniki badań nad stanem i uwarunkowaniami prowadzenia rybactwa w wodach otwartych, głównie w jeziorach, a przygotowaną z okazji kolejnej, tym razem XXVI Krajowej Konferencji Rybackich Użytkowników Jezior, Rzek i Zbiorników Zaporowych. Tradycyjnie już przedstawiamy rozdziały na temat wielkości odłowów rybackich z jezior, sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów rybackich oraz zarabiania jezior. Podobnie jak w roku 2021, piszemy o wielkości i strukturze odłowów wędkarskich z jezior i ekonomicznie gospodarstw karpionych i pstrągowych w 2021 roku – wszak wiele podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior prowadzi także chów ryb w ośrodkach stawowych. Sięgamy również po jakże aktualny problem odłowu tarlaków, a także nasilający się w ostatnim czasie wpływ zmian klimatycznych na rybactwo i wędkarstwo na przykładzie zbiorników zaporowych. Piszemy o skuteczności zarybiania pstrągiem potokowym, obcych gatunkach ryb, kormoranie czarnym, poważnej chorobie pasożytniczej węgorza i produkcji sielawy w systemach recyrkulacyjnych. To podstawowy zakres merytoryczny monografii, ale tym razem proponuję pewne novum – przedstawiam bowiem mój autorski przegląd obrazków pastelowych, które przedzielają kolejne rozdziały, wykonanych przeze mnie od połowy ubiegłego roku. Jego geneza jest dla mnie bardzo osobista. Starsi górale – rybacy na pewno pamiętają wiele artystycznych wsadów (pasteli na okładkach i w tekście, rysunków piórkiem, karykatur, m.in. moich kolegów Andrzeja Abramczyka i Marka Kragiela) wykonanych przez mojego Tatę Aleksandra, jednego z kilku najważniejszych artystów-plastyków Olsztyna i całego regionu Warmii i Mazur w okresie powojennym. Jak miałem się urodzić wiele lat temu, rodzice zastanawiali się, kim chcieliby żeby został nowonarodzony potomek, i wtedy Tata bez chwili wahania rzekł: *chciałbym, żeby został malarzem*. Ale zanim na krótko zostałem w latach 1984-1990 rysownikiem-satyrykiem, szlifowałem pod okiem Taty swój talent plastyczny, o czym świadczy zbiór moich rysunków, który pieczołowicie archiwizował od czasu, gdy miałem cztery lata, po końcówkę szkoły podstawowej, a który przechowuję nadal, jako rodzinne relikwie. W liceum moja przygoda z rysowaniem polegała głównie na tworzeniu wesołych komiksów, a w czasie studiów rysowałem czasem na zajęciach małe satyry,

z których w 1978 roku ułożyłem wystawę w wydziałowym klubie „Piwnica”. W latach 80. na poważnie zająłem się rysunkiem satyrycznym, moje rysunki trafiły na wystawy międzynarodowe w Montrealu, Slavoskim Brodzie (satyra ekologiczna) i Kragujevacu (satyra antywojenna) w ówczesnej Jugosławii. Moje rysunki brały udział w coraz liczniejszych konkursach i wystawach krajowych, zdobyłem III miejsce na konkursie „Ona”, nobilitujące wyróżnienie na Satyrykonie'85 w Legnicy, miałem nawet swoje okienko w czasopiśmie Nasza Wieś. Gdy wreszcie nadeszły lata 1990-1991, kiedy zostałem wysłany na kursy i studia do Danii i Anglii, a potem za ciosem pojawiły się międzynarodowe programy, krajowe granty i projekty, to w pewnym momencie zrozumiałem, że z rysowania satyry nie sposób będzie utrzymać powiększonej o Agnieszkę rodziny. I nagle, z dnia na dzień przestałem i to na długie 30 lat. Wreszcie nastąpił rok 2021, a ja, tak jak nagle przestałem rysować, tak i nagle postanowiłem zacząć. Późno, bo późno, jak bohaterowie powieści „Spóźnieni kochankowie” Williama Whartona, ale odkryłem na nowo moją młodzieńczą miłość do malowania, i spełniłem w jakimś niewielkim stopniu marzenie mojego Taty. Zawarty w monografii przegląd pasteli zaczyna mój pierwszy „Symbioza wędkarza z Dunajcem”, potem idą kolejne pejzaże, wschody słońca, dzikie ptaki czy prująca po falach Śniardw żaglówka, jak pędzący w nieznane nasz cały świat rybacki. Na koniec pastelowy plakat, który narysowałem zaraz po usłyszeniu w mediach wiadomości o pierwszym ataku rakietowym w okolicach Lwowa...

prof. dr hab. Arkadiusz Wołos



Symbioza wędkarza z Dunajcem

Wschód słońca nad Śhirdwami



Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2021 roku

Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Począwszy od 1996 roku Zakład Bioekonomiki Rybactwa zaczął prowadzić badania skierowane do wszystkich rodzajów podmiotów gospodarczych, obejmujące m.in. analizę wskaźników gospodarczych i ekonomicznych charakteryzujących rybactwo jeziorowe w naszym kraju po okresie transformacji własnościowej (Leopold i Wołos 1996a, Leopold i Wołos 1996b). W kolejnych latach stopniowo modyfikowano metody analizy, które obejmowały coraz więcej wskaźników produkcyjnych i ekonomicznych. Badania stanu rybactwa jeziorowego, a ściślej działalności podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, były prowadzone nieprzerwanie. Do zasadniczych wątków badawczych podejmowanych w ramach tego monitoringu było określenie wielkości, struktury gatunkowej odłowów gospodarczych z jezior, a także innych istotnych cech charakteryzujących badane podmioty i prowadzoną przez nie jeziorową produkcję rybacką. Taki też cel miały szeroko zakrojone badania ankietowe, których efektem było przedstawienie danych na temat wielkości i charakterystyki tej produkcji w 2021 roku, na tle uwarunkowań wynikających z własnościowego i prawnego statusu podmiotów gospodarczych, ich położenia geograficznego i tendencji wybranych parametrów w ostatnich latach czy wreszcie – wpływu pandemii koronawirusa na funkcjonowanie podmiotów gospodarczych (wyniki analizy tego aspektu przedstawiono w następnym rozdziale dotyczącym sytuacji ekonomiczno-finansowej).

Podstawy metodyczne

Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2021 roku oparta jest na danych zawartych w kwestionariuszach ankietowych nadesłanych do Zakładu Bioekonomiki Rybactwa IRS przez 90 podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, których łączna powierzchnia wynosiła 238989,50 ha. Analizowana powierzchnia stanowi zatem 88,5% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko, która szacowana jest na około 270 tys. ha, i tym samym jest wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego w naszym kraju.

Badane podmioty użytkowały także obiekty stawowe o łącznej powierzchni 3414,7 ha, co oznacza wzrost areалу stawów w stosunku do roku ubiegłego o 354,1 ha (Wotos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2021). Posiadanie przez liczne gospodarstwa obiektów stawowych oznacza, że wiele z nich nie ma wyłącznie jeziorowego charakteru, ale można je scharakteryzować, jako „stawowo-jeziorowe”. Taki też podział gospodarstw – na „jeziorowe” i „stawowo-jeziorowe” przyjęto, jako podstawę w metodyce rozdziału niniejszej monografii poświęconego sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw rybackich w 2021 roku.

Analogicznie jak w opracowaniach na temat produkcji rybackiej w poprzednich latach, badane podmioty zostały podzielone na regiony („Mazury”, „Pomorze”, „Wielkopolska”) oraz rodzaje podmiotów (spółki, prywatne, PZW i „inne”). Kwalifikacja poszczególnych gospodarstw do wyróżnionych umownie regionów przeprowadzona została nie tylko w oparciu o kryterium geograficzne, ale także podobieństwo systemów gospodarowania i stanu środowiska jezior. Do gospodarstw „innych” włączono parki narodowe, wyższą uczelnię, nadleśnictwo, urząd gminy, a także dwa niezależne towarzystwa wędkarskie. Szczegółowo metodykę podziału jezior na wyróżnione regiony przedstawiono w rozdziale niniejszej monografii poświęconym jeziorowej gospodarce zarybieniowej.

Największa liczba podmiotów leży na „Pomorzu” (36), następnie w regionie „Mazury” (30), zaś najmniejsza w „Wielkopolsce” (24). W odmierzonej nieco kolejności układa się wielkość całkowitej powierzchni jezior w poszczególnych regionach, a więc odpowiednio 120459,92 ha („Mazury”), 78489,53 ha („Pomorze”) i 40040,05 ha („Wielkopolska”).

Wyniki i dyskusja

Ogólna charakterystyka gospodarstw

Pod względem powierzchni jezior przeważa region „Mazury”, który z arealem 120,46 tys. ha stanowił 50,4% całkowitej analizowanej powierzchni jeziorowej (tab. 1). Na region „Pomorze” przypada 32,8% powierzchni jezior, a na region „Wielkopolska” 16,8%.

Odpowiada to rzeczywistym różnicom między arealem jezior w wyróżnionych regionach geograficznych.

TABELA 1

Ogólna charakterystyka gospodarstw

	Liczba gospodarstw	Powierzchnia jezior		Liczba jezior	Średnia powierzchnia (ha)		Powierzchnia stawów	
		ha	%		gospodarstwa*	jeziora	ha	%
Regiony								
„Mazury”	30	120459,92	50,4	1011	4015,3	119,15	1195,8	35,0
„Pomorze”	36	78489,53	32,8	1080	2180,3	72,68	817,8	23,9
„Wielkopolska”	24	40040,05	16,8	594	1668,3	67,41	1401,1	41,1
Podmioty								
Spółki	35	131883,14	55,2	922	3768,1	143,04	2662,4	78,0
PZW	17	70483,43	29,5	1527	4146,1	46,16	661,1	19,3
Prywatne	27	19471,55	8,1	163	721,2	119,46	89,9	2,6
Inne	11	17151,38	7,2	73	1559,2	234,95	1,3	0,1
Razem	90	238989,50	100	2685	2655,4	89,01	3414,7	100

bez powierzchni stawów

Pod względem liczby użytkowanych jezior wystąpiły nieznaczne różnice; na „Mazurach” ich liczba wynosiła 1011, na „Pomorzu” 1080, a w „Wielkopolsce” 594, zaś całkowita liczba 2685, czyli o 58 więcej niż w analizach rybackiej gospodarki jeziorowej z 2020 roku (Wotos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2021). Podobnie, jak w roku ubiegłym, zdecydowanie największe powierzchnie jezior użytkowały podmioty z regionu „Mazury” (średnio 4015,3 ha), następnie z regionu „Pomorze” (2180,3 ha), a najmniejsze z regionu „Wielkopolska” (1668,3 ha). Średnia powierzchnia 1 jeziora dla całego badanego zbioru gospodarstw wynosiła 89,01 ha, przy czym w regionie „Mazury” była największa (119,15 ha), mniejsza na „Pomorzu” (72,68 ha) i najmniejsza w „Wielkopolsce” (67,41 ha).

Największe powierzchnie stawów użytkowały badane podmioty z regionu „Wielkopolska” – w sumie 1401,1 ha, co stanowi 41,1% całkowitej powierzchni stawowej, następnie z regionu „Mazury” (1195,8 ha; 35%) i zdecydowanie najmniejsze w regionie „Pomorze” (817,8 ha; 23,9%).

W sumie spółki użytkowały 55,2% analizowanej powierzchni jezior, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego 29,5%, podmioty prywatne (osoby fizyczne) 8,1%, a gospodarstwa „inne” 7,2%. Zdecydowanie najwięcej jezior użytkował Polski Związek Wędkarski (1527), następnie spółki (922), gospodarstwa prywatne (163), a na końcu „inne” podmioty (73).

Przy średniej powierzchni jednego gospodarstwa wynoszącej 2655,4 ha jezior, zwraca uwagę największa średnia wielkość powierzchni jezior w okręgach Polskiego Związku Wędkarskiego (4146,1 ha), a w następnej kolejności w gospodarstwach o cha-

rakterze spółek (3768,1 ha), gospodarstwach „innych” (1559,2 ha) i zdecydowanie najmniejsza w podmiotach prywatnych (721,2 ha). W wyodrębnionych grupach gospodarstw wystąpiły także znaczne różnice w średniej powierzchni użytkowanego jeziora – zdecydowanie największe były akweny użytkowane przez gospodarstwa „inne” (średnia powierzchnia 234,95 ha), a po przeciwnej stronie były jeziora Polskiego Związku Wędkarskiego (46,16 ha). Pomiędzy nimi znajdowały się jeziora użytkowane przez spółki (143,04 ha) i podmioty prywatne (119,46 ha).

Biorąc pod uwagę użytkowany areal obiektów stawowych, zdecydowanie przodowały gospodarstwa o charakterze spółek (78% całkowitej powierzchni stawów), następnymi były okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego (19,3%), podmioty prywatne (2,6%), zaś gospodarstwa „inne” praktycznie nie posiadały stawów (0,1%).

Charakterystyka produkcji rybackiej

Podstawowe parametry produkcyjno-gospodarcze uzyskane przez badane podmioty w 2021 roku, w podziale na wyróżnione regiony oraz formy własności, zestawiono w tabeli 2. Całkowita produkcja jeziorowa w badanym zbiorze 90 gospodarstw rybackich wyniosła 1378 ton ryb towarowych (o około 274 tony mniej niż w roku 2020; Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2021), z czego 645 ton przypadało na region „Mazury”, 524 ton na „Pomorze” i prawie 209 ton na „Wielkopolskę”. Średnia dla wszystkich badanych podmiotów wydajność była mniejsza niż w 2020 roku i wyniosła 5,77 kg/ha, co oznacza spadek o 1,26 kg/ha. Pod względem osiągniętej wydajności wystąpiły różnice między regionami; najwyższą wydajność osiągnięto na „Pomorzu” (6,68 kg/ha), następnie na „Mazurach” (5,36 kg/ha), zaś najniższą w regionie „Wielkopolska” (5,20 kg/ha). Trzeba stwierdzić, że we wszystkich regionach wydajność wyraźnie zmalała w porównaniu z rokiem 2020, przy czym największy spadek zanotowano w regionie „Pomorze”. W przypadku rodzajów podmiotów gospodarczych zdecydowanie najwyższą wydajność osiągnęły gospodarstwa określone, jako „inne” (14,18 kg/ha), następnie spółki (6,42 kg/ha) i prywatne (6,52 kg/ha), zaś zdecydowanie najniższą gospodarstwa prowadzone przez badane okręgi PZW (2,29 kg/ha). Wyraźnie niższa niż w pozostałych grupach podmiotów wydajność osiągana w jeziorach Polskiego Związku Wędkarskiego wynika z prostego faktu, że w większości badanych okręgów nie prowadzi się odłowów narzędziami rybackimi, a jedyną formą eksploatacji pogłowia ryb jest wędkarstwo.

W układzie regionalnym zwraca uwagę, analogicznie jak przed rokiem, najwyższy odłów ryb jeziorowych na 1 zatrudnionego w regionie „Pomorze” (2068 kg), co przynajmniej częściowo wynika z najwyższego udziału rybaków jeziorowych w ogólnym zatrudnieniu (42,6%) oraz niewielkiego arealu użytkowanych stawów. Zdecydowanie najwyż-

TABELA 2

Charakterystyka parametrów produkcyjno-gospodarczych

Region lub Podmiot	Odlowy ryb jeziorowych			Liczba zatrudnionych					Pow. jezior w ha		Liczba jezior na rybak*	% pow. stawów do pow. jezior	kg/ha 2021/2020 (%)		
	ogółem tony	kg/ha	kg na pracownika	kg na rybaka jeziorowego*	ogółem	Rybaków jeziorowych zatrudnionych			% rybaków jeziorowych do liczby zatrudnionych ogółem*						
						na stałe	samozatrudnieni	sezonowi		razem*				na pracownika	na rybaka*
Regiony															
„Mazury”	645,33	5,36	1615	5563	399,5	59,0	30	27	116	29,0	301,5	1038,5	8,7	0,99	86,3
„Pomorze”	524,25	6,68	2068	4854	253,5	34,0	47	27	108	42,6	309,6	726,8	10,0	1,04	77,1
„Wielkopolska”	208,38	5,2	985	3624	211,5	35,5	5	17	57,5	27,2	189,3	696,4	10,3	3,50	82,0
Podmioty															
Spółki	846,47	6,42	1743	5241	485,5	93,5	33	35	161,5	33,3	271,6	816,6	5,7	2,02	79,3
PZW	161,41	2,29	607	4747	266,0	15,0	9	10	34	12,8	265,0	2073	44,9	0,94	75,1
Prywatne	126,93	6,52	1627	2227	78,0	12,0	24	21	57	73,1	249,6	341,6	2,9	0,46	97,6
Inne	243,15	14,18	6947	8385	35,0	8,0	16	5	29	82,9	490,0	591,4	2,5	0,01	91,6
RAZEM	1377,96	5,77	1594	4895	864,5	128,5	82	71	281,5	32,6	276,5	849,0	9,5	1,43	82,1

* uwzględniono etaty rybaków jeziorowych zatrudnionych na stałe, samozatrudnionych i sezonowych

szy stosunek powierzchni stawów do powierzchni jezior wystąpił w „Wielkopolsce” (3,50%).

W regionie „Mazury” zanotowano 5563 kg odłowionych ryb przypadających średnio na 1 rybaka jeziorowego, na „Pomorzu” 4854 kg, zaś najmniej w „Wielkopolsce”, tj. 3624 kg. W stosunku do roku 2020 (*op. cit.*) (Wotos 2021), parametr ten był dużo niższy we wszystkich regionach.

W układzie podmiotowym zwraca uwagę zdecydowanie najwyższy odłów na jednego rybaka jeziorowego w gospodarstwach „innych” (8385 kg) oraz najniższy w podmiotach prywatnych (2227 kg). W spółkach wskaźnik ten wyniósł 5241 kg, a w gospodarstwach PZW 4747 kg. W stosunku do roku 2020 zanotowano wyraźny spadek odłowu na 1 rybaka jeziorowego w spółkach i w okręgach/podmiotach PZW (*op. cit.*).

Z pozostałych parametrów zamieszczonych w tabeli 2 trzeba zauważyć, że zdecydowanie największy areał jezior przypadający na 1 rybaka jeziorowego wystąpił w gospodarstwach PZW (2073,0 ha), zaś wyraźnie najmniejszy w gospodarstwach prywatnych (341,6 ha). W gospodarstwach Polskiego Związku Wędkarskiego odnotowano również zdecydowanie najniższy odsetek rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu (12,8%), podczas gdy w gospodarstwach „innych” odsetek ten był najwyższy, wynosząc 82,9%. W gospodarstwach prywatnych i spółkach udział ten osiągnął odpowiednio 73,1% oraz 33,3%. Można stwierdzić, iż w porównaniu z rokiem 2020 udział rybaków jeziorowych (zatrudnionych na różnych zasadach – na stałe i sezonowo oraz poprzez samozatrudnienie) w całkowitym zatrudnieniu znacznie się obniżył.

Analizując wydajności jezior osiągnięte w ostatnich 8 latach (2014-2021), widać wyraźnie, że na większość z tych lat przypada spadek – poza latami 2016, 2018 i 2020, kiedy produkcja jeziorowa wykazała wzrost w stosunku do lat poprzednich (tab. 3). Na początku badanego okresu wydajność wynosiła 8,16 kg/ha, w okresie 2015-2017 spadła do poziomu 6,41 kg/ha, w 2018 nieco wzrosła, w kolejnych dwóch latach pozostawała na bardzo zbliżonym poziomie, a w ostatnim badanym roku znacznie spadła do 5,77 kg/ha. W roku 2021 zarówno w układzie regionalnym, jak i podmiotowym także zanotowano znaczny spadek wydajności, który objął wszystkie omawiane regiony i formy gospodarowania.

TABELA 3

Wydajność jezior w latach 2014-2021 (kg/ha)

	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Średnia
Regiony									
„Mazury”	8,34	7,52	7,21	6,75	6,71	6,57	6,21	5,36	6,83
„Pomorze”	9,23	7,57	9,02	6,64	8,99	8,28	8,67	6,68	8,14
„Wielkopolska”	5,63	5,43	5,01	5,00	5,21	5,52	6,34	5,20	5,42
Podmioty									
Spółki	8,94	7,72	7,81	7,08	7,36	7,80	8,10	6,42	7,65
PZW	4,15	3,91	3,77	3,49	3,60	2,98	3,05	2,29	3,41
Prywatne	8,92	7,53	7,78	7,38	7,30	8,15	6,68	6,52	7,53
Inne	18,50	17,17	19,36	12,60	20,30	16,47	15,48	14,18	16,76
Razem	8,16	7,18	7,40	6,41	7,13	6,96	7,03	5,77	7,01

TABELA 4

Odłowy z 239,0 tys. ha jezior w 2021 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	226,12	Leszcz D	187,20
Sieja	3,01	Leszcz S	161,65
Węgorz	54,19	Leszcz M	70,82
Sandacz	83,40	Leszcz razem	419,67
Szczupak	142,12	Krąp	15,21
Lin	84,71	Karp	3,37
Okoń DS	82,91	Amur	0,17
Okoń M	25,86	Tołpyga	11,16
Okoń razem	108,77	Stynka	0,48
Karaś	97,02	Sum	2,60
Płoć S	82,33	Inne	6,55
Płoć M	37,07		
Płoć razem	119,40		
Ogółem 1378,00			

Całkowita produkcja ryb towarowych z rozpatrywanej powierzchni ok. 240 tys. ha jezior wyniosła w 2021 roku 1378 ton (tab. 4). Dane zamieszczone w tabeli 4 zostały ekstrapolowane na całkowitą powierzchnię 270 tys. ha jezior użytkowanych rybacko w Polsce (tab. 5). Oszacowana w ten sposób ogólna produkcja ryb jeziorowych wyniosła około 1557 ton, czyli o 334 tony mniej, niż w 2020 roku (Wołos i Draskiewicz-Mioduszevska 2021). Spadek produkcji jeziorowej objął zarówno gatunki cenne (tzw. wybór), jak i mniej cenne. Spadły odłowy większości omawianych gatunków oraz sortymentów, natomiast wzrosły jedynie odłowy sielawy i utrzymały na niemal identycznym poziomie odłowy

węgorza. Ponieważ o wysokim odłowie tołpygi w 2020 roku zdecydowało jedynie 1 gospodarstwo, to trudno jest ocenić czy w skali całego kraju odłow tego gatunku wykazały podobny spadek, jak pozostałych gatunków ryb.

TABELA 5

Ekstrapolowane odłow z 270,0 tys. ha jezior w 2021 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	255,46	Leszcz D	211,49
Sieja	3,40	Leszcz S	182,63
Węgorz	61,22	Leszcz M	80,01
Sandacz	94,22	Leszcz razem	474,13
Szczupak	160,57	Krąp	17,18
Lin	95,70	Karp	3,81
Okoń DS	93,67	Amur	0,19
Okoń M	29,21	Tołpyga	12,61
Okoń razem	122,88	Stynka	0,54
Karaś	109,60	Sum	2,94
Płoc S	93,01	Inne	7,40
Płoc M	41,88		
Płoc razem	134,89	Ogółem 1557,00	



Fot. 1. Rybacy z Głódowa.



Fot. 2. Rybacy z Głodowa.

Wzrosty i spadki jeziorowej produkcji rybackiej znalazły swoje odzwierciedlenie przy porównaniu danych o wydajnościach osiągniętych w ostatnich dwóch latach w podziale na gatunki zarybiane i niezarybiane (tab. 6). W przypadku gatunków zarybianych, zanotowana wydajność uległa obniżeniu do 2,95 kg/ha (w roku 2020 wyniosła 3,55 kg/ha), natomiast gatunków niezarybianych – z poziomu 3,48 kg/ha do 2,82 kg/ha (*op. cit.*).

Po raz czwarty w naszych badaniach przeanalizowano strukturę wartości odłowionych ryb posługując się cenami ryb towarowych stosowanymi przez badaną reprezentatywną grupę użytkowników rybackich (Mickiewicz 2020) (tab. 7). W odłowach wyceniono ponad 16 gatunków ryb, a w przypadku okonia, leszcza



Fot. 3. Rybacy z Głodowa.

TABELA 6

Wydajność wybranych gatunków i grup gatunków w latach 2020-2021

	2020		2021	
	kg/ha	%	kg/ha	%
I. Gatunki zarybiane				
litoralowe	1,66	23,67	1,36	23,50
koregonidy	0,93	13,19	0,96	16,63
karp i roślinożerne	0,29	4,15	0,06	1,07
węgorz	0,20	2,82	0,23	3,93
sandacz	0,46	6,60	0,35	6,05
Razem	3,55	50,44	2,95	51,18
II. Gatunki niezarybiane				
okoń	0,53	7,60	0,46	7,89
leszcz M i krap	0,40	5,71	0,36	6,24
leszcz S	0,71	10,08	0,68	11,73
leszcz D	1,20	17,06	0,78	13,59
płoć S	0,37	5,32	0,34	5,97
płoć M	0,22	3,14	0,16	2,69
inne	0,05	0,66	0,04	0,70
Razem	3,48	49,56	2,82	48,82
Ogółem I i II	7,03	100,00	5,77	100,00

TABELA 7

Struktura wartości odławianych gatunków w 2021 r.

Gatunek (sortyment)	zł*	%
Sielawa	4061097	25,10
Sieja	54854	0,34
Węgorz	3561498	22,02
Sandacz	1959947	12,12
Szczupak	1831978	11,32
Lin	1039416	6,43
Okoń DS	795936	4,92
Okoń M	155395	0,96
Karaś	523881	3,24
Leszcz D	907935	5,61
Leszcz S	531835	3,29
Leszcz M	128891	0,80
Krap	27380	0,17
Płoć S	302963	1,87
Płoć M	90814	0,56
Karp	37766	0,23
Amur	1710	0,01
Tołpyga	111640	0,69
Sum	40924	0,25
Stynka	3751	0,02
Inne	7799	0,05
Razem	16177411	100,00

* ceny ryb towarowych wg Mickiewicza 2020

i płoci poszczególnych sortymentów wielkościowych, wśród których wartość sielawy stanowiła 25,10% wartości wszystkich złowionych ryb, wynoszącej niecałe 16,2 mln złotych. Kolejne gatunki to węgorz (22,02%), sandacz (12,12%), szczupak (11,32%) i lin (6,43%). Łączny udział wszystkich sortymentów leszcza wynosił 9,70%, okonia 5,88%, a płoci 2,43%. Poza tym wartość odłowionego karasia wyniosła 3,24% wartości wszystkich złowionych ryb. Wartości pozostałych gatunków nie przekraczały 1%.

Podsumowanie

Pod względem ogólnej wielkości produkcji ryb towarowych z jezior rok 2021 w porównaniu do sezonu 2020 był rokiem znacznego spadku, w którym zanotowaliśmy obniżenie wydajności do 5,77 kg/ha, czyli niemal o 18 punktów procentowych. Spadek ogólnej wydajności był spowodowany przez obniżenie produkcji zdecydowanej większości gatunków ryb. Przy zanotowanym nieznacznym wzroście odłowów sielawy, zaobserwowano równoczesny wzrost średniej ceny odłowionych ryb, co w efekcie spowodowało wyraźne zwiększenie ich wartości w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. Na ten temat, a także szerzej o kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior piszemy w następnym rozdziale niniejszej monografii.

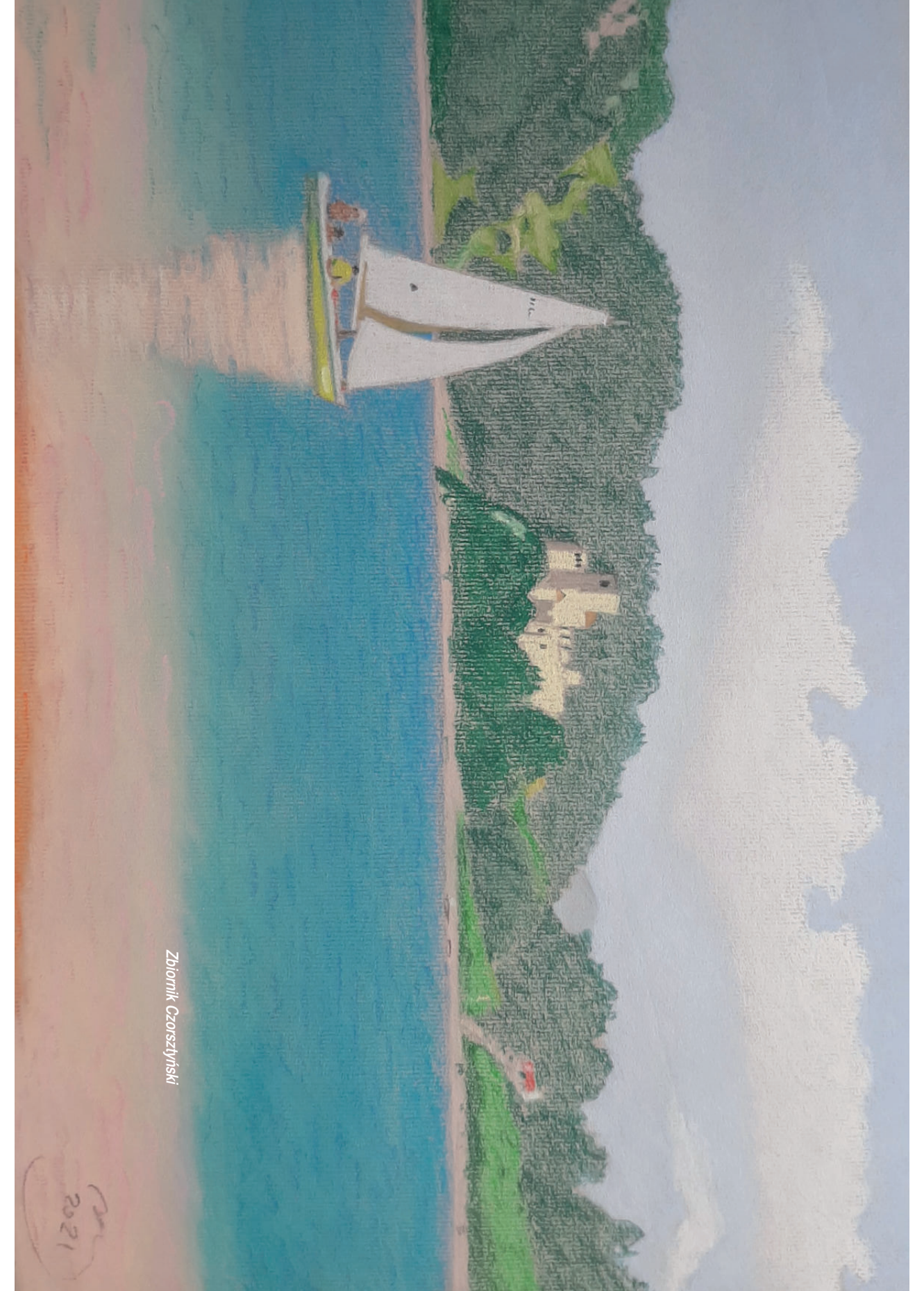
Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Leopold M., Wołos A. 1996a – Analiza stanu jeziorowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo Jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 35-41.
- Leopold M., Wołos A. 1996b – Próba oceny kondycji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich w 1995 roku – W: Rybactwo Jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 43-50.
- Mickiewicz M. 2020 – Porównanie cen ryb towarowych i cen ich materiału zarybieniowego w latach 2017-2019 – Komun. Ryb. 2: 1-5.
- Wołos A., Draskiewicz-Mioduszevska 2021 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2020 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska i A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-18.

Zbiornik Ozorszyński

2021



Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2021 roku

Arkadiusz Wołos, Tomasz Czerwiński, Maciej Mickiewicz

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Badania stanu rybactwa jeziorowego po okresie transformacji i przemian własnościowych zostały po raz pierwszy przeprowadzone 27 lat temu, a próba podmiotów gospodarczych liczyła wówczas 51 gospodarstw użytkujących łączną powierzchnię około 206,8 tys. ha jezior (Leopold i Wołos 1996a). W tychże samych badaniach dokonano również oceny sytuacji ekonomiczno-finansowej na podstawie danych uzyskanych od 42 podmiotów o łącznym areale 160,8 tys. ha (Leopold i Wołos 1996b). Od tego czasu badania tej sfery działalności podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior prowadzone były nieprzerwanie, przy zastosowaniu metody ankietyzacji reprezentatywnej grupy podmiotów gospodarczych. Systematyczny monitoring sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior jest w skali całej branży rybackiej zjawiskiem unikalnym, bowiem w przypadku pozostałych podsektorów rybactwa śródlądowego, tj. gospodarki w stawach karpionych oraz chowu i hodowli ryb łososiowatych, badania były prowadzone tylko w czterech latach (Wołos i in. 2011, 2013, 2015, Lirski i in. 2021).

Celem niniejszego opracowania jest ocena sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2021 roku, na podstawie reprezentatywnego zbioru podmiotów oraz analizy badanych parametrów produkcyjnych, gospodarczych, ekonomicznych i finansowych.

Podstawy metodyczne

Analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2021 roku przeprowadzono na podstawie zebranych pełnych danych o charakterze ekonomicznym i gospodarczym, zawartych w kwestionariuszach ankietowych otrzymanych od 44 gospodarstw prowadzących gospodarkę rybacką w jeziorach o całkowitej powierzchni 154994 ha oraz użytkujących stawy (karpiove lub pstrągowe, a czasem i karpiove, i pstrągowe) o całkowitym areale 2229,76 ha. W porównaniu z rokiem 2020 (Wołos i in. 2021), jest to próba mniej liczna o 2 podmioty, zaś pod względem użytkowanej powierzchni jezior praktycznie na tym samym poziomie. Próba ta spełnia wymogi reprezentatywności, gdyż analizowane gospodarstwa użytkują 57,4% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce, wynoszącej 270 tys. ha. Badane podmioty gospodarują na jeziorach położonych w trzech wyróżnionych regionach jeziorowych Polski („Mazury”, „Pomorze”, „Wielkopolska”) i reprezentują wszystkie najważniejsze formy własności, czyli głównie spółki i gospodarstwa prywatne (osoby fizyczne), a także kilka podmiotów działających w ramach innych form własności, w tym Polskiego Związku Wędkarskiego.

W przeprowadzonych analizach zastosowano analogiczne podejście metodyczne jak w poprzednich latach, tzn. podzielono badany zbiór podmiotów na tzw. gospodarstwa „stawowo-jeziorowe” oraz „jeziorowe”. Podstawą takiego podziału jest fakt, że nazwa „jeziorowe gospodarstwo rybackie” jest pojęciem umownym, bowiem w rzeczywistości podmioty tak określone gospodarują zarówno na jeziorach, jak i obiektach stawowych (karpiowych i/lub pstrągowych), prowadząc także inną, często całkowicie pozarybacką działalność (np. usługi turystyczne, gastronomiczne i wiele innych).

Zgodnie z podaną metodyką, badany zbiór 44 podmiotów gospodarczych podzielono na dwa podzbiory: umownie nazwane gospodarstwami „stawowo-jeziorowymi”, o ogólnej powierzchni 49983 ha jezior, oraz gospodarstwami „jeziorowymi”, o łącznym areale 105011 ha (tab. 1).

Jedynym kryterium zastosowanego podziału była wysokość przychodów osiągniętych w 2021 roku ze sprzedaży produkcji w stawach i innych obiektach akwakultury – zarówno z produkcji pstrąga tęczowego, jak i karpia, oraz innych gatunków produkowanych w tych obiektach. Jeśli suma tych przychodów była wyższa niż przychód ze sprzedaży produkcji jeziorowej, dany podmiot zaliczono do gospodarstw „stawowo-jeziorowych”, jeżeli przychody z produkcji stawowej i innych obiektów akwakultury były niższe, niż z produkcji jeziorowej, podmiot włączono do grupy gospodarstw „jeziorowych”.

Ze względów dbałości o czystość metodyczną przeprowadzonych badań, z otrzymanej całej próby 45 gospodarstw, które dostarczyły pełnych, niezbędnych danych,

TABELA 1

Liczba, powierzchnia i podstawowe dane o odłowach i zarybieniach analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Liczba gospodarstw	13	31	44
Powierzchnia jezior (ha)	49983	105011	154994
Powierzchnia stawów (ha)	1433,47	796,29	2229,76
Wydajność odłowów ryb jeziorowych (kg/ha)	5,95	6,07	6,03
Całkowita wartość odłowów ryb jeziorowych (zł)	5154974	9443467	14598441
Wartość odłowów ryb jeziorowych (zł/ha)	103,13	89,93	94,19
Średnia cena kg ryb (zł)	17,34	14,82	15,62

wykluczaliśmy z dalszej analizy 1 podmiot. We wszystkich poprzednich latach w badanych próbach podmiot ten był obecny, chociaż jego przychody z akwakultury oraz innych form działalności zaczęły zdecydowanie dominować w ekonomice całego gospodarstwa, zaś rybactwo jeziorowe stanowiło coraz mniejszy, jeśli nie symboliczny element tej ekonomiki. Uznaliśmy, że włączenie tych danych do analizy wypaczyłoby ostateczne wyniki analizy tak dalece, że trudno byłoby uznać je za reprezentatywne dla badanego podsektora rybactwa śródlądowego. Ostatecznie badana w 2021 r. próba liczyła 44 podmioty gospodarcze.

Wyniki i dyskusja

Charakterystyka gospodarstw rybackich i parametrów produkcyjno-gospodarczych

Grupa gospodarstw „stawowo-jeziorowych” liczyła 13 podmiotów, a grupa gospodarstw „jeziorowych” 31. Podstawowe wskaźniki ekonomiczne i produkcyjno-gospodarcze, charakteryzujące obie grupy gospodarstw oraz cały badany zbiór, zestawiono w tabelach 1 i 2.

Powierzchnie jezior i stawów w obu grupach gospodarstw zasadniczo się różnią, co oczywiście wynika z zastosowanego kryterium podziału. I tak, na zdecydowanie mniej liczną grupę gospodarstw „stawowo-jeziorowych” (N = 13) przypada 64,3% całkowitego arealów użytkowanych stawów, podczas gdy na znacznie liczniejszą grupę gospodarstw „jeziorowych” (N = 31) 35,7%.

Analiza parametrów dotyczących *sensu stricto* gospodarki jeziorowej – wydajności i wartości odłowionych ryb (w zł/ha), także wykazała różnice, i były one tak samo znaczą-

TABELA 2

Wybrane parametry produkcyjno-gospodarcze analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Średnia powierzchnia jezior w gospodarstwie (ha)	3844,85	3387,47	3522,59
Średnia powierzchnia jednego jeziora w gospodarstwie (ha)	118,72	163,06	145,53
Średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie (ha)	110,27	25,69	50,68
Powierzchnia stawów (ha/100 ha jezior)	2,21	0,76	1,44
Powierzchnia jezior (ha na 1 pracownika)	228,23	461,79	347,21
Powierzchnia jezior (ha na 1 rybaka jeziorowego*)	909,78	857,24	873,21
Liczba jezior na 1 rybaka jeziorowego*	7,65	5,26	6,00
Liczba pracowników	219,00	227,40	446,40
– w tym udział rybaków jeziorowych* (%)	25,10	53,90	39,80
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 pracownika)	1358	2802	2093
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 rybaka jeziorowego)*	5405	5201	5264

* w tym rybacy jeziorowi zatrudnieni na stałe, samozatrudnieni i sezonowi

ne, jak w 2020 roku. Wydajność odłowów ryb jeziorowych w grupie „stawowo-jeziorowej” (5,95 kg/ha) była niższa niż w grupie „jeziorowej” (6,07 kg/ha), i w obu grupach było to znacznie mniej niż w roku 2020 (Wołos i in. 2021). Pochodną osiągniętych wydajności (i cen ryb) jest wartość produkcji jeziorowej w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. W całym badanym zbiorze podmiotów wartość ta wyniosła 94,19 zł/ha (niemal identycznie, jak przed rokiem), w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” 103,13 zł/ha (przed rokiem 90,73 zł/ha), natomiast w „jeziorowych” 89,93 zł/ha (w 2020 r. 95,91 zł/ha, tab. 1). W porównaniu z rokiem 2020 średnia cena 1 kg ryb towarowych w całym zbiorze analizowanych podmiotów była wyższa o 3,65 zł (*op. cit.*), wynosząc 15,62 zł, ale w grupie „stawowo-jeziorowej” wyniosła 17,34 zł, natomiast w „jeziorowej” 14,82 zł. Wspomniane relacje cen ryb i ich zmiany wynikają m.in. ze znacznego spadku odłowów kilku cennych gatunków ryb, w tym zwłaszcza sielawy, szczupaka i lina, które są głównie odławiane przez klasyczne gospodarstwa jeziorowe położone w regionach „Mazury” i „Pomorze”.

Trzeba w tym miejscu wyjaśnić, że wydajność dla całego badanego zbioru 44 gospodarstw wynosząca 6,03 kg/ha (a gospodarstw „jeziorowych” 6,07 kg/ha) jest wyższa niż wydajność obliczona dla wszystkich badanych podmiotów (por. rozdział dotyczący analizy produkcji rybackiej) i wynika to z faktu, że do analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej nie wzięto pod uwagę wyników uzyskanych od licznych podmiotów prywatnych (z uwagi na brak kompletnych danych ekonomiczno-finansowych) oraz tych okręgów PZW, które co prawda dostarczyły stosowne dane, ale dotyczyły one wszystkich użytko-

wanych wód, w tym rzek i zbiorników zaporowych, które nie były przedmiotem badań ekonomiki rybactwa jeziorowego.

Analiza wybranych parametrów produkcyjno-gospodarczych w obu grupach gospodarstw pozwala na wyciągnięcie wniosku, iż w obu grupach gospodarstw zmniejszyła się znacznie wydajność pracy rybaków jeziorowych (tab. 2). Świadczy o tym wysokość średniego odłowu przypadająca na jednego rybaka jeziorowego, wynosząca w grupie „stawowo-jeziorowej 5405 kg (w 2020 r. 6249 kg), i 5201 kg w grupie „jeziorowej” (w 2020 r. 6289 kg, *op. cit.*).

W tym miejscu nasuwa się wniosek – większy o około 200 kg odłów na 1 rybaka w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych”, niż „jeziorowych”, był osiągnięty przy obiektywnie trudniejszych warunkach gospodarowania w tej pierwszej grupie, czego wyrazem jest mniejsza średnia powierzchnia jednego jeziora (118,72 ha wobec 163,06 ha), oraz większa liczba jezior przypadających na rybaka jeziorowego (7,65 wobec 5,26). Tym samym można stwierdzić, że w warunkach lat 2020-2021 różnice w wydajności pracy rybaków jeziorowych w obu badanych grupach uległy wyraźnemu spłaszczeniu w porównaniu z rokiem 2019 (*op. cit.*, Wołos i Mickiewicz 2020).

Znaczne różnice w takich parametrach jak: średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie, udział powierzchni stawów w stosunku do powierzchni jezior i udział rybaków jeziorowych w całkowitej liczbie zatrudnionych wynikają z przyjętego kryterium podziału. To samo dotyczy parametrów będących pochodną całkowitego zatrudnienia, takich jak odłów na pracownika oraz powierzchnia jezior na pracownika. Warto przy tym zauważyć, że udział rybaków jeziorowych w ogólnym zatrudnieniu całego badanego zbioru gospodarstw wyniósł 39,8% (tab. 2), co oznacza niemal identyczny poziom tego parametru z rokiem 2020 (Wołos i in. 2021). Godny podkreślenia jest również fakt, iż przeciętne gospodarstwo „stawowo-jeziorowe” zatrudniało 2,3-krotnie więcej pracowników (średnio 16,8), niż gospodarstwo „jeziorowe” (średnio 7,3), co w sposób oczywisty wynika z różnic w profilu działalności obu wyróżnionych grup gospodarstw, a zwłaszcza zaangażowania pracowników gospodarstw z grupy pierwszej w produkcję w stawach i innych obiektach akwakultury.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne gospodarstw analizowanych jako cały zbiór oraz w podziale na „stawowo-jeziorowe” i „jeziorowe” przedstawiają tabele 3, 4 i 5. Dane zawarte w tabeli 3 nie wymagają szerszego komentarza. Jest sprawą oczywistą, że w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” na produkcję podstawową w znacznie większym stopniu składała się produkcja pstrąga tęczowego i innych gatunków produ-

TABELA 3

Udział różnych form produkcji rybackiej w przychodach z produkcji podstawowej (%)

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe” (%)	Gospodarstwa „jeziorowe” (%)	Razem (%)
Produkcja jeziorowa	19,5	79,2	38,1
Produkcja pstrąga	50,9	8,5	37,7
Produkcja karpia i innych gatunków w stawach	29,6	12,3	24,2
Produkcja podstawowa	100	100	100

kowanych w obiektach pstrągowych (50,9% przychodów), a także produkcja karpia i innych gatunków ryb w stawach (29,6%), niż w gospodarstwach „jeziorowych”. W porównaniu z rokiem 2020 udział produkcji karpia w całej próbie badanych podmiotów wyraźnie zmniejszył się, natomiast produkcji jeziorowej i pstrąga także wyraźnie, ale zwiększył się (Wotos i in. 2021).

W grupie gospodarstw „jeziorowych” sprzedaż ryb odłowionych w jeziorach stanowiła 79,2% przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej, podczas gdy sprzedaż pstrąga i karpia odpowiednio 8,5% i 12,3%. Niski był udział produkcji jeziorowej w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” (19,5%), co sprawia, że o sytuacji ekonomiczno-finansowej tej grupy gospodarstw w znacznym stopniu decydował chów pstrąga i/lub karpia, podczas gdy w grupie gospodarstw „jeziorowych” – produkcja ryb towarowych w jeziorach (tab. 3).

Obie grupy gospodarstw wykazały także przychody ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie w jeziorach oraz z innych form działalności, często wykraczających poza formy uważane tradycyjnie za działalność rybacką. W tabeli 4 przedstawiono wszystkie wymienione składniki przychodów w obu wyróżnionych grupach i w całym zbiorze badanych podmiotów, przy czym w celach porównawczych parametry te są wyrażone w przeliczeniu na jednostkę powierzchni użytkowanych jezior.

Analizując przychody całkowite widać ogromną różnicę w ich wielkości – w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” wyniosły one 899,10 zł/ha, podczas gdy w gospodarstwach „jeziorowych” 310,79 zł/ha. Średni przychód całkowity dla całego zbioru 44 gospodarstw wyniósł 500,51 zł/ha, ale nie porównujemy jego wielkości z rokiem 2020, gdyż badana w poprzednim roku próba gospodarstw zawierała jeden duży „ekonomicznie” podmiot, który w obecnie analizowanym roku został wykluczony z analizy (wyjaśnienie w podrozdziale „Założenia metodyczne”).

Przychody ze sprzedaży zezwoleń wędkarskich w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” (119,20 zł/ha) były wyraźnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (88,00 zł/ha), ale ich udział w przychodach całkowitych w pierwszej z wymienionych grup wynosił tylko 13,2%, podczas gdy w grupie drugiej 28,3% (tab. 4).

TABELA 4

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne dotyczące przychodów badanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”		Gospodarstwa „jeziorowe”		Razem	
	zł/ha ⁽¹⁾	%	zł/ha ⁽¹⁾	%	zł/ha ⁽¹⁾	%
Przychody całkowite	899,10	100	310,79	100	500,51	100
w tym:						
Produkcja podstawowa	527,89	58,70	113,52	36,50	247,14	49,40
w tym:						
– jeziorowa	103,13	11,50	89,93	28,90	94,19	18,80
– pstrąga	268,48	29,90	9,69	3,10	93,14	18,60
– karpia	156,28	17,40	13,90	4,50	59,81	12,00
Zezwolenia wędkarskie	119,20	13,20	88,00	28,30	98,06	19,60
Inne przychody	252,01	28,00	109,27	35,20	155,31	31,00

⁽¹⁾ Wszystkie przychody przeliczono na 1 ha powierzchni jezior

Przedstawione wyniki pozwalają na stwierdzenie, że zaobserwowane w poprzednich latach badań znacznie wyższe efekty finansowe w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych”, niż „jeziorowych” zostały utrzymane. Przewaga w tym względzie pierwszej z wymienionych grup wynika m.in. z tak obiektywnych czynników, jak znacznie większe możliwości osiągania przychodów z produkcji ryb w stawach i innych urządzeniach (np. RAS). Obie wyróżnione grupy gospodarstw osiągnęły znaczne przychody z „innych” źródeł prowadzonej działalności (np. obrotu rybami, usług turystycznych, gastronomicznych, portowych, itd.), które z reguły charakteryzują się niższą kosztocnością niż tradycyjna produkcja ryb.

Wśród „innych” przychodów 90 wszystkich badanych podmiotów gospodarczych, a nie tylko 44 będących przedmiotem szczegółowej analizy w tym rozdziale, wymieniło 22 rodzaje działalności (w kolejności od najczęściej do najrzadziej wymienianych):

- obrót rybą nie pochodzącą w własnej produkcji i handel przetworami rybnymi
- usługi turystyczne/przetwórstwo (po 10 podmiotów),
- sprzedaż materiału zarybieniowego,
- odsetki od lokat i inne przychody operacyjne i finansowe,
- odszkodowania,
- usługi wylęgarnicze,
- sprzedaż materiałów i środków trwałych,
- wynajem lokali,
- zwrot akcyzy,
- dzierżawa terenu,

- nawiązki,
- dotacje,
- tarcza finansowa,
- usługi żeglarskie (slipowanie jachtów),
- usługi żeglarskie (sanitariaty),
- usługi parkingowe,
- usługi skutnicze,
- usługi rybackie – odłowy sieciowe,
- badania ichtiologiczne,
- usługi hotelowe,
- dopłaty obszarowe.

Jak już wspomniano, „inne” przychody (średnio 155,31 zł/ha) stanowią poważny składnik przychodów całkowitych, przekraczający znacznie wielkość przychodów z produkcji ryb towarowych z jezior (94,19 zł/ha) oraz ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie (98,06 zł/ha). Warto także dodać, że w grupie „jeziorowej” inne przychody stanowiły 35,2% przychodów całkowitych, a w grupie „stawowo-jeziorowej” 28,0% i w obu grupach zanotowano spadek tego parametru w stosunku do roku 2020 (Wołos i in. 2021).

Straty badanych podmiotów spowodowane przez epidemię Covid-19

Podobnie jak w roku ubiegłym do wysyłanej ankiety wprowadziliśmy pytanie, jakie były konkretne przejawy wpływu epidemii koronawirusa na działalność gospodarczą. Okazało się, że na 90 badanych wszystkich podmiotów, a zatem nie tylko 44 analizowanych w tym rozdziale monografii, 73 (81%) nie wymieniło żadnych strat, i były to głównie okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego, parki narodowe, urzędy gmin, stowarzyszenia, itp., nie prowadzące w ogóle działalności stricte rybackiej w postaci odłowów ryb towarowych. Pozostałe podmioty wykazały w sumie 16 rodzajów poniesionych strat (choć niektóre mają ze sobą ścisły związek), które w kolejności od najczęściej do najrzadziej wymienionych były następujące:

- trudności w sprzedaży ryb, ograniczenia rynku zbytu
- mniejsza sprzedaż zezwoleń wędkarskich, mniej turystów-wędkarzy
- mniej turystów
- spadek lub ograniczenia odłowów
- choroba pracowników
- absencja w pracy – kwarantanna
- brak dyspozycyjności rybaków
- koszty przetrzymywania ryb w stawach

- wzrost cen środków produkcji
- zakup środków ochrony osobistej
- mniejsze wyniki hodowlane

W sumie 12 podmiotów gospodarczych wymieniło konkretne sumy, na które wyce- niło straty, na łączną kwotę 987,3 tys. zł (zakres 2,5 – 300 tys. zł /gospodarstwo).

Sytuacja ekonomiczno-finansowa

W tabeli 5 przedstawiono najważniejsze wskaźniki charakteryzujące sytuację ekono- miczno-finansową całego badanego zbioru gospodarstw oraz wyróżnionych grup „sta- wowo-jeziorowej” i „jeziorowej”.

Wskaźnik rentowności dla całego zbioru gospodarstw wyniósł 7,19%, a więc był o ponad 9 punktów procentowych niższy niż w roku 2020 (Wołos i in. 2021). Warto zwró- cić uwagę, że w grupie „stawowo-jeziorowej” wyniósł on 7,04%, podczas gdy w „jezioro- wej” 7,40%. Spadki tego parametru wiążą się z pewnością ze wzrostem kosztów działalności gospodarczej, ale także m.in. z brakiem finansowej pomocy covidowej, któ- ra była wypłacana podmiotom w pierwszym roku epidemii.

Pozostałe parametry zamieszczone w tabeli 5 wykazały znaczne różnice. Przychody całkowite na 1 zatrudnionego w grupie „stawowo-jeziorowej” (205204 zł) były o 61,7 tys. zł wyższe niż w grupie „jeziorowej” (143520 zł), ale w obu grupach nastąpił wzrost warto- ści tego parametru. Jednocześnie utrzymała się różnica w wielkości zysku brutto na 1 zatrudnionego, który w pierwszej z tych grup wynosił 13496 zł, a w drugiej 9884 zł; w tym przypadku obie te wartości były znacznie niższe niż w roku poprzednim (*op. cit.*), co wyraźnie wskazuje na znaczący wzrost kosztów działalności w analizowanym roku 2021. Bardzo wyraźna różnica wystąpiła także w wartości średnich przychodów całkowi-

TABELA 5

Podstawowe wskaźniki finansowe w grupach gospodarstw „stawowo-jeziorowych” i „jeziorowych”

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Wskaźnik rentowności (%)	7,04	7,40	7,19
Przychody całkowite (zł na 1 zatrudnionego)	205204	143520	173782
Zysk brutto (zł na 1 zatrudnionego)	13496	9884	11656
Średnie przychody całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	3456907	1052790	1763097
Średnie koszty całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	3229550	980286	1644840
Wskaźnik rozwojowości (%)	5,71	4,09	5,03
Stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych (%)	5,71	2,80	4,49

tych na 1 gospodarstwo, które w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” osiągnęły poziom 3456907 zł i były ponad 3-krotnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (980286 zł).

Analiza kolejnego z rozpatrywanych parametrów – wskaźnika rozwojowości (tj. stosunku sumy nakładów na inwestycje i wykup majątku do przychodów całkowitych w %) wskazuje na jego wzrost w porównaniu z rokiem 2020 z poziomu 3,39% do 5,03%, przy czym w grupie „jeziorowej” wyniósł on 4,09%, a „stawowo-jeziorowej” 5,71%. Po odjęciu kwoty wykupu majątku przez 1 gospodarstwo „jeziorowe” wskaźnik stosunku nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych w tej grupie obniżył się jednak do 2,80%, a w grupie „stawowo-jeziorowej” pozostał na poziomie 5,71%.

Wsparcie finansowe z funduszy Unii Europejskiej (PO „Rybnactwo i Morze”)

W 2021 roku po środki z PO „Rybnactwo i Morze” sięgnęło 19 podmiotów spośród 90 zgromadzonych w badanej puli przedsiębiorstw. Całkowita liczba złożonych projektów wynosiła 31, z czego znakomita większość (25) była rozliczona w 2021 roku. Wartość projektów, na które złożono wnioski o dofinansowanie wyniosła 9,199 mln złotych, co stanowiło około 15% przychodów tych podmiotów. Średnia wartość zrealizowanego projektu wyniosła nieco ponad 360 tys. zł, a zakres mieścił się od 23 tys. zł do ponad 6,5 mln zł. Największym zainteresowaniem cieszyły się inwestycje w fotowoltaikę, zakup specjalistycznego sprzętu do transportu ryb oraz wyposażanie obiektów wylęgarniczych. Ponadto część wnioskodawców ubiegała się o dofinansowanie zakupu wyposażenia dla społecznej straży rybackiej oraz na szeroko rozumianą dywersyfikację działalności gospodarczej.



Fot. 1. Fotowoltaika w bazie rybackiej w Głodowie.

Rekompensaty wodnośrodowiskowe otrzymało sześć podmiotów, których łączna wartość przekroczyła 260 tys. zł, co daje średnią ok. 43 tys. zł na 1 gospodarstwo.

Podsumowanie

Wyniki przeprowadzonych analiz można krótko podsumować w następujących punktach:

- Podstawowy wskaźnik charakteryzujący sytuację ekonomiczno-finansową badanych podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, czyli wskaźnik rentowności, wyniósł w 2021 roku 7,19%, przy czym w grupie „stawowo-jeziorowej” osiągnął poziom 7,04%, natomiast w grupie „jeziorowej” 7,40%, co wskazuje na mniej korzystną kondycję ekonomiczną badanego podsektora rybactwa śródlądowego niż w 2020 roku, spowodowaną głównie przez znaczny wzrost kosztów działalności gospodarczej. Taki stan rzeczy wystąpił mimo korzystania ze środków finansowych wspierających rybactwo w ramach Programu Operacyjnego „Rybactwo i Morze”.
- Gospodarstwa określone jako „stawowo-jeziorowe”, czyli takie, w których przychód generowany przez gospodarkę stawową przekracza przychód pochodzący z produkcji jeziorowej – biorąc pod uwagę *sensu stricto* gospodarkę jeziorową – charakteryzowały się nieco większą efektywnością gospodarowania, jak typowe gospodarstwa „jeziorowe”. Osiągały co prawda niższą wydajność, ale przy tym większy średni odłów na 1 rybaka jeziorowego, sporo większą wartość odłowów ryb w przeliczeniu na jednostkę powierzchni jezior, a także średnią cenę 1 kg ryb towarowych.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Literatura

- Leopold M., Wołos A. 1996a – Analiza stanu jeziorowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo Jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 35-41.
- Leopold M., Wołos A. 1996b – Próba oceny kondycji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw Rybackich W 1995 roku – W: Rybactwo jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 43-50.
- Lirski A., Wołos A., Czerwiński T. 2021 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2020 roku. W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos, Wyd. IRS: 55-76.

- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2011 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 55-63.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2013 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 55-66.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2015 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2014 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 59-73.
- Wołos A., Mickiewicz M. 2020 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2019 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2018 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, prawne i środowiskowe (Red.) A. Wołos, M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 21-31.
- Wołos A., Czerwiński T., Mickiewicz M. 2021 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2020 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos. Wyd. IRS: 19-32.

1203



Strażnik bazy rybackiej w Głodowie



Mewy witają zachód słońca

2022

Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2021 roku

Andrzej Lirski¹, Arkadiusz Wołos², Tomasz Czerwiński²

¹Zakład Rybactwa Stawowego,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

²Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

W wyniku przeprowadzonych badań zbadano sytuację ekonomiczno-finansową podmiotów gospodarczych zaangażowanych w produkcję ryb w różnych systemach akwakultury w 2021 roku. Dominującymi gatunkami są w niej obecnie, ale też od wielu lat, karp i pstrąg tęczowy (Lirski i Myszkowski 2021), a więc z tego względu analizie poddano gospodarstwa specjalizujące się w chowie wymienionych i towarzyszących im głównych gatunków ryb. Prezentowane wyniki są siódmymi z rzędu całościowymi badaniami sektora; poprzednie dotyczyły 2005 roku (Wołos i in. 2006), 2007 roku (Wołos i in. 2008), 2010 roku (Wołos i in. 2011), 2012 roku (Wołos i in. 2013), 2014 roku (Wołos i in. 2015) i 2020 roku (Lirski i in. 2021). Niemal dwudziestoletni okres badań i przeprowadzanie analiz na zbliżonej grupie podmiotów, umożliwiają obiektywną analizę sytuacji ekonomicznej sektora nie tylko w jednym sezonie, lecz także ukazanie kierunków zmian w dłuższym okresie. Bardziej systematyczne było śledzenie kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, a wyniki analiz corocznie (w latach 2006-2021) prezentowano w opracowaniach monograficznych, żeby wymienić tylko ostatnią pracę dotyczącą sytuacji ekonomiczno-finansowej tych podmiotów w 2020 roku (Wołos i in. 2021). Kondycja ekonomiczna charakteryzująca zbiór tych podmiotów w 2021 roku została przedstawiona w jednym z poprzednich rozdziałów niniejszej monografii, a wybrane parametry zaprezentowano w zbiorczym zestawieniu wszystkich podsektorów rybackich na końcu opracowania.

Założenia metodyczne

Badania opierały się na zbiorze podmiotów prowadzących chów i hodowlę ryb w obiektach typu pstrągowego i karpiego, przy użyciu specjalnie zaprojektowanych kwestionariuszy, poddanych stosownym analizom opartym w przeważającej mierze na metodyce użytej we wcześniejszych opracowaniach Wołosa i in. (Wołos i in. 2006, 2008, 2011, 2013, 2015, Lirski i in. 2021). Trzeci raz z rzędu, po raz pierwszy w 2012 roku, następnie w 2014 roku, w kwestionariuszu umieszczono pytania dotyczące rekompensat wodnośrodowiskowych, których wpływ na ekonomikę gospodarstw karpionych w ostatnich latach jest znaczący. Respondenci byli również proszeni o podanie informacji na temat innych form wsparcia w 2021 roku – pomocy „suszowej” i odszkodowań finansowych powodowanych przez dziko żyjące zwierzęta, a także o określenie rodzaju i wartości strat finansowych spowodowanych przez pandemię koronawirusa w działalności prowadzonej w 2021 roku. Druki ankiet rozestano do osób zarządzających gospodarstwami stawowymi (prezesów spółek, dyrektorów gospodarstw państwowych, właścicieli oraz dzierżawców).

Ogółem wysłano lub przekazano osobiście 40 kwestionariuszy, a wypełnione ankiety zwróciły 34 gospodarstwa (21 karpionych i 13 pstrągowych. W badaniach za lata 2014 i 2020 (Wołos i in. 2015, Lirski i in. 2021) grupa analizowanych gospodarstw karpionych liczyła 20 podmiotów, natomiast pstrągowych 13. Uzyskanie w ostatnich badaniach zwrotu ankiet na poziomie 85% należy uznać za w pełni zadowalający rezultat. W nadesłanych kwestionariuszach zawarte były następujące dane:

- status prawny podmiotu,
- powierzchnia stawów (ewidencyjna i produkcyjna),
- rodzaj, liczba, objętość obiektów produkcyjnych (stawy betonowe, raceways, baseny, RAS),
- przychody ze sprzedaży ryb towarowych,
- przychody ze sprzedaży materiału obsadowego i zarybieniowego,
- przychody z działalności przetwórczej,
- przychody z obrotu rybami nie pochodzącymi z produkcji własnej,
- przychody z eksportu ryb,
- przychody wędkarskie,
- przychody z usług turystycznych,
- wartość otrzymanych rekompensat wodnośrodowiskowych,
- wartość pomocy „suszowej”,

- odszkodowania za zwierzęta wolnożyjące,
- pozostałe przychody,
- koszty, w podziale na następujące składniki: zatrudnienie, energia, materiał obsadowy, pasze, nawożenie, wapnowanie, leczenie, profilaktyka i obsługa weterynaryjna, koszty reklamy i promocji, usługi obce, wykup majątku i dzierżawa, amortyzacja, zadłużenie, nakłady inwestycyjne, pozostałe koszty operacyjne,
- zysk,
- produkcja i wartość produkcji poszczególnych gatunków – ryb towarowych i materiału zarybieniowego przeznaczonego na sprzedaż,
- liczba projektów, kwota i rodzaje inwestycji dofinansowanych ze środków Programu Operacyjnego „Rybacko i Morze” (PO Ryby 2014-2020),
- rodzaj i wartość strat poniesionych z powodu epidemii Covid-19.

Dane poddane analizom umożliwiły obliczenie szeregu parametrów, takich jak m.in. średni przychód na 1 gospodarstwo, średni przychód na 1 zatrudnionego, średnie koszty na 1 gospodarstwo, przeciętna struktura procentowa przychodów oraz kosztów, średni zysk na 1 gospodarstwo, średni zysk na 1 zatrudnionego, średni wskaźnik rentowności ($Wr = \text{wynik finansowy brutto} / \text{koszty uzyskania przychodów w \%}$), średnia cena 1 kg sprzedanych ryb, poziom uzyskanej pomocy - tarczy „covidowej”, rekompensat wodno-środowiskowych i pomocy „suszowej” oraz ich udział procentowy w przychodach całkowitych.

W celach porównawczych – dla pełniejszego zobrazowania sytuacji ekonomiczno-finansowej całego rybactwa śródlądowego – wyniki charakteryzujące gospodarstwa pstrągowe i karpiove zestawiono z wybranymi parametrami cechującymi w 2021 roku gospodarstwa „jeziorowo-stawowe” i „jeziorowe”.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa ośrodków karpiove

Charakterystyka badanych gospodarstw

Analizę przeprowadzono na zbliżonym z poprzednimi badaniami (dotyczącymi lat 2005, 2007, 2010, 2012 oraz 2014, Wołos i in. 2006, 2008, 2010, 2013, 2015, 2020) zbiorze 21 podmiotów prowadzących chów i hodowlę karpia w stawach ziemnych.

Dotychczasowe zmiany listy ankiotowanych podmiotów wynikały m.in. z przemian własnościowych gospodarstw stawowych w trakcie piętnastu lat badań, co uniemożliwiało utrzymanie stałego zestawu respondentów. W tegorocznych badaniach lista

gospodarstw karpionych była powiększona w porównaniu z poprzednią z 2021 r. o jeden podmiot o powierzchni ewidencyjnej ok. 160 ha, reszta pozostała bez zmian. Ankiety wysłano do gospodarstw karpionych o zróżnicowanej powierzchni ewidencyjnej stawów, formie własności i zróżnicowanym położeniu w kraju, z uwzględnieniem wszystkich ważnych centrów chowu. Łączna powierzchnia ewidencyjna analizowanych gospodarstw karpionych wyniosła 6663 ha, co stanowi, podobnie jak w poprzednich badaniach, około 10,6% powierzchni ewidencyjnej stawów ziemnych, użytkowanych w Polsce w 2021 r. (badania IRS przy zastosowaniu kwestionariusza RRW-22, mat. niepublikowane). W badaniach reprezentowane były gospodarstwa stawowe o zróżnicowanej powierzchni, co jest cechą charakterystyczną krajowego sektora akwakultury karpowej. Średnia wielkość powierzchni stawowych w analizowanych podmiotach wyniosła około 317,3 ha, podobnie jak w poprzednim badaniu najmniejsze gospodarstwo miało 15,4 ha, największe ponad 1160 ha. W klasie wielkości do 100 ha znalazło się pięć gospodarstw (25,0%), w klasie od 100 do 500,0 ha jedenaście podmiotów (55,0%) od 500 do 1000 ha trzy gospodarstwa (15,0%), ponad 1000 ha jedno gospodarstwo (5,0%).

Gospodarstwa usytuowane były w głównych centrach chowu karpia w Polsce na obszarze dziewięciu województw.

Wśród badanych dwudziestu jeden podmiotów przeważały gospodarstwa o statusie określanym jako „osoby fizyczne”, było ich 13, kolejną grupę pięciu gospodarstw stanowiły cztery spółki z ograniczoną odpowiedzialnością (sp. z o.o.) oraz jedna spółka cywilna (s.c.), ostatnia grupa osób prawnych to dwa zakłady doświadczalne jednostek naukowych oraz jedno gospodarstwo należące do Lasów Państwowych.

Podobnie jak w poprzednich badaniach, gospodarstwa należące do osób fizycznych charakteryzowały się mniejszą powierzchnią niż dwie pozostałe grupy. Średnia powierzchnia obiektów stawowych użytkowanych przez osoby fizyczne wynosiła 182,4 ha, obiektów należących do spółek 434,8 ha, natomiast użytkowanych przez jednostki państwowe 705,9 ha. Udział w analizowanych powierzchniach stawowych poszczególnych form prawnych był bardzo zbliżony, gospodarstwa zaliczone do grupy „osoby prawne” (zakłady doświadczalne oraz lasy państwowe) obejmowały 31,8% powierzchni stawowej, 35,6% „osoby fizyczne”, natomiast pozostałe 32,6% powierzchni użytkowane były przez gospodarstwa o statusie „inne”, czyli spółki z ograniczoną odpowiedzialnością i spółka cywilna.

Procentowy udział powierzchni stawowych użytkowanych przez osoby fizyczne w niniejszej analizie odbiega od obrazu uzyskanego w ramach badań statystyki publicznej. Według tych badań, w Polsce w 2020 roku (Lirski i Myszkowski, mat. niepublikowane) „osoby fizyczne” miały wyższy udział w ogólnej powierzchni stawów w Polsce na poziomie ok. 48,8%. Całościowe badania akwakultury przy zastosowaniu kwestionariu-

sza RRW-22 ujmują obiekty stawowe o powierzchniach ponad 1 ha, dzięki czemu udział liczbowy osób fizycznych jest w nich dużo bardziej znaczący. Mniejszy udział powierzchni użytkowanych przez osoby fizyczne w prezentowanych badaniach wynika również z faktu, że hodowcy o statusie rolnika ryczałtowego nie mają obowiązku prowadzenia księgowości, zatem uzyskanie szczegółowych danych ekonomicznych od tej grupy podmiotów rybackich jest utrudnione. Ponadto gospodarstwa użytkowane przez osoby fizyczne mają zazwyczaj niższą niż pozostałe powierzchnię stawów ziemnych. Pomimo powyższych uwag, uzyskane odpowiedzi z dwudziestu jeden gospodarstw o zróżnicowanym statusie własnościowym i wielkości pozwalają na wszechstronne przedstawienie sytuacji ekonomicznej sektora w 2021 roku.

Produkcja

W analizowanych gospodarstwach stawowych całkowita produkcja ryb przeznaczonych do konsumpcji wyniosła 2275 ton, co jest wartością niższą od wyniku z 2020 r. o ok. 16,4%. Na podstawowy gatunek, czyli karpia, przypadało 1746 ton (76,7%). Spadek produkcji karpia w porównaniu do poprzednich badań wyniósł ok. 25,9%. Regres w wynikach odłowy karpia towarowego w 2021 r. odnotowano także w badaniach ekonomicznych przy zastosowaniu kwestionariuszy statystycznych RRW-22 (dane niepublikowane). Według tych badań spadek produkcji karpia w Polsce również był znaczący, wyniósł 17,5%. Dominacja karpia w produkcji ogólnej ryb towarowych odnotowywana jest w badaniach od lat, w 2014 r. udział ten wynosił 84,7%, w 2012 r. 85,3%, w 2007 r. 92,3%, w 2005 r. 87,3% (*op. cit.*). Pozostałe gatunki ryb konsumpcyjnych wykazane w ankietach są bardzo istotne w polikulturach, wśród nich amur biały, tołpygi (biała i pstra), karasie (pospolity i srebrzysty), lin, szczupak, sum europejski, sandacz, jesiotr, pstrągi oraz pozostałe gatunki. Łączna produkcja innych poza karpkiem gatunków przeznaczonych do konsumpcji wyniosła ok. 530 ton, co stanowi 23,3% ogólnej produkcji ryb towarowych (13,3% w badaniach z 2020 r., Lirski i in. 2021).

Całkowita wartość ryb konsumpcyjnych wyprodukowanych w analizowanych gospodarstwach wyniosła 30,828 mln zł, z czego karpia 23,779 mln zł, co stanowi 77,1% wartości ogólnej. Średnia cena zbytu ryb towarowych wszystkich gatunków ryb pochodzących z chowu w ankietowanych gospodarstwach stawowych wyniosła 13,55 zł/kg (9,28 zł/kg w 2020 r.) natomiast wyłącznie karpia 13,62 zł/kg (9,30 zł/kg w 2020 r., *op. cit.*). Tak spektakularny wzrost ceny karpia handlowego w porównaniu z poprzednim sezonem spowodowany był wieloma czynnikami, m.in. spadkiem krajowej produkcji karpia, mniejszym importem, co w sumie oznaczało niedobory karpia w okresie newralgicznej dla branży sprzedaży świątecznej. Wyliczona cena jednostkowa karpia jest zbliżona



Fot. 1. Staw karpiowy gospodarstwa w Bogaczewie (fot. A. Wołos)

do średniej ceny ważonej tego gatunku dla całej produkcji krajowej w 2021 roku, która wyniosła 13,86 zł/kg (Myszkowski, mat. niepublikowane).

Produkcja materiału obsadowego i zarybieniowego wszystkich gatunków i roczników była znacznie wyższa niż w poprzednich badaniach, wyniosła 766,2 ton (264 tony w 2020 r., op. cit.), z czego karpia 625,3 ton, co stanowi 81,6%. Pozostałe gatunki materiału obsadowego/zarybieniowego w ogólnej ilości 140,9 ton to amur biały, tołpygi (biała i pstra), karasie (pospolity i srebrzysty), lin, szczupak, sum europejski, sandacz, jaź, oraz pozostałe gatunki.

Wartość wyprodukowanego materiału obsadowego i zarybieniowego wszystkich gatunków wyniosła 5,381 mln zł, z czego karpia 2,817 mln zł, co stanowi 52,4%.

Średnia wydajność (odłów kg/ha powierzchni ewidencyjnej) wszystkich gatunków i roczników ryb w 2021 roku wynosiła 456 kg, w poprzednich badaniach w 2020 roku uzyskano wydajność w odłowie na bardzo zbliżonym poziomie 443 kg (Lirski i in. 2021). Uwzględnienie w wyliczaniu wydajności wyłącznie analizowanej powierzchni produkcyjnej (lustra wody) stawów daje wskaźnik wydajności na poziomie 532 kg (521 kg w 2021 r., op. cit.), co klasyfikuje krajową intensyfikację produkcji na poziomie chowu niskointensywnego (Guziur i Woźniak 2006).

Zatrudnienie

Najwyższe zatrudnienie w krajowej akwakulturze generują gospodarstwa niskointensywne (karpiove). Wynika to ze specyfiki tego typu podmiotów, wymagającej w dalszym ciągu dużego nakładu pracy ręcznej i sezonowego spiętrzenia prac odłowowych wiosną i jesienią, oraz przy grudniowej sprzedaży ryb. W analizowanych 21 gospodarstwach zatrudnionych było łącznie 313 pracowników, z czego pracowników pełnoetatowych 168 (53,7%), natomiast na niepełnym etacie 25 (8,0%). Pracowników sezonowych zatrudnianych w okresie spiętrzenia robót, zgłoszono w ankietach 96 (30,7%). Popularna jest w prywatnych gospodarstwach forma zatrudniania członków własnych rodzin jako pracowników niepełnych. Respondenci zgłosili 24 takie osoby (7,7%).

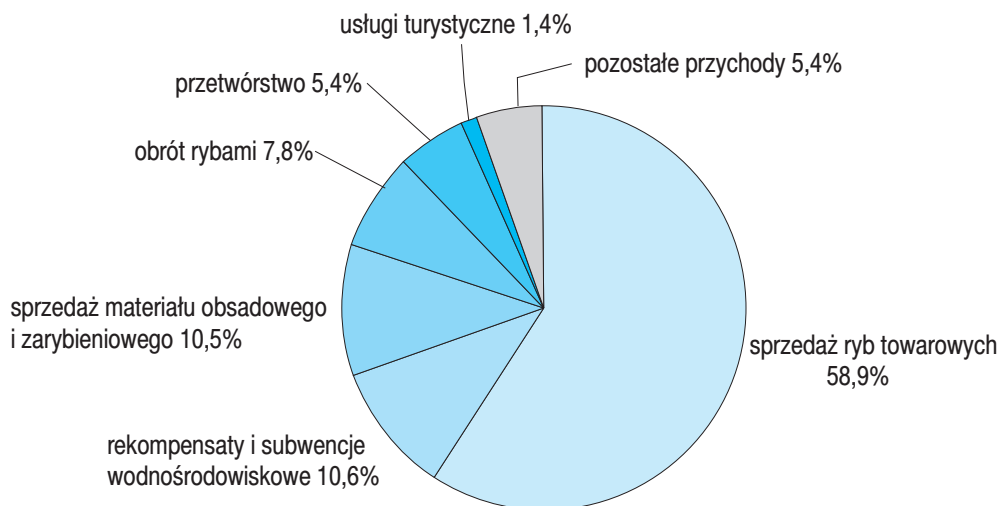
W porównaniu z 2020 rokiem łączne zatrudnienie zmniejszyło się aż o 28 osób, głównie pracowników pełnoetatowych (11 osób) oraz pracowników sezonowych (17 osób) (op. cit.). Zmiany te z pewnością wynikają z racjonalizacji zatrudnienia. Rosnące płace pracowników, trudności w znalezieniu nowych, oraz możliwości zmechanizowania wielu elementów pracochłonnych i uciążliwych czynności w chowie stawowym (odłów ryb, ich sortowanie, karmienie, nawożenie i wapnowanie stawów, itd.) stanowią silną motywację do ograniczenia zatrudnienia. Wzrost o 17 liczby pracowników sezonowych w 2021 r. w porównaniu z 2020 r. potwierdza tezę o dokonującej się optymalizacji zatrudnienia w gospodarstwach karpiowych.

W 2020 roku wskaźnik zatrudnienia (liczba pracowników/100 ha) dla pracowników pełnoetatowych wyniósł 2,9 osoby, natomiast w 2021 obniżył się do 2,5 osoby. Uwzględniając wszystkich zatrudnionych, łącznie z pracownikami sezonowymi i członkami rodzin wskaźnik w 2021 wyniósł 4,7 i był nieco niższy niż w 2020 r., w którym miał wielkość 4,8 osób/100 ha. W 2021 r. średnia wielkość produkcji na jednego zatrudnionego była nieco wyższa niż w 2020 r., kształtowała się na poziomie 9720 kg, natomiast w 2020 r. 9210 kg, podczas gdy w 2014 roku 7943 kg, natomiast w 2012 r. 6654 kg (*op. cit.*). Trend wzrostu wydajności siły roboczej wyraźnie się zaznacza. W latach 2020 i 2021 łączna produkcja ryb przeznaczonych do konsumpcji i materiału obsadowego/zarybieniowego była niemal identyczna (2984 ton w 2020 r. oraz 3042 tony w 2021 r.), co osiągnięto przy mniejszym zatrudnieniu, a zatem należy ocenić pozytywnie.

Przychody i ich struktura

Przychody w 21 analizowanych gospodarstwach wykazały się znacznym rozrzutem, wahały się od 1561 zł/ha do 20470 zł/ha, przy średnim poziomie 7188 zł/ha. Badane gospodarstwa osiągnęły w 2021 roku łączne przychody w wysokości 47,899 mln zł, z czego poszczególne składniki i ich udziały procentowe (rys. 1) wyniosły:

- przychody ze sprzedaży ryb towarowych – 28,195 mln zł (58,9%),
- przychody ze sprzedaży materiału obsadowego i zarybieniowego – 5,025 mln zł (10,5%),
- obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji – 3,750 mln zł (7,8%),
- usługi turystyczne – 0,647 mln zł (1,4%),



Rys. 1. Struktura przychodów badanych gospodarstw karpowych w 2021 roku (100%=47,899 mln zł).

- przychody z przetwórstwa – 2,566 mln zł (5,4%),
- eksport ryb – 0,0 mln zł (0,0%),
- przychody z wędkarstwa – 0,146 mln zł (0,3%),
- rekompensaty i subwencje (wodnośrodowiskowe) – 5,083 mln zł (10,6%) (rekompensaty wodnośrodowiskowe – 10,8%, tarcza covidowa – brak, odszkodowania suszowe – brak),
- odszkodowania za straty powodowane przez zwierzęta – 0,033 mln zł (0,07%),
- pozostałe przychody – 2,452 mln zł (5,1%).

Przychody ze sprzedaży ryb (towarowych, przetworzonych, obrotu rybą nie pochodzącą z własnej produkcji, materiału obsadowego) zdecydowanie dominują i stanowią 82,6%. Jest to bardzo wysoki wskaźnik, gdyż w badaniach za 2020 rok udział sprzedaży ryb w przychodach ogólnych był zdecydowanie niższy – 63,4% (Lirski i in. 2021). Różnicę można tłumaczyć wzrostem przychodów ze sprzedaży ryb towarowych z własnej produkcji w 2021 r. (51,6% w 2020 r.), oraz z obrotu rybą nie pochodzącą z własnej produkcji (7,0% w 2020 r.). W porównaniu z poprzednimi badaniami znacząco wzrosły również przychody z przetwórstwa, co może świadczyć o dostosowywaniu się gospodarstw karpio wych do zmieniających się preferencji konsumenckich, administracyjnego ograniczania możliwości sprzedaży żywych ryb, co generuje zwiększające się z roku na rok zapotrzebowanie na karpia przetworzonego. W dotychczasowych badaniach z roku na rok wzrastały przychody z tytułu świadczenia usług turystycznych w gospodarstwach karpio wych, co było istotnym dowodem zachodzącej dywersyfikacji przychodów gospodarstw stawowych. W 2021 r. odnotowano zdecydowaną zmianę. O ile w 2020 roku przychody z tytułu tej działalności wynosiły 2,736 mln zł, to w 2021 roku obniżyły się do 0,647 mln zł. Następne badania wskażą, czy był to jednorazowy regres w tego typu działalności (np. spowodowany przez pandemię Covid-19), czy też mamy do czynienia ze stagnacją na stosunkowo niskim poziomie. Przychody z tytułu wędkarstwa wzrosły w 2021 r. do 0,146 mln zł, w 2020 r. wynosiły 0,088 mln zł (op. cit.).

Średnia cena zbytu jednego kilograma ryb towarowych wyniosła 13,55 zł/kg (9,28 zł/kg w 2020 r., 8,07 zł w 2014 roku), natomiast karpia 13,62 zł (9,30 zł w 2020 r., 8,03 zł w 2014 roku, *op. cit.*). W porównaniu z badaniami w 2020 roku, średnia cena wszystkich ryb towarowych pochodzących z gospodarstw stawowych, w 2021 roku była wyższa o 46%, natomiast karpia handlowego o 46,5%.

Był to nienotowany w dotychczasowych badaniach ekonomicznych wzrost cen zbytu liczonych rok do roku w karpio wych gospodarstwach stawowych.

Wzrosty cen w 2021 r. odnotowano dla wszystkich gatunków produkowanych w polikulturach z karpem. Podobnie jak w poprzednich badaniach najtańsze były ryby karpio wate: karaś – 6,19 zł/kg (5,45 zł w 2020 r.), tołpygi – 5,80 zł/kg (4,84 zł), droższy od karpia

był lin – 16,39 zł/kg (13,02 zł), natomiast najdroższe były cenione przez konsumentów i poszukiwane na rynku ryby drapieżne: sandacz – 44,06 zł/kg (23,77 zł), sum europejski – 25,19 zł/kg (21,84 zł) oraz szczupak – 23,63 zł/kg (21,27 zł).

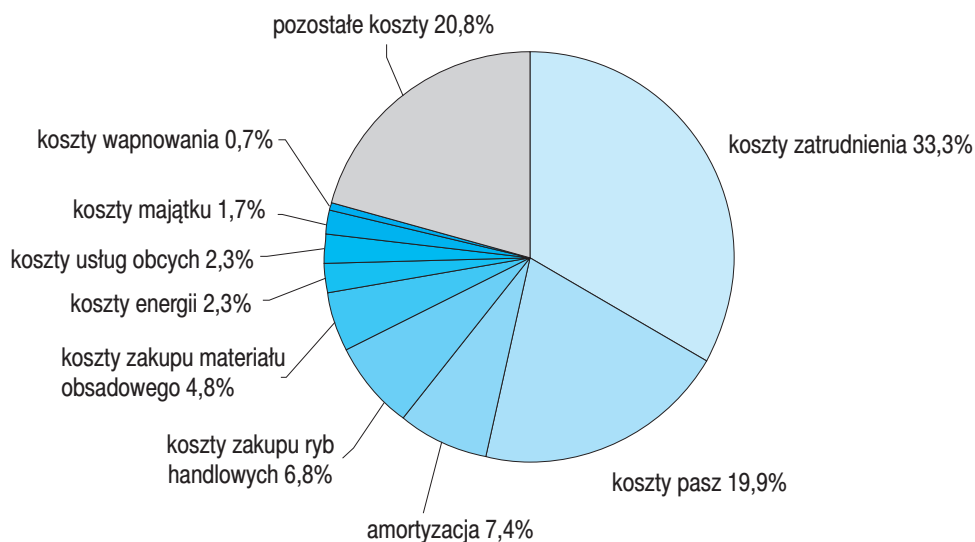
Udział konsumpcyjnych ryb dodatkowych w całkowitej produkcji analizowanych gospodarstw wyniósł w 2021 roku 23,3%, co oznacza znaczący wzrost o 10 punktów procentowych w porównaniu z poprzednimi badaniami w 2020 roku (*op. cit.*). Plan strategiczny rozwoju chowu i hodowli ryb w Polsce w latach 2014-2020 przewidywał zwiększenie produkcji stawowych ryb dodatkowych i wzrost ich udziału do poziomu co najmniej 20%. Oznacza to, że po raz pierwszy w badaniach ekonomicznych sektora osiągnięto zakładany udział gatunków dodatkowych w produkcji stawowej.

Znaczące różnice w przychodach pomiędzy poszczególnymi gospodarstwami karpowymi, wynikają z wielu czynników, m.in. z efektywności gospodarowania, aktualnej sytuacji epizootycznej gospodarstwa, poziomu uzyskiwanych cen za sprzedawane ryby oraz stopnia dywersyfikacji produkcji.

Koszty i ich struktura

Całkowite koszty w analizowanych gospodarstwach wyniosły 40,399 mln zł, co stanowi średnio 6063 zł/ha (5966 zł w 2020 r.). Wartość i struktura kosztów w gospodarstwach karpowych w 2021 roku przedstawiały się następująco (rys. 2):

- zatrudnienie – 13,467 mln zł (33,3%),
- pasze – 8,028 mln zł (19,9%),



Rys. 2. Struktura kosztów badanych gospodarstw karpowych w 2021 roku (100%=40,399 mln zł).

- amortyzacja – 2,971 mln zł (7,4%),
- koszty (zakupu) ryb handlowych – 2,738 mln zł (6,8%)
- koszty (zakupu) materiału obsadowego – 1,948 mln zł (4,8%),
- usługi obce – 0,925 mln zł (2,3%),
- energia – 0,918 mln zł (2,3%),
- wapnowanie – 0,299 mln (0,7%),
- nawożenie – 0,113 mln zł (0,3%),
- leczenie ryb i usługi weterynaryjne - 0,178 mln zł (0,4%),
- reklama i promocja – 0,075 mln zł (0,2%),
- wykup majątku – 0,704 mln zł (1,7%),
- pozostałe koszty – 7,013 mln zł (19,9%).

Trzeba w tym miejscu zaznaczyć, że pięć gospodarstw o statusie spółek z o.o. oraz podmiotów państwowych (trzy nie wykazały nakładów) w 2021 roku przeznaczyło na inwestycje łączną kwotę 4,224 mln zł, zaś wśród pozostałych trzynastu podmiotów (osoby fizyczne) osiem wykazało łącznie 1,485 mln zł na wydatki, które częściowo, w rozumieniu księgowym, można uznać za inwestycyjne.

Chociaż koszty zatrudnienia w gospodarstwach karpiowych są we wszystkich badaniach na pierwszym miejscu rankingu, w 2021 roku w porównaniu z 2020 rokiem obniżył się nieznacznie ich udział w kosztach ogólnych. W 2020 roku udział ten wynosił 35,0%, natomiast w ostatnim sezonie 33,3%. Fakt, że pomimo stałego wzrostu stawek osobistego zaszeregowania, ogólne koszty zatrudnienia zmniejszyły się o ok. 0,608 mln zł (14,075 mln zł w 2020 r., 13,467 mln zł w 2021 r.) należy wiązać ze zmniejszeniem zatrudnienia. W 2020 r. w badanej grupie gospodarstw liczba pracowników pełnoetatowych wynosiła 195, natomiast w 2021 zmniejszyła się do 168. Na redukcję zatrudnienia wpływ ma kilka czynników, wśród nich należy wymienić dążenie do racjonalizacji kosztów, mechanizacji czynności wymagających dotychczas dużego nakładu robocizny, redukcję zatrudnienia w działach administracyjno-biurowych. Należy odnotować znaczne różnice pomiędzy poszczególnymi gospodarstwami karpioowymi, gdyż koszty, w tym robocizny, były zdecydowanie niższe w gospodarstwach prowadzonych przez osoby fizyczne, duży był również udział w nich tzw. samozatrudnienia (gospodarstwo rodzinne).

Średni koszt paszy zużytej na jeden hektar powierzchni ewidencyjnej stawów wyniósł w 2021 roku około 1205 zł, podczas gdy w 2020 było to około 1100 zł (Lirski i in. 2021). Wzrost kosztów karmienia ryb wynika głównie ze wzrostu cen zbóż paszowych, i nie może być tłumaczony wyższą produkcją ryb (stopniem intensyfikacji) w 2021 roku, co wymagałoby zwiększonego karmienia. Podobnie jak przy innych składowych kosztach, także koszty karmienia cechują się dużą rozpiętością, zależną od intensyfikacji pro-

dukcji i poziomu strat w rybach w trakcie sezonu (np. śnięcia, wyżerowywanie przez kormorany).

Rentowność

Przyjmuje się, że trwałość funkcjonowania gospodarstw rybackich wymaga zapewnienia w kolejnych latach rentowności na poziomie co najmniej 10%.

Rentowność obiektów stawowych w 2021 roku, tak jak we wszystkich poprzednich badaniach charakteryzowała się ogromną zmiennością, co korelowało z rozrzutem wielkości przychodów i kosztów poszczególnych gospodarstw. Wskaźnik rentowności (Wr) bez wsparcia w postaci rekompensat wodnośrodowiskowych wahał się od -38,0% do +184,5%. Bardzo wysoką rentowność uzyskało najmniejsze gospodarstwo osiągające doskonałe wyniki produkcyjne. Gospodarstwo o najgorszych wynikach finansowych, wraz z rekompensatami, uzyskało wskaźnik -6%, natomiast najlepsze +197,4%. W 2021 roku dla całej badanej grupy gospodarstw karpionych, średni wskaźnik rentowności, uwzględniający otrzymane rekompensaty wodnośrodowiskowe i inne instrumenty finansowe wyniósł 18,56%, natomiast bez wsparcia 5,98%. Wartości wskaźnika rentowności w zależności od wsparcia finansowego oraz liczbę gospodarstw rentownych i nierentownych w badanej grupie badawczej przedstawia tabela 1.

TABELA 1

Wskaźniki rentowności gospodarstw karpionych w 2021 roku

Wskaźnik	Wartość wskaźnika	Liczba gospodarstw złodatnim wskaźnikiem	Liczba gospodarstw zujemnym wskaźnikiem
z rekompensatami wodnośrodowiskowymi	18,56	18	3
bez pomocowych instrumentów finansowych	5,98	13	8

Całkowity zysk brutto wraz z rekompensatami wodnośrodowiskowymi dla analizowanych w 2021 roku dwudziestu jeden gospodarstw wyniósł 7,397 mln zł. W ujęciu ekonomicznym (ale nie zawsze księgowym), dotacje stanowiły przychód. Przy tym ujęciu metodycznym, po uwzględnieniu instrumentów finansowych (rekompensat wodnośrodowiskowych), zysk na jednego zatrudnionego osiągnął wartość 23939 zł (17846 zł w 2020 r.). Bez rekompensat zysk na jednego zatrudnionego wyniósł 7715 zł (-9177 zł w 2020 r.) (Lirski i in. 2021).

Wykorzystanie środków z Programu Operacyjnego „Zrównoważony rozwój sektora rybołówstwa i nadbrzeżnych obszarów rybackich 2007-2013”

Wśród ankietowanych dwudziestu jeden gospodarstw, dziewięć z nich złożyło ogółem 16 wniosków na realizację projektów w ramach środków pozyskanych z funduszy unijnych na ogólną sumę 3,914 mln zł. Większość projektów znajduje się jeszcze w trakcie realizacji, w momencie wypełniania ankiet 6 gospodarstw zakończyło i rozliczyło siedem projektów na ogólną sumę 3,942 mln zł. Dominowały, podobnie jak w poprzednich latach zakupy sprzętu, maszyn i urządzeń, m.in. środków transportu. Zgłoszono projekty remontu wylęgarni, budynków i placu manewrowego oraz remontu grobli, co ma niebagatelne znaczenie przy nasilających się problemach związanych z deficytem wody w większości krajowych gospodarstw. Zgłoszony został projekt budowy ścieżki edukacyjnej na stawach. W jednym z gospodarstw sfinansowano inwestycję w nową technologię intensywnego chowu okonia. Godny podkreślenia jest fakt, że gospodarstwa, podążając za zmianami preferencji konsumenckich, inwestują w przetwórstwo (budowa przetworni bądź urządzeń i maszyn), a także w sprzedaż bezpośrednią (MLO).

Wpływ rekompensat na rentowność gospodarstw karpowych

W 2021 r. gospodarstwa karpowe w Polsce miały możliwość korzystania z jednej formy wsparcia finansowego, rekompensat wodnośrodowiskowych, w poprzednim badaniu hodowcy mieli dodatkowo możliwości korzystania z pomocy suszowej oraz „tarczy covidowej”. Rekompensaty wodnośrodowiskowe pojawiły się w badaniach ekonomiczno-finansowych po raz czwarty. Celem tego środka jest zrekompensowanie hodowcom stosowania tradycyjnych metod produkcji wspomagających ochronę i poprawę stanu środowiska oraz zachowanie bioróżnorodności. Wypełnienie poszczególnych wymogów przez hodowcę, ponad wymagane przez ramy prawne, wiąże się z płatnościami wyrażonymi w kwocie na 1 hektar dla hodowli ryb, w których wypełniane są zobowiązania wodnośrodowiskowe.

Podobnie jak w latach 2012, 2014, 2020, także w 2021 r. środki finansowe z tytułu wykonania działań wodnośrodowiskowych diametralnie zmieniły na korzyść sytuację finansową gospodarstw karpowych, chociaż możliwy zakres wsparcia w ostatnim sezonie był mniejszy niż w poprzednich rozdaniach. W badanej grupie z rekompensat wodnośrodowiskowych w 2021 roku, tak jak w poprzednich badaniach, nie korzystało jedynie jedno gospodarstwo. Łącznie na konta badanych gospodarstw wpłynęło 4,980 mln zł z tytułu zrealizowania umów za działania w 2021 roku. Średnia stawka wyniosła 752 zł/ha (742 zł w 2020 r.), najniższa stawka to 672 zł/ha, natomiast najwyższa 1049 zł/ha.

Udział rekompensat wodnośrodowiskowych w przychodach całkowitych wyniósł średnio 10,6% (od 2,8% do 34,1%).

W 2020 r. wśród ankietowanych gospodarstw karpiowych bez uwzględniania rekompensat wodnośrodowiskowych, trzynaście spośród nich wykazywało ujemny wynik finansowy, natomiast po uwzględnieniu rekompensat pięć pozostawało deficytowymi. W 2021 roku proporcje te układały się następująco: bez rekompensat osiem było deficytowych, z rekompensatami trzy pozostały z ujemnym wynikiem finansowym (tab. 1). Na poprawę rentowności większości gospodarstw stawowych główny wpływ miały zdecydowanie wyższe ceny zbytu karpia handlowego uzyskane w trakcie sprzedaży świątecznej w 2021 r.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa gospodarstw pstrągowych

Charakterystyka badanych gospodarstw

Badaniami objęto 13 gospodarstw pstrągowych, w tym 5 o statusie ośrodków prywatnych (osoby fizyczne/rolnicy) i 5 o statusie spółek z o.o. oraz 3 spółki cywilne. Zdecydowana większość – 10 podmiotów – położona jest na północy kraju (Pomorze Gdańskie i Pomorze Zachodnie), pozostałe 3 reprezentują region Podhala, Rostocza i Lubelszczyzny. Badane gospodarstwa użytkowały 499 stawów betonowych (objętość 53800 m³, 98 typu raceway (8734 m³), 9 systemów recyrkulacyjnych o objętości 11560 m³, w tym część z ogólnej liczby 523 basenów (18207 m³) oraz 260 ha stawów ziemnych. W porównaniu z badaniami dotyczącymi 2020 roku (Lirski i in. 2021) badana obecnie próba podmiotów jest identyczna, a zatem może stanowić podstawę do stosownych porównań i wyciągania wniosków co do najistotniejszych zmian w ekonomice tego podsektora akwakultury w ostatnim czasie.

Produkcja ryb towarowych

Zanim zaczniemy rozważania w tym podrozdziale ważna uwaga metodyczna: deklarowana przez respondentów wartość całkowitej (i niektórych gatunków) produkcji ryb towarowych jest wyższa niż przychodów uzyskanych ze sprzedaży ryb, co można wytłumaczyć faktem, że nie wszystkie ryby wyhodowane w tym roku, np. z powodu wprowadzonych ograniczeń i restrykcji związanych z pandemią koronawirusa zostały w tym roku gospodarczym sprzedane, w przeciwieństwie do gospodarstw karpiowych, których skumulowana sprzedaż miała miejsce w okresie świątecznym pod koniec 2021 roku. Łączna produkcja ryb towarowych w badanych 13 gospodarstwach wyniosła

4812,5 tony (prawie 200 ton więcej niż w 2020 roku) o wartości 68,095 mln zł, w tym na pstrąga tęczowego przypadało 3912 ton i 52,974 mln zł, czyli w układzie procentowym odpowiednio 81,3% i 77,8%. Próbę tę można uznać za w miarę reprezentatywną, gdyż produkcja uzyskana przez analizowane gospodarstwa stanowiła 19,1% całkowitej produkcji tego gatunku w 2021 roku, określonej na podstawie danych z analizy kwestionariuszy statystycznych RRW-22 (Myszkowski, mat. niepublikowane 2022) na poziomie 20436 ton. Na drugim miejscu pod względem wielkości produkcji była palia, która stanowiła 9,0%, w trzeciej kolejności pstrąg źródłany z odsetkiem 4,3%, a po nim jesioty z 3,4-procentowym udziałem w całkowitej masie wyprodukowanych ryb towarowych. Poza wymienionymi gatunkami ryb wyprodukowano tylko suma afrykańskiego (1,3%) oraz karpia (0,7%).

Oprócz ryb towarowych badane gospodarstwa wyhodowały materiał obsadowy/zarybieniowy następujących gatunków: pstrąg tęczowy, troć wędrowna, łosoś, pstrąg, karp, sieja, lin i szczupak, o łącznej wartości 7,645 mln zł, z czego 50,8% przypadło na pstrąga tęczowego, a 34,0% na troć wędrowną i łososa.

Zatrudnienie

W badanych trzynastu gospodarstwach zatrudnione były 202 osoby, głównie na stałe (168), a także na niepełnym etacie (15), sezonowo (7), oraz członkowie rodzin (12). Średnia wielkość produkcji ryb towarowych na 1 zatrudnionego kształtowała się na poziomie 23824 tony, podczas gdy w 2020 roku 21387 kg (Lirski i in. 2021), a w 2014 roku 14227 kg (Wołos i in. 2015), co oznacza stały wzrost tego parametru mimo licznych perturbacji gospodarczych i strat finansowych spowodowanych przez pandemię koronawirusa w latach 2020-2021.

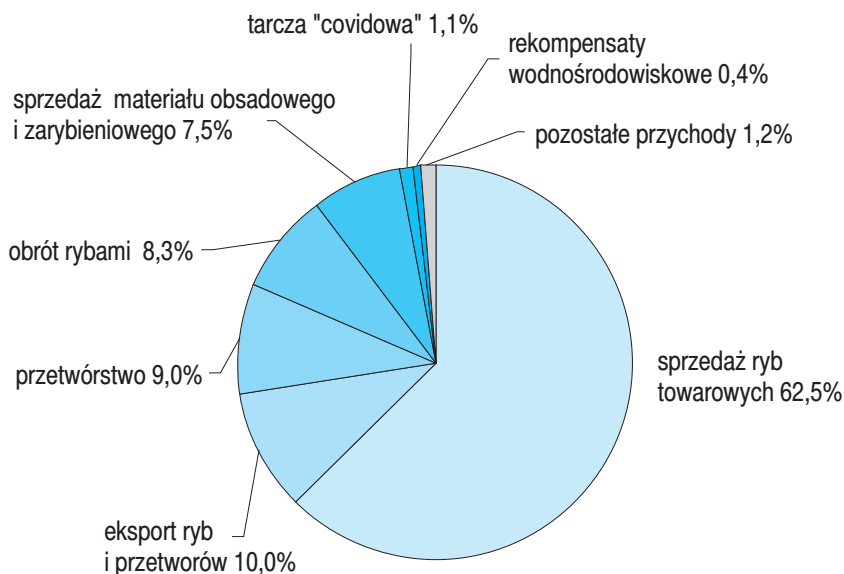
Przychody i ich struktura

W 2021 roku rozpatrywane gospodarstwa osiągnęły przychody całkowite w wysokości 91,524 mln zł, co oznacza wzrost o 13,5% w stosunku do roku 2020. Na te przychody złożyły się następujące składniki:

- 64,067 mln zł przypada na sprzedaż produkcji podstawowej, co stanowi 70,0% przychodów całkowitych (89,2% produkcji podstawowej przypada na ryby towarowe, a 10,8% na sprzedaż materiału obsadowego/zarybieniowego),
- 27,457 mln zł przypada na wszystkie pozostałe przychody.

Wartość i struktura procentowa przychodów badanych gospodarstw w 2021 roku przedstawiały się następująco (rys. 3):

- sprzedaż ryb towarowych – 57,158 mln zł (62,5%),



Rys. 3. Struktura przychodów badanych gospodarstw pstrągowych w 2021 roku (100%=91,524 mln zł).

- eksport ryb i przetworów rybnych – 9,136 mln zł (10,0%),
- przychody z przetwórstwa – 8,254 mln zł (9,0%),
- obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji – 7,587 mln zł (8,3%),
- sprzedaż materiału obsadowego i zarybieniowego – 6,909 mln zł (7,5%),
- tarcza „covidowa” – 1,043 mln zł (1,1%),
- rekompensaty wodnośrodowiskowe – 0,382 mln zł (0,4%),
- pozostałe przychody – 1,055 mln zł (1,2%).

W porównaniu z rokiem 2020 (Lirski i in. 2021) przychody poszczególnych składników wzrosły następująco: sprzedaż ryb towarowych (o 11,9%), eksport ryb i przetworów (o 25,5%), przetwórstwo (o 16,4%), materiał obsadowy/zarybieniowy (o 12,3%), i w największym stopniu obrót rybami i przetworami (o 30,3%). Przychody ze sprzedaży ryb (towarowych, przetworzonych, materiału obsadowego i eksportu), zdecydowanie dominowały i stanowiły 89% przychodów całkowitych, czyli były niemal identyczne jak w 2020 roku (Lirski i in. 2021). W porównaniu z 2014 rokiem (Wołos i in. 2015), zwiększyła się w największym stopniu wartość finansowa i udział procentowy przychodów z eksportu i obrotu rybami nie produkowanymi w badanych gospodarstwach, których odsetki w przychodach całkowitych w siedem lat wcześniej wynosiły odpowiednio zaledwie 1,4% i 0,7%. W badanym zbiorze podmiotów statystyczne gospodarstwo pstrągowe w roku 2021 uzyskało przychód z produkcji podstawowej wynoszący 4,928 mln zł

(wzrost w stosunku do 2020 r. o 11,9% (Lirski i in. 2021)), a całkowity przychód w wysokości 7,040 mln zł (wzrost o 13,5%, *op. cit.*). Średni przychód na 1 zatrudnioną osobę osiągnął 481705 zł, przy średniej cenie 1 kg wyprodukowanych ryb towarowych na poziomie 14,15 zł, co w przypadku obu wyliczonych parametrów oznacza odpowiednio wzrost o 29,0% oraz 3,0%.

Wykorzystanie środków z Programu Operacyjnego „Rybnactwo i Morze” (PO Ryby 2014-2020)

Projekty inwestycyjne

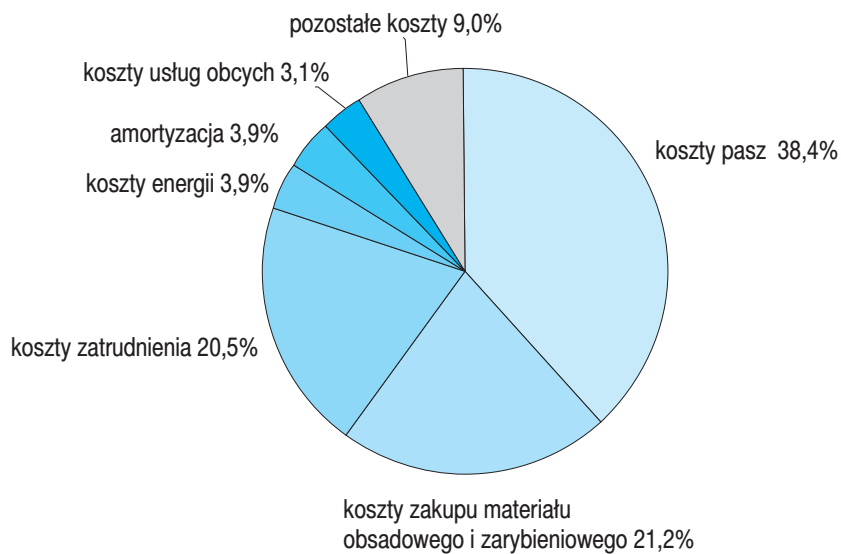
W 2021 roku na trzynaście badanych gospodarstw pstrągowych, siedem zrealizowało inwestycje współfinansowane ze środków PO „Rybnactwo i Morze”. Łączna kwota pomocy finansowej, przy 26 złożonych wnioskach, dla 23 zrealizowanych projektów wyniosła 15,086 mln zł. Środki te stanowiły 16,4% kwoty całkowitych przychodów w rozpatrywanych obiektach (bez środków „unijnych”), podczas gdy inwestycje sfinansowane w całości ze środków własnych, o wartości 9,69 mln zł, stanowiły 10,6% przychodów całkowitych. Środki pomocowe zostały przeznaczone na budowę/rozbudowę obiektów i ich modernizację, m.in. poprzez zakup natleniaczy, a także na inwestycje w fotowoltaikę.

Rekompensaty wodnośrodowiskowe

Środki finansowe z tytułu rekompensat wodnośrodowiskowych uzyskały tylko 3 podmioty, które w pewnym zakresie, oprócz produkcji pstrągów i innych gatunków ryb w systemach intensywnej akwakultury, użytkują stawy typu karpiego. Łączna kwota rekompensat wyniosła 381923 zł, co stanowiło 0,42% uzyskanych w 2021 przychodów całkowitych.

Koszty i ich struktura

Całkowite koszty badanych podmiotów gospodarczych wyniosły 71,087 mln zł, co daje średnio 5,468 mln zł na 1 gospodarstwo. Podstawowym czynnikiem generującym koszty w badanych gospodarstwach był zakup paszy, który stanowił 38,4% całkowitej wartości kosztów ponoszonych przez analizowane podmioty (rys. 4). Drugą i trzecią pozycję zajęły koszty zakupu materiału obsadowego oraz zatrudnienia, których udział wynosił odpowiednio 21,2% i 20,5%. W dalszej kolejności wystąpiły koszty energii (3,9%), amortyzacja (3,9%), usługi obce (3,1%), koszty leczenia i profilaktyki (1,5%) oraz pozostałe koszty działalności, m.in. reklama i promocja czy wapnowanie i nawozy, które w sumie stanowiły 7,5% kosztów całkowitych. W przeliczeniu na 1 zatrudnioną osobę



Rys. 4. Struktura kosztów badanych gospodarstw pszragowych w 2021 roku (100%=71,087 mln zł).



Fot. 2. Obiekt pszragowy gospodarstwa w Bogaczewie (fot. A. Wołos)



Fot. 3. Obiekt pstrągowy gospodarstwa w Bogaczewie (fot. A. Wołos)

koszt zatrudnienia wynosił 76779 zł (co oznacza wzrost o 16% w stosunku do 2020 roku), a gdyby hipotetycznie doliczyć niezatrudnionych, ale pracujących członków rodzin 72219 zł.

Rentowność

Całkowity zysk w badanych obiektach wyniósł 19,012 mln zł, co w przeliczeniu na 1 gospodarstwo daje średni zysk na poziomie 1,462 mln zł. W przeliczeniu na 1 zatrudnionego średni zysk osiągnął 100063 zł.

Średni wskaźnik rentowności (Wr) w analizowanych gospodarstwach wynosił 28,75%, przy czym wszystkie podmioty, w przeciwieństwie do karpowych, odnotowały dodatni wynik finansowy. Opisany parametr – w skali całej śródlądowej branży rybacciej – należy uznać za bardzo korzystny.

Podsumowanie

Przedstawione w niniejszym opracowaniu wyniki analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw rybaccich w 2021 roku, podzielonych na ośrodki pstrągowe i kar-

piove pozwalają na sformułowanie następujących wniosków natury ogólniejszej, przy czym wybrane wskaźniki charakteryzujące dwie wyróżnione grupy gospodarstw, a dla porównania także podmioty „stawowo-jeziorowe” i „jeziorowe”, zestawiono w tabeli 2.

TABELA 2

Wybrane wskaźniki ekonomiczno-finansowe gospodarstw rybackich w 2021 roku

Wskaźnik	Gospodarstwa pstrągowe ⁽¹⁾	Gospodarstwa karpiove ⁽²⁾	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”
Wskaźnik rentowności (%)	28,75 ⁽¹⁾	18,56 ⁽²⁾	7,04 (2)	7,40 (1)
Średni przychód na 1 zatrudnionego (zł)	481705	152884	205204	143520
Średni zysk na 1 zatrudnionego (zł)	100065	23939	13496	9884
Udział produkcji ryb towarowych w przychodach (%)	62,5	58,9	45,4	36,5
Średnia cena 1 kg ryb (zł)	14,15	13,55	17,34	14,82

⁽¹⁾jeden podmiot z niewielkimi rekompensatami wodnośrodowiskowymi

⁽²⁾z rekompensatami wodnośrodowiskowymi

- 1) Opłacalność poszczególnych form produkcji rybackiej była zróżnicowana, w porównaniu z poprzednimi badaniami rentowność gospodarstw pstrągowych i karpiowych poprawiła się, natomiast „stawowo-jeziorowych” i „jeziorowych” obniżyła. Najwyższym wskaźnikiem rentowości ($Wr = 28,75\%$) charakteryzowały się gospodarstwa pstrągowe, następnie karpiove ($Wr = 18,56\%$), jeziorowe ($Wr = 7,40\%$) i na końcu „stawowo-jeziorowe” ($Wr = 7,04\%$). W poprzednich badaniach za 2020 rok ranking rentowności przedstawiał się odmiennie: jako pierwsze gospodarstwa pstrągowe, następnie „stawowo-jeziorowe”, karpiove, jeziorowe.
- 2) Wielkość przychodów przypadających na 1 zatrudnionego w porównaniu z rokiem 2020, w grupie gospodarstw karpiowych zwiększyła się o 6,8%, pstrągowych o 29,0%, „jeziorowych” o 13,0%, w „stawowo-jeziorowych” o 37,3%. W skali ogólnopolskiej oznacza to znaczny wzrost ekonomicznej rangi całego sektora rybactwa śródlądowego.
- 3) Decydujący wpływ na w miarę pozytywną sytuację ekonomiczną gospodarstw karpiowych w 2021 miało uzyskane wsparcie finansowe w postaci rekompensat wodnośrodowiskowych. Średnia stawka tych rekompensat wyniosła 763 zł/ha (od 672 zł/ha do 1049 zł/ha). Bez uwzględnienia wpływów finansowych z rekompensat, trzynastcie gospodarstw było rentownych, a osiem odnotowało ujemny wynik finansowy. Wyliczony dla dwudziestu jeden gospodarstw karpiowych wskaźnik rentowności bez rekompensat wyniósł 5,98%.

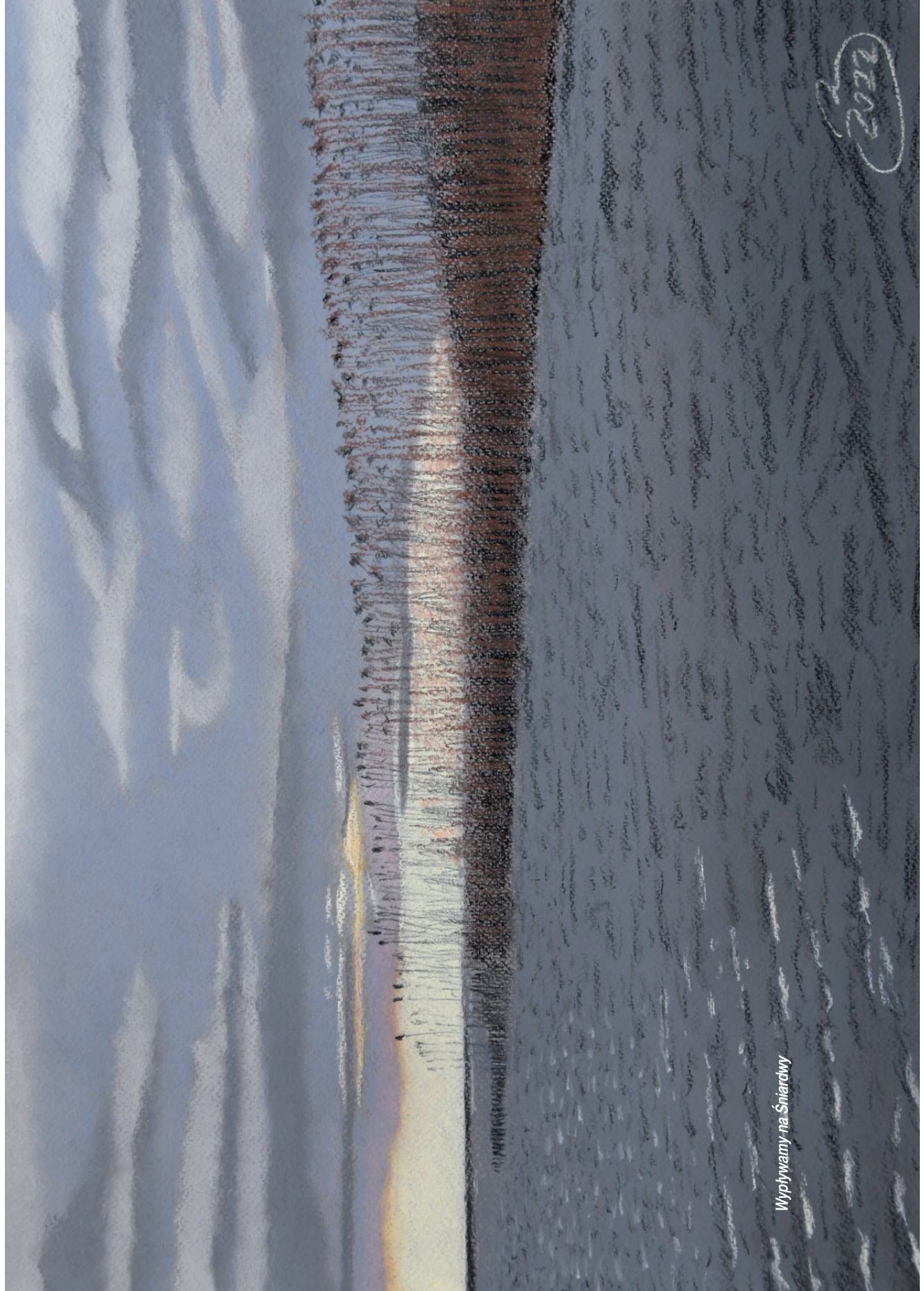
- 4) W poszczególnych gospodarstwach wielkość produkcji karpia na jednostkę powierzchni stawów była bardzo zróżnicowana, obok doskonałych wydajności odnotowano przypadki bardzo niskiej, na pograniczu ekstensywnej produkcji. Straty ryb powodowane są głównie ich chorobami i presją zwierząt rybożernych, szczególnie kormorana czarnego, oraz pogarszającym się z roku na rok bilansem wody w stawach. Stale aktualny jest postulat o konieczności racjonalizacji wszystkich kosztów oraz bieżącej kontroli finansów i oceny efektywności ekonomicznej podejmowanych działań.
- 5) Prezentowane wyniki, podobnie jak w poprzednich badaniach potwierdzają opinię o wysokim ryzyku produkcji ryb w stawach ziemnych. Ryzyko wynikające z narastającego deficytu wody w zlewniach zwiększa się z roku na rok. Rentowność produkcji ryb w stawach, mierzona stosunkiem uzyskiwanych dochodów do kosztów, wyróżnia się ogromną zmiennością, która jest efektem braku możliwości pełnego kontrolowania środowiska produkcji i wynikających stąd trudności w przewidywalności zdarzeń, a także zróżnicowania obiektów stawowych pod względem wielkości, warunków produkcji, wydajności naturalnej stawów, presji zwierząt rybożernych, form organizacyjnych i innych. W tym kontekście niezbędne jest utrzymanie systemu rekompensat, których wysokość uzależniona jest od funkcji próśrodkowych i kulturowych stawów i związanych z tym ograniczeń w działalności gospodarczej.
- 6) Średnia cena 1 kg ryb towarowych w ośrodkach pstrągowych była najwyższa (14,15 zł), natomiast w gospodarstwach karpionych najniższa (13,55 zł). W porównaniu z 2020 rokiem średnia cena ryb w gospodarstwach pstrągowych wzrosła o 3,0%, natomiast w karpionych o 46,0%. Nienotowany w dotychczasowych badaniach wzrost ceny karpia związany był z niezaspokojonym popytem na ten gatunek w grudniu 2021 r. W stosunku do roku 2020, średnia cena ryb wyprodukowanych w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” wzrosła o 32,5%, w karpionych o 15,0%, pstrągowych o 5,9%, „jeziorowych” o 4,5%.
- 7) Na korzystniejsze niż w poprzednich badaniach wyniki finansowe gospodarstw karpionych duży wpływ miały wysokie, dotychczas nieosiągnane ceny zbytu karpia handlowego, głównego źródła przychodów. Mniejsza niż w poprzednich latach podaż karpia (zarówno z produkcji krajowej jak i z importu), oraz prowadzone od lat akcje promocyjne spowodowały, że karp stał się atrakcyjnym, poszukiwanym produktem. Stabilizacja cen ryb na opłacalnych dla hodowców poziomach oraz organizowanie profesjonalnego rynku karpia powinny być priorytetem dla sektora karpionego.
- 8) Godny odnotowania jest wysoki udział innych, niż produkcja ryb, przychodów w gospodarstwach uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, a zwłaszcza w ich podzbiorze określonym jako gospodarstwa „jeziorowe”. W tej grupie pozapro-

dukcyjne przychody stanowiły 63,5%, z czego 28,3% przypadało na sprzedaż zezwoleń na wędkowanie, a 35,2% na tzw. inne przychody, o których szerzej piszemy w rozdziale na temat sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior.

Badania przeprowadzono w ramach zadań statutowych Z-005 i Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Guziur J., Woźniak M. 2006 – Produkcja ryb w małych zbiornikach wodnych – Wyd. Oficyna Wydawnicza „Hoża”.
- Lirski A., Myszkowski L. 2021 – Polska akwakultura w 2020 roku na podstawie analizy kwestionariuszy RRW-22. Część 1 – Komun. Ryb. 6: 2-9.
- Lirski A., Wołos A., Czerwiński T. 2021 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2020 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 55-75.
- Lirski A., Myszkowski L. 2022 – Polska akwakultura w 2020 roku na podstawie analizy kwestionariuszy RRW-22. Część 2 – Komun. Ryb. 1: 1-7.
- Myszkowski L. 2022 – Produkcja rybacka prowadzona w stawach rybnych i innych urządzeniach służących do chowu lub hodowli ryb w roku 2021 na podstawie analizy kwestionariusza RRW-22 (w przygotowaniu, niepublikowane).
- Wołos A., Mickiewicz M., Lirski A., Myszkowski L. 2006 – Opłacalność śródlądowej produkcji rybackiej w 2005 roku – W: Rybactwo, wędkarstwo, ekorozwój (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 39-52.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T., Turkowski K. 2008 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2007 roku – W: Stan i uwarunkowania gospodarki rybackiej prowadzonej w wodach śródlądowych (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 39-46.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2011 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 55-63.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2013 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. RS, Olsztyn: 55-66.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2015 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2014 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. RS, Olsztyn: 59-73.
- Wołos A., Czerwiński T., Mickiewicz M. 2021 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2020 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-32.



Wypływamy na Sniarowy

2022

Zarybienia jezior w 2021 roku i ich porównanie z rokiem 2020

Maciej Mickiewicz

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Po transformacji własnościowej w rybactwie w pierwszej połowie lat 90. XX wieku przestały funkcjonować ogólnopolskie statystyki rybackie. Dlatego Zakład Bioekonomiki Rybactwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego rozpoczął badania ankietowe odłowów i zarybień jezior, a także sytuacji ekonomicznej gospodarstw rybackich. Wzrost cen węgorza szklistego i rangi wędkarstwa spowodowały, że jeziorowe gospodarstwa rybackie zaczęły intensywniej zarybiać szczupakiem, sandaczem, linem, karpem, karasiem i sumem. Przed transformacją zarybiano głównie węgorzem, sielawą i sieją (Mickiewicz 2012). Z upływem lat rozpoczęto badania efektywności ekonomicznej zarybień w warunkach gospodarki wolnorynkowej (Mickiewicz 2013). Ranga zarybień jezior rosła, a obecnie to najważniejszy z zabiegów rybackich. Zarybienia prowadzono nie tylko w celu osiągnięcia wyższych wydajności odłowów, ale również zaspokojenia potrzeb wędkarzy, oraz utrzymania zagrożonych gatunków (Mickiewicz 2018). Dość stabilne odłowy gospodarcze gatunków, które są przedmiotem zarybień (Wołos 2015) pozwalają stwierdzić, że zarybienia jezior są efektywne.

Celem opracowania jest przedstawienie wyników analiz zarybień jezior przeprowadzonych w 2021 roku na tle wyników takich analiz za rok 2020 (Mickiewicz 2021).

Materiały i metody

Opracowanie oparto na danych dotyczących ilości wprowadzonego materiału zarybieniowego danego gatunku, jego wartości oraz powierzchni jezior, jaka została nim zarybiona. Dane pochodziły z ankiet uzyskanych od 90 podmiotów uprawnionych do gospodarowania rybackiego na jeziorach o łącznej powierzchni blisko 239 tys. ha. Bada-

ny zbiór różnił się w zasadzie nieznacznie od zbioru, na podstawie którego analizowano dane z 2020 roku, zatem porównania są tutaj bezsprzecznie możliwe. Analizowana powierzchnia stanowiła blisko 89% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko (270 tys. ha). Jest zatem wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego.

Wyniki analizy poszczególnych parametrów zostały przedstawione w podziale na trzy regiony jeziorowe: „Mazury”, „Pomorze” i „Wielkopolska”. Kwalifikacja podmiotów do regionów przeprowadzona została nie tylko w oparciu o kryteria geograficzne, ale także podobieństwo gospodarowania i stanu środowiska jezior. Dlatego do regionu „Wielkopolska” zaliczono gospodarstwa leżące w sercu tego regionu, na Kujawach oraz Pojezierzu Lubuskim, a także jeziora regionu lubelskiego i Polski południowej. Do regionu „Mazury” zaliczono gospodarstwa położone na wschód od Wisły i na północ od Narwi, zaś do regionu „Pomorze” podmioty na zachód od Wisły i na północ od linii Bydgoszcz – Ujście nad Notecią – Kalisz Pomorski – Pyrzyce – Szczecin.

Aby ułatwić porównania parametrów z lat 2020 i 2021, w tabelach przedstawiono też parametry z roku 2020, a dane z 2021 roku zaznaczono pogrubioną czcionką.

Wyniki i dyskusja

90 podmiotów uprawnionych do rybactwa zarybiło w 2021 roku następującymi gatunkami:

- 1) szczupak – 81 podmiotów,
- 2) lin – 64 podmioty,
- 3) węgorz – 63 podmioty,
- 4) sandacz – 62 podmioty,
- 5) sielawa – 48 podmiotów,
- 6) karp – 35 podmiotów,
- 7) sieja – 29 podmiotów,
- 8) karaś – 24 podmioty,
- 9) sum – 14 podmiotów,
- 10) okoń – 8 podmiotów,
- 11) płoć – 4 podmioty,
- 12) pstrąg potokowy – 3 podmioty,
- 13) troć jeziorowa – 2 podmioty,
- 14) jaź – 2 podmioty,
- 15) miętus – 2 podmioty,
- 16) leszcz – 1 podmiot,
- 17) boleń – 1 podmiot,
- 18) lipień – 1 podmiot.

Większością gatunków zarybiano wody, które stanowią jeziorowe obwody rybackie, ale także wchodzące w ich skład odcinki rzek (pstrąg potokowy, lipień), co świadczy pozytywnie o dbałości ankietowanych o wszystkie wody, jakie znajdują się w ich rybackim zarządzaniu i gospodarowaniu.

Dane na temat ilości materiału zarybieniowego przedstawiono w tabelach 1-4. Podany został też udział (%) podmiotów zarybiających danym gatunkiem. Wskaźnik ten ukazuje rangę gatunku w gospodarce jeziorowej w danych regionach, a co za tym idzie, również jakość ekosystemów jezior w regionach.

W porównaniu do 2020 roku, w 2021 roku w skali kraju można odnotować znaczący wzrost zarybień węgorzem w przypadku masy, ale też pewien spadek w przypadku liczebności wprowadzanych do jezior węgorzy. Zarybiano mniejszym materiałem i był on tańszy, niż stosowany w 2020 roku (tab. 1).

TABELA 1

Zarybienia węgorzem w 2021 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2020 roku poniżej

Regiony	„Mazury”	„Wielkopolska”	„Pomorze”	Razem
powierzchnia (ha)	120460	40040	78490	238990
	120390	37928	76721	235039
liczba podmiotów (n)	30	24	36	90
	30	20	36	86
Węgorz europejski – zarybieniowy				
udział zarybiających podmiotów (%)	66,7	87,5	61,1	73,3
	56,7	75	61,1	62,8
kilogramy	2887	4309	6128	13324
	2484	2629	4698	9767
sztuki	298480	274459	311433	884372
	267540	209615	428473	901228
szt./kg	103	64	51	66
	108	80	91	92
zakres (szt./kg)	10-150	10-200	10-500	10-500
	17-200	10-350	10-833	10-833
średnia cena (zł/kg)	174,94	140,09	105,26	131,62
	178,62	163,09	119,3	146,71
zakres (zł/kg)	40-315	40-270	22-490	22-490
	97-315	58-262	25-735	25-735

W skali ogólnopolskiej zarybienia sielawą w 2021 roku w porównaniu do roku 2020 wzrosły, natomiast obniżyły się zarybienia sieją. Udział (%) podmiotów zarybiających tymi gatunkami obniżył się nieznacznie (tab. 2).

TABELA 2

Zarybienia koregonidami w 2021 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2020 roku poniżej

Regiony	„Mazury”	„Wielkopolska”	„Pomorze”	Razem
powierzchnia (ha)	120460	40040	78490	238990
	120390	37928	76721	235039
liczba podmiotów (n)	30	24	36	90
	30	20	36	86
Sielawa				
udział zarybiających podmiotów (%)	56,7	50	52,8	53,3
	56,7	50	55,6	54,7
wylęg (tys. szt.)	192278	22450	101000	315728
	161762	21000	105350	288112
narybek letni (tys. szt.)	1000	80	-	1080
	1010	1070	-	2080
Sieja				
udział zarybiających podmiotów (%)	33,3	16,7	41,7	32,2
	36,7	20	50	38,4
wylęg (tys. szt.)	25295	100	4440	29835
	26281	-	8840	35121
narybek letni (tys. szt.)	456	79	123	658
	422	341	131	894
narybek jesienny (kg)	378	50	82	510
	560	166	81	807
starsze formy (kg)	-	-	-	-
	-	120	-	120

Wzrosły natomiast zarybienia szczupakiem – w zasadzie wszystkimi formami materiału, choć w przypadku niektórych form były to wzrosty nieznaczne. W przypadku sandacza wzrosły zarybienia narybkiem letnim, jesiennym i starszymi formami (tab. 3).

W przypadku gatunków karpiowatych, można ogólnie stwierdzić, że w 2021 roku, w porównaniu do 2020 roku wzrosła ilość materiału zarybieniowego lina (głównie krocza), zaś obniżyły się zarybienia karasiem i karpem (tab. 4).

Trzeba też wspomnieć o zarybieniach najważniejszymi gatunkami, które nie zostały uwzględnione w tabelach 1-4. W 2021 roku zarybiono jeziora 2272 kg narybku okonia i 1818 kg narybku płoci. Pozostałymi gatunkami zarybiano w nieznacznych ilościach.

TABELA 3

Zarybienia gatunkami drapieżnymi w 2021 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2020 roku poniżej

Regiony	„Mazury”	„Wielkopolska”	„Pomorze”	Razem
powierzchnia (ha)	120460	40040	78490	238990
	120390	37928	76721	235039
liczba podmiotów (n)	30	24	36	90
	30	20	36	86
Szczupak				
udział zarybiających podmiotów (%)	96,7	91,7	83,3	90
	100	95	83,3	91,9
wylęg (tys. szt.)	113577	13738	45458	172773
	92880	4886	54511	152277
narybek letni (tys. szt.)	2450	503	1648	4601
	2167	394	1596	4157
narybek jesienny (kg)	12478	13253	12346	38077
	11114	15147	11342	37603
starsze formy (kg)	498	1765	1472	3735
	659	1490	1450	3599
Sandacz				
udział zarybiających podmiotów (%)	66,7	91,7	55,6	68,9
	56,7	90	50	61,6
wylęg (tys. szt.)	-	1800	500	2300
	-	1800	900	2700
narybek letni (tys. szt.)	3811	2980	3300	10091
	3881	1400	3829	9110
narybek jesienny (kg)	1732	1731	3116	6579
	1331	2984	1091	5406
starsze formy (kg)	153	311	-	464
	-	238	-	238
Sum europejski				
udział zarybiających podmiotów (%)	20	20,8	8,3	15,6
	23,3	20	11,1	17,4
narybek letni (tys. szt.)	145	-	-	145
	15	-	-	15
narybek jesienny (kg)	402	546	358	1306
	1007	30	385	1422
narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	-	-	-	-
kroczek (kg)	70	1770	160	2000
	366	184	260	810
starsze formy (kg)	-	-	-	-
	-	170	-	170

TABELA 4

Zarybienia gatunkami karpiołowymi w 2021 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2020 roku poniżej

Regiony	„Mazury”	„Wielkopolska”	„Pomorze”	Razem
powierzchnia (ha)	120460	40040	78490	238990
	120390	37928	76721	235039
liczba podmiotów (n)	30	24	36	90
	30	20	36	86
Lin				
udział zarybiających podmiotów (%)	70,0	83,3	63,9	71,1
	66,7	75,0	58,3	65,1
narybek letni (tys. szt.)	-	-	6	6
	-	-	-	-
narybek jesienny (kg)	1325	800	381	2506
	1325	-	1350	2675
narybek 1+ (kg)	-	425	-	425
	2183	-	-	2183
kroczek (kg)	15150	-	-	-
	14031	32780	31580	78391
Karaś pospolity				
udział zarybiających podmiotów (%)	26,7	45,8	13,9	26,7
	26,7	60,0	13,9	29,1
narybek jesienny (kg)	-	2719	1200	3919
	70	950	1200	2220
narybek 1+ (kg)	246	750	-	996
	-	809	-	809
kroczek (kg)	4803	8271	2462	15536
	7650	12 831	2565	23046
Karp				
udział zarybiających podmiotów (%)	30,0	49,4	27,8	38,9
	30,0	70,0	27,8	38,4
narybek jesienny (kg)	-	-	350	350
	-	-	350	350
narybek 1+ (kg)	-	2340	-	2340
	162	3540	-	3702
kroczek (kg)	13944	44165	15159	73268
	17973	38991	21734	78698
starsze formy (kg)	-	1200	2300	3500
	850	-	1650	2500

W ostatnich latach największy odsetek całkowitej analizowanej powierzchni jezior zarybiano szczupakiem. Tak samo było w 2020 roku (tab. 5). Udział powierzchni jezior

zarybianych szczupakiem najwyższy był w regionie „Mazury” (blisko 94%). Kolejnymi gatunkami pod względem udziału zarybionej powierzchni w 2021 roku, były lin i sandacz (odpowiednio: około 45% i 40%). Sielawą i sieją zarybiono w skali kraju około 28% i 17% analizowanej powierzchni jezior. Dominowały pod tym względem regiony „Mazury” i „Pomorze”. Jest to oczywiste, biorąc pod uwagę stan ekologiczny jezior w tych regionach. Następnymi gatunkami pod względem udziału zarybianej powierzchni były karp (około 19%) i karaś (14%). Gatunkami tymi największe powierzchnie zarybiano w regionie „Wielkopolska”. Świadczy to o ogólnie gorszej jakości ekosystemów jezior w tym regionie.

TABELA 5

Udział (%) powierzchni zarybionej w 2021 roku poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej powierzchni (pogrubioną czcionką); dane z 2020 roku poniżej

Regiony Gatunki	„Mazury” 100% = 120460 ha	„Wielkopolska” 100% = 40040 ha	„Pomorze” 100% = 78490 ha	Razem 100% = 238990 ha
	100% = 120390 ha	100% = 37928 ha	100% = 76721 ha	100% = 235039 ha
Udział zarybianej powierzchni (%)				
sielawa	32,1	24,3	23,5	27,9
	27,2	18,1	23,5	24,6
sieja	20,7	6,2	15,7	16,6
	19,1	7,4	14,5	15,7
szczupak	93,7	69,3	73,0	82,8
	91,3	62,9	73,8	81,0
sandacz	37,3	60,0	34,1	40,0
	25,4	51,2	27,8	30,3
sum europejski	4,2	10,8	1,8	4,5
	6,7	2,7	2,0	4,5
lin	41,3	59,5	44,5	45,4
	34,4	46,0	39,9	38,0
karaś pospolity	11,0	41,8	4,4	14,0
	10,7	46,3	4,6	14,5
karp	18,8	37,4	10,0	19,0
	13,1	44,9	10,2	17,3

W tabeli 5 nie uwzględniono węgorza – z uwagi na wędrówki i rozprzestrzenianie się tego gatunku w połączonych ze sobą ciekami wodach jezior. Z tego powodu nie został też uwzględniony w tabeli 6, która przedstawia wartość zarybień w przeliczeniu na zarybianą powierzchnię. W skali ogólnopolskiej, w 2021 roku wartości zarybień w przeliczeniu na zarybione powierzchnie jezior najwyższe były w przypadku siei, szczupaka, karpia i sielawy. Należy jednak brać pod uwagę fakt, że na wartość zarybienia na 1 ha zarybionej powierzchni wpływa kilka czynników: ceny materiału danego gatunku, jego ilość, oraz wielkość zarybianej nim powierzchni.

TABELA 6

Wartość zarybień w 2021 roku w zł/ha powierzchni zarybionej danym gatunkiem – 90 podmiotów, ok. 239,0 tys. ha (pogrubioną czcionką); poniżej dane z 2020 roku – 86 podmiotów, ok. 235,0 tys. ha

Regiony Gatunki	„Mazury”	„Wielkopolska”	„Pomorze”	Razem
Wartość zarybień (zł/ha)				
sielawa	22,5	20,0	32,6	24,9
	24,6	19,8	29	25,4
sieja	63,1	16,1	12,5	44,4
	69,3	20,0	16,5	49,6
szczupak	22,9	37,5	31,5	27,4
	23,0	30,6	22,4	23,7
sandacz	8,2	22,5	17,7	14,5
	16,9	15,8	14,7	15,9
sum europejski	19,0	17,5	13,7	17,8
	12,2	9,3	11,9	11,9
lin	4,8	29,2	13,9	13,0
	6,8	31,0	15,2	14,4
karaś pospolity	4,8	9,1	13,7	7,9
	7,8	10,5	11,6	9,6
karp	8,3	49,4	30,8	25,7
	12,4	34,0	34,8	26,3

Ze względu na znaczenie w ekonomice odłowów rybackich z jezior populacji węgorza, przedstawiamy dane ogólne dotyczące wartości zarybień tym gatunkiem. W 2021 roku około 73% ankietowanych gospodarstw wprowadziło do jezior węgorza o wartości blisko 1,8 mln zł. W przeliczeniu na całkowite powierzchnie gospodarstw zarybiających węgorzem, wartość tych zarybień w 2021 roku wynosiła:

„Mazury” – 5 zł/ha (2020 – 5 zł/ha),

„Wielkopolska” – 17 zł/ha (2020 – 16 zł/ha),

„Pomorze” – 16 zł/ha (2020 – 12 zł/ha),

RAZEM – 10 zł/ha (2020 – 8 zł/ha).

W tabeli 7 przedstawiono dane na temat pozycji ekonomicznej wyszczególnionych gatunków w zarybieniach w 2021 roku. W skali kraju dominował, jak od wielu już lat, szczupak z udziałem 36,1%. W dalszej kolejności znalazły się węgorz (11,7%), sieja (11,7%) i sielawa (11,1%). Udział wartości zarybień linem wyniósł 9,4%, sandaczem 9,2%, zaś karpem 7,8%. Zmiany w udziałach wartości zarybień w 2021 roku względem 2020 roku w skali kraju były istotne tylko w przypadku szczupaka, którego udział wzrósł o 1,8 punktu procentowego, oraz siei (spadek o 2,2 punktu procentowego).

TABELA 7

Udział (%) wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w całkowitej wartości zarybień w 2021 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2020 roku poniżej

Regiony Gatunki	„Mazury” 100% = 6477327zł	„Wielkopolska” 100% = 4081422 zł	„Pomorze” 100% = 4465799 zł	Razem 100% = 15024548 zł
	100% = 6767307zł	100% = 2975040 zł	100% = 3919165 zł	100% = 13195386 zł
Udział w całkowitej wartości zarybień (%)				
węgorz	7,8	14,8	14,4	11,7
europejski	6,6	14,4	14,3	10,9
sielawa	13,4	4,8	13,5	11,1
	11,9	4,7	13,3	11,1
sieja	24,2	1,0	3,4	11,7
	23,5	1,9	4,7	13,9
szczupak	39,8	25,4	40,4	36,1
	37,3	24,5	32,4	34,3
sandacz	5,7	13,2	10,6	9,2
	7,6	10,3	8,0	8,6
sum europejski	1,5	1,9	0,4	1,3
	1,5	0,3	0,5	1,0
lin	3,7	17,1	10,7	9,4
	4,2	18,2	11,8	9,8
karaś pospolity	1,0	3,7	1,1	1,7
	1,5	6,2	1,0	2,5
karp	2,9	18,1	5,4	7,8
	6,0	19,5	14,0	8,1

Łączna wartość zarybień jezior w 2021 roku wyniosła **15,03 mln zł** (2020 – 13,19 mln zł). W przeliczeniu na całkowitą powierzchnię było to **62,87 zł/ha** (2020 – 56,14 zł/ha). W porównaniu do 2020 roku, wartość ta, zarówno względna (zł/ha), jak i bezwzględna (zł) wzrosła. Łączna wartość zarybień i w przeliczeniu na powierzchnie regionów, wynosiła:

„Mazury” – 6,50 mln zł, 53,77 zł/ha (w 2020 roku – 6,77 mln zł, 56,21 zł/ha)

„Wielkopolska” – 4,08 mln zł, 101,93 zł/ha (w 2020 roku – 2,98 mln zł, 78,44 zł/ha)

„Pomorze” – 4,47 mln zł, 56,90 zł/ha (w 2020 roku – 3,92 mln zł, 51,08 zł/ha).

Wartość zarybień jezior (**62,87 zł/ha**), w stosunku do wartości odłowów rybackich (**94,19 zł/ha** – patrz opracowanie o sytuacji ekonomicznej), stanowiła w 2021 roku **ok. 67%**. W stosunku do wartości odłowów rybackich i sprzedanych zezwoleń wędkarskich (**98,06 zł/ha** – patrz jak wyżej), które łącznie wyniosły **192,25 zł/ha**, wartość zarybień stanowiła **ok. 33%**. W 2020 roku było to odpowiednio: ok. 60% i 29%. Na pytanie, czy taki poziom zarybień z punktu widzenia ekonomiki jest wystarczający dla zachowania

ichtiofauny jezior i bezpiecznej jej eksploatacji, każdy zajmujący się gospodarką jeziorną musi znaleźć własną odpowiedź. Niniejsze opracowanie jedynie dostarcza informacji i wyników analiz, które mogą być pomocne w udzieleniu odpowiedzi na te pytania.

Badania przeprowadzono w ramach zadania Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Mickiewicz M. 2012 – Value and structure of fish catches and stocking intensity in lake enterprises before and after fisheries ownership transfer in Poland – Arch. Pol. Fish. 20: 77-83.
- Mickiewicz M. 2013 – Economic effectiveness of stocking lakes in Poland – Arch. Pol. Fish. 21: 323-329.
- Mickiewicz M. 2018 – Zarybienia polskich jezior, rzek i zbiorników zaporowych w aspekcie ekologicznej, społeczno-kulturowej i ekonomicznej funkcji gospodarki rybacko-wędkarskiej – W: Działania środowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 27-46.
- Mickiewicz M. 2021 – Porównanie zarybień jezior w latach 2019 i 2020 – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 33-42.
- Wołos A. 2015 – Kompleksowe przyczyny spadku odłowów gospodarczych z jezior – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 125-134.



2021

Bukowy nochal nad jeziorem Siecino

Problematyka odłowu tarlaków ryb w jeziorach w opiniach właścicieli i menedżerów podmiotów uprawnionych do rybackiego i wędkarskiego użytkowania wód

Marek Trella

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Zagadnienie dotyczące celowości odłowów tarlaków, zarówno w sensie ekonomicznym, jak i ekologicznym stało się w ostatnich latach tematem nader często podejmowanym przez zróżnicowane środowiska użytkujące zasoby ryb (Czarkowski i Kapusta 2016, Kapusta i in. 2017, Mickiewicz i Trella 2019, Trella i Wołos 2021d, Trella 2022). Głównie osoby użytkujące te zasoby w sposób rekreacyjny (wędkarze) coraz częściej krytykują obowiązujące zasady funkcjonowania gospodarki zarybieniowej w Polsce. Warto jednak brać tutaj poprawkę na to jak problem ten oddziałuje również na inne zainteresowane grupy (naukowców, ekologów, polityków), oznacza to, że wpływ społeczny również jest silnie zauważalny (Trella 2022). Specjaliści, którzy kontrolują gospodarkę rybacką w ramach instytucji państwowych również zaczęli podejmować tę kwestię, wskutek coraz większej presji środowisk wędkarskich i ekologicznych. Dyskusje te głównie dotyczą konieczności przeprowadzania tych odłowów, dla prowadzenia zrównoważonej gospodarki rybackiej, Przeciwnicy tych odłowów poza przekonywaniem, że zabiegi te nie są efektywne i ekonomiczne uzasadnione, podając konkretne przykłady nieudanych akcji zarybieniowych, często wspominają o zagrożeniach bioróżnorodności czy zmianach samych środowisk naturalnych, które mogą być generowane przez nieodpowiedzialnie czy niewłaściwie prowadzone zarybienia (Cambray 2003, Johnson i in. 2009, Czarkowski i Kapusta 2016, Trella 2022). Natomiast propagatorzy zarybień (Mickiewicz 2016), twierdzą że odłowu tarlaków są kluczowym ele-

mentem prowadzenia gospodarki rybackiej, a jednym z najważniejszych celów tych zabiegów jest utrzymanie lub zwiększenie liczebności populacji cennych gospodarczo gatunków ryb do poziomu, który sprawia, że prowadzenie takiej gospodarki jest opłacalne ekonomicznie (Mickiewicz i Wołos 2011, Zakęś i Demska-Zakęś 2011, Trella i Wołos 2021a), a także ważne z ekologicznego punktu widzenia, szczególnie w zakresie zachowania bioróżnorodności (Diana 2009). Poza tym na uprawnionych do rybactwa ciąży obowiązek przeprowadzania zabiegów zarybiania (Mickiewicz 2016), więc w przeciwieństwie do organizacji wędkarskich np. w Niemczech, gdzie zarybianie jest zabiegiem rutynowym, przeprowadzanym rokrocznie, co niejednokrotnie jest także wynikiem tradycji (Arlinghaus 2018), niemal we wszystkich polskich wodach będących własnością Skarbu Państwa jest obowiązkiem, a jego niespełnienie może być uznane przez stosowne urzędy kontrolne za prowadzenie nieracjonalnej gospodarki rybackiej (Mickiewicz 2014). Warto też wspomnieć, że w Polsce działają wyspecjalizowane ośrodki zarybieniowe, które tworzą bardzo prężną w naszym kraju branżę, o czym świadczy znaczna liczba obiektów wylęgarniczo-podchowalniczych (Zakęś i Jarmołowicz 2009, Trella i Wołos 2021a,d). W ostatnich latach coraz powszechniejsze staje się produkowanie materiału zarybieniowego w systemach (obiegach) recykulacyjnych (RAS), co pozwala na stworzenie optymalnych warunków różnym gatunkom ryb (Szczepkowski i in. 2012, Budzich-Tabor i in. 2018).

Realizując interes publiczny i odchodząc od imperatywnego podejścia w kwestii rozwiązywania problemów zarybień, dla dobra debaty publicznej (Dobrowolski 2013) praca ta włącza do dyskusji główny podmiot, którym są uprawnieni do rybactwa, prowadzący gospodarkę rybacką i wędkarską na jeziorach. Dlatego też celem pracy było przedstawienie i omówienie wyników badań ankietowych skierowanych do menedżerów i właścicieli podmiotów rybackich, w celu określenia uwarunkowań prowadzenia gospodarki rybackiej, związanych z problematyką odłowu tarlaków.

Materiały i metody

Analizy przeprowadzono w oparciu o zebrane szczegółowe ankiety, które wysłano do użytkowników rybackich, którzy prowadzą gospodarkę rybacką i wędkarską na jeziorach. Ogółem zebrano i poddano analizie kwestionariusze uzyskane od 76 podmiotów (w tym 12 okręgów Polskiego Związku Wędkarskiego (PZW)), które dotyczyły w sumie 1921 jezior o łącznej powierzchni 174078 ha (tab. 1 i 2), co stanowi ponad 64% całkowitego areалу jezior użytkowanych rybacko w Polsce, szacowanej na 270 tys. ha (Wołos i in. 2015).

TABELA 1

Podstawowe charakterystyki badanych podmiotów

Rodzaj podmiotu	Liczba podmiotów (n)	Powierzchnia jezior (ha)	Średnia powierzchnia jezior na 1 podmiot (ha)	Udział powierzchni (%)
Gospodarstwa rybackie	49	111985	2285	64,3
Okręgi PZW	12	53980	4498	31,0
Firmy prywatne i instytucje	12	4449	371	2,6
Parki Narodowe	3	3664	1221	2,1
Suma	76	174078	2290	100

TABELA 2

Parametry badanych wód

Parametr	Dane rzeczywiste	M	Me	SD	Zakres	Udział (%)
Ogólna powierzchnia jezior (ha)	174078	2290,5	733,4	3423,4	13,3-21553	100
Ogólna liczba jezior	1921	25,3	10,0	39,6	1-186	100
Powierzchnia wód użytkowanych rybacko (ha)	135842	1787,4	454,4	3201,9	0-20008	78,0
Liczba jezior użytkowanych rybacko	897	11,8	5,0	16,7	0-103	46,7
Powierzchnia wód użytkowanych wędkarsko (ha)	172394	2237,3	733,4	3419,5	8-21553	99,0
Liczba jezior użytkowanych wędkarsko	1876	24,7	8,0	39,6	1-186	97,7

M – średnia, Me – mediana, SD – odchylenie standardowe

Na podstawie odpowiedzi uzyskanych w ankietach zdefiniowano i poddano analizie następujące kwestie dotyczące uwarunkowań odłowu tarlaków w podmiotach rybackich i wędkarskich uprawnionych do rybackiego i wędkarskiego użytkowania jezior:

- wykształcenie i doświadczenie, zarówno uprawnionych, jak i pracowników badanych podmiotów,
- stanowiska w sprawie odłowów tarlaków i ich wpływu na środowisko,
- ocenę potencjalnych regulacji odłowu tarlaków,
- pozytywnych i negatywnych skutków wprowadzenia zakazu odłowu tarlaków,
- sposobów rekompensowania sobie potencjalnych strat związanych z wprowadzeniem takiego zakazu.

W przypadku oceny negatywnych i pozytywnych skutków wprowadzenia zakazu odłowów tarlaków oraz potencjalnych rekompensat dla podmiotów możliwe było zaznaczenie kilku zaproponowanych odpowiedzi.

Na podstawie uzyskanych danych z ankiet przeanalizowano charakter badanych wód, na których prowadzona jest gospodarka rybacka przez podmioty rybackie, dzielącą ją na wody użytkowane rybacko i użytkowane wędkarsko. Ukazano jaki jest zakres powierzchniowy tego typu wód oraz udział procentowy.

W pytaniach, gdzie można było określić skalę oceny danej regulacji (tzw. skala Lin-kerta), wyrażona ona była w przedziale rang od 0 do 5, gdzie 0 to ocena bardzo zła, 5 – bardzo dobra.

W pracy wykorzystano podstawowe parametry statystyczne, takie jak udziały procentowe, sumy rang (SR), średnie (M), odchylenie standardowe (SD), mediana (Me), moda (Mo). Wszystkie obliczenia i rysunki zostały wykonane w programie Microsoft Excel.

Wyniki

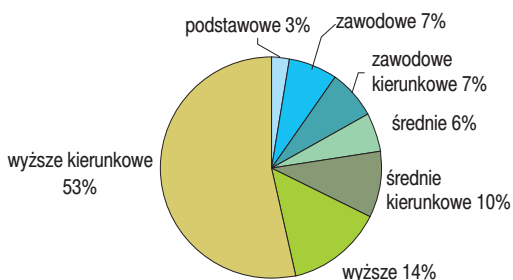
Charakterystyka badanych wód, na których prowadzona jest gospodarka rybacka przez podmioty rybackie

Użytkownicy, którzy prowadzoną od lat gospodarkę rybacką na jeziorach to w większości gospodarstwa rybackie, które prowadzą działalność na 64,3% powierzchni badanych wód, następnie okręgi PZW (31,0%), natomiast firmy prywatne i instytucje oraz Parki Narodowe gospodarowały łącznie na niecałych 5% powierzchni (tab. 1). Badane jeziora użytkowane przez 1 podmiot mieściły się w zakresie od 13,3 do 21553 ha, a liczba jezior mieściła się w przedziale 1-186. Powierzchnia użytkowana rybacko stanowiło 78% ogółu, natomiast udział liczby jezior użytkowanych rybacko wyniósł 46,7%. Znacznie wyższe były udziały powierzchni użytkowanej wędkarsko (aż 99%) oraz udział liczby jezior (ponad 97%) (tab. 2). Warto jednak odnotować, że niższy udział wód użytkowanych rybacko wynika z tego powodu, że większość okręgów PZW nie prowadzi eksploatacji rybackiej na swoich wodach, z czego wynika brak podawanej powierzchni wód użytkowanych rybacko w przypadku znacznej większości tych podmiotów.

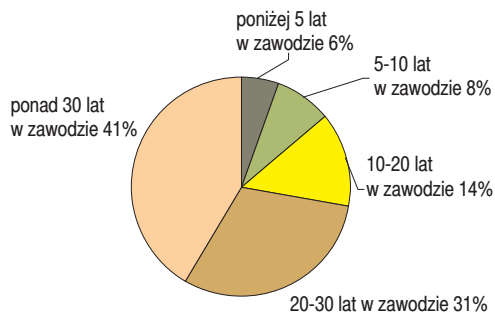
Charakterystyka zawodowa uprawnionych do rybactwa oraz pracowników badanych podmiotów

Analizując wykształcenie i doświadczenie zarówno samych uprawnionych (menedżerów, właścicieli gospodarstw) oraz pracowników gospodarstw (ichtiologów, pracowników fizycznych) widać wyraźnie, że właściciele gospodarstw to w znacznej większości osoby z wyższym wykształceniem, gdzie ponad połowa z nich posiada wyższe studia zakończone na uczelni, która kształciła w zakresie rybactwa, a tylko zaledwie

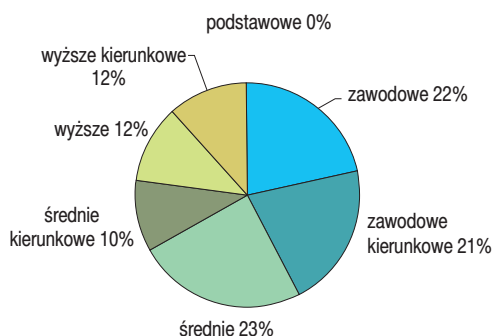
(a) wykształcenie właścicieli*



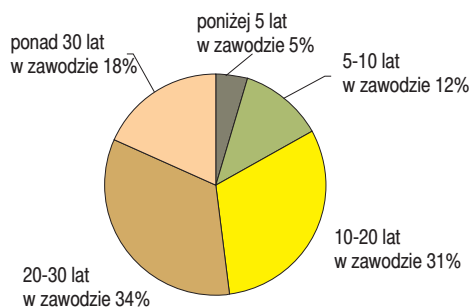
(b) doświadczenie właścicieli



(c) wykształcenie pracowników**



(d) doświadczenie pracowników

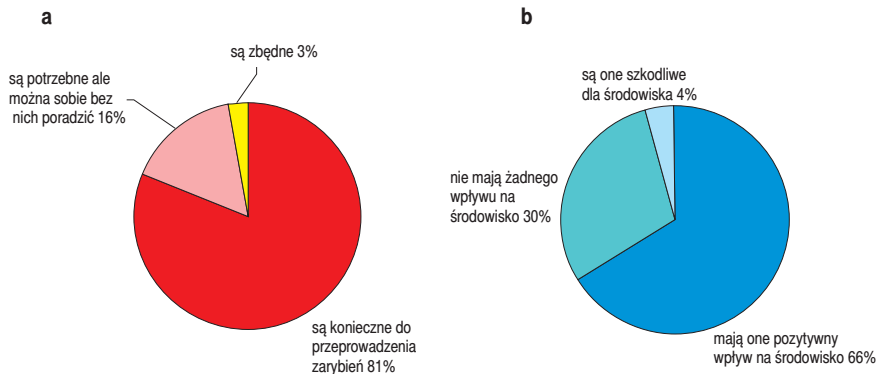


Rys. 1. Wykształcenie i doświadczenie badanych uprawnionych do rybactwa oraz pracowników badanych podmiotów. Kierunkowe – oznacza specjalność rybacką,* właściciel, czyli uprawniony do rybactwa,** pracowników badanych podmiotów rybactwa.

3% z nich posiada wykształcenie podstawowe. W kwestii doświadczenia 41% uprawnionych posiada ponad 30-letnie doświadczenie, 31% ponad 20-letnie, a zaledwie 6% ma doświadczenie krótsze niż 5 lat (rys. 1). Natomiast pracownicy zatrudnieni w badanych podmiotach w większości nie mają wyższego wykształcenia (tylko 24%, w tym 12% kierunkowe), w większości mają wykształcenie zawodowe, z czego 21% wykształcenie zawodowe-kierunkowe (rys. 1). Warto tutaj wspomnieć, że żaden pracownik w tej grupie nie miał podstawowego wykształcenia, co może być skutkiem reformy z 1999 roku, która zaowocowała, że większość osób miała sposobność zdobyć wykształcenie gimnazjalne, czyli wyższe niż podstawowe. Pracownicy posiadają doświadczenie powyżej 20 lat (34%) i 10 lat (31%), a tylko 18% posiada doświadczenie powyżej 30 lat (rys. 1).

Stanowisko uprawnionych w sprawie odłowu tarlaków i ich wpływu na ekologię i ochronę środowiska oraz na czynniki społeczne

Stanowisko względem sensowności odłowu tarlaków jest dość jasne, aż 81% użytkowników jeziorowych obwodów rybackich twierdzi, że są one konieczne do przeprowadzenia zarybień, zaledwie 3% twierdzi, że są zbędne (rys. 2). Natomiast w kwestii wpływu na środowisko 66% respondentów stwierdziło, że mają one pozytywny wpływ, blisko co trzeci badany stwierdził, że nie mają one żadnego wpływu, a 4% że są one szkodliwe.



Rys. 2. Rozkład odpowiedzi na pytania dotyczące celowości odłowu tarlaków (a) oraz wpływu odłowu tarlaków na środowisko (b)

Rozpatrując rozkład odpowiedzi, jak zdaniem ankietowanych do problematyki odłowów podchodzą wędkarze, to zarówno dostatecznie, jak i dobrze odłowu te ocenia po 31,9% wędkarzy, źle i bardzo źle ponad 27%, a bardzo dobrze tylko 8,3%. Większość badanych dobrze ocenia swoje relacje z wędkarzami (52,1%), a tylko 1,4% ocenia te relacje jako niedostateczne. Natomiast w kwestii, które środowiska wywierają największą presję w sprawie odłowów tarlaków, to większość respondentów jest zgodna, że to głównie organizacje ekologiczne, czyli takie, których jednym z celów działalności jest maksymalna ochrona zwierząt (53,4% odpowiedzi) oraz wędkarze (30,0%), natomiast naukowców wskazało zaledwie 3,3% badanych (tab. 3).

TABELA 3

Rozkład odpowiedzi (%) na zagadnienie dotyczące oceny odłowu tarlaków przez różne środowiska

Pytanie	Rozkład odpowiedzi (%)				
	bardzo źle	źle	dostatecznie	dobrze	bardzo dobrze
Jak wg Pana/Pani wędkarze wędkujący na wszystkich wodach oceniają odłów tarlaków na potrzeby gospodarstwa/okręgu PZW?	8,3	19,4	31,9	31,9	8,3
Jak ocenia Pan/Pani relacje waszego gospodarstwa/okręgu PZW z wędkarzami?	1,4	27,4	52,1	bardzo dobrze 19,2	
Które środowiska wg Pana/Pani wywierają największą presję w sprawie braku celowości odłowu tarlaków?	wędkarze 30,0	organizacje ekologiczne 53,4	urzędnicy 13,3	naukowcy 3,3	

Ocena sposobów dotyczących regulacji odłowów tarlaków

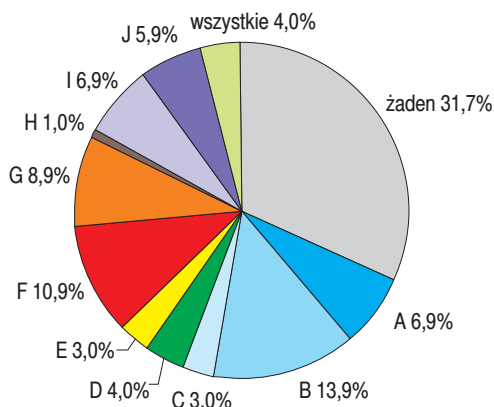
W tabeli 4 przedstawiono jak kształtowały się oceny danych sposobów dotyczących regulacji odłowów tarlaków. Najlepiej ocenianą propozycją, która zdobyła 209 punktów sumy rang (SR) była *całkowita swoboda działania gospodarstw w sprawie odłowu tarlaków*, była to też jedyna propozycja, która ogólnie została pozytywnie oceniana (tab. 4). Warto tutaj jednak wspomnieć, że propozycja liberalizacji odłowów tarlaków, znalazła również sporo przeciwników, z czego wynika średnia ocena na poziomie 2,86. Pozostałe propozycje w większości oceniane były bardzo negatywnie, stąd moda (najczęściej występująca ocena) w propozycjach od A do I wyniosła 0. Jednak mimo ogólnej negatywnej oceny pomysłów, propozycja dotycząca zakazu handlu żywymi tarlakami zdobyła 134 punkty SR, a *monitoring genetyczny tarlaków (dobór tarlaków do tarła na podstawie wyników analiz genetycznych)* – 123 punkty SR. Najniżej ocenianymi propozycjami były *całkowity zakaz odłowu tarlaków* (20 punktów SR) oraz *odłów tarlaków dozwolony tylko w tych jeziorach, gdzie wyrażą na to zgodę wędkarze lub organizacje ekologiczne* (40 punktów SR). Jak widać na rysunku 3 aż 31,7% nie słyszało o żadnej z tych potencjalnych propozycji uregulowania odłowów tarlaków, a zaledwie 4% znało wszystkie te

TABELA 4

Odpowiedzi na pytania dotyczące potencjalnych regulacji odłowów tarlaków

Pytanie	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
SR	20	94	123	99	40	61	106	73	134	209
M	0,27	1,31	1,71	1,41	0,56	0,84	1,51	1	1,84	2,86
Me	0	1	1	1	0	0	1	0	2	3
Mo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Zakres	0-5, gdzie 0 – ocena bardzo zła, 5 – ocena bardzo dobra									
Zagadnienia										
A. całkowity zakaz odłowu tarlaków										
B. częściowy zakaz odłowu tarlaków (zakaz dotyczący określonych gatunków)										
C. monitoring genetyczny tarlaków (dobór tarlaków do tarła na podstawie wyników analiz genetycznych)										
D. odłów tarlaków dozwolony tylko w jeziorach, gdzie tarło jest utrudnione										
E. odłów tarlaków dozwolony tylko w jeziorach, gdzie wyrażą na to zgodę wędkarze lub organizacje ekologiczne										
F. nakaz wypuszczania wszystkich tarlaków (bez względu na ich kondycję) z powrotem do jeziora										
G. nakaz przeprowadzenia tarła przyżyciowego										
H. zakaz sprzedaży uśmierconych tarlaków										
I. zakaz handlu żywymi tarlakami										
J. całkowita swoboda działania podmiotów w sprawie odłowu tarlaków										

SR – suma rang, M – średnia, Me – mediana, Mo – moda



Rys. 3. Rozkład (%) odpowiedzi na pytanie dotyczące znajomości propozycji regulacji odłowów tarlaków przed wypełnieniem ankiety (sposoby regulacji A-J opisane w tabeli 4).

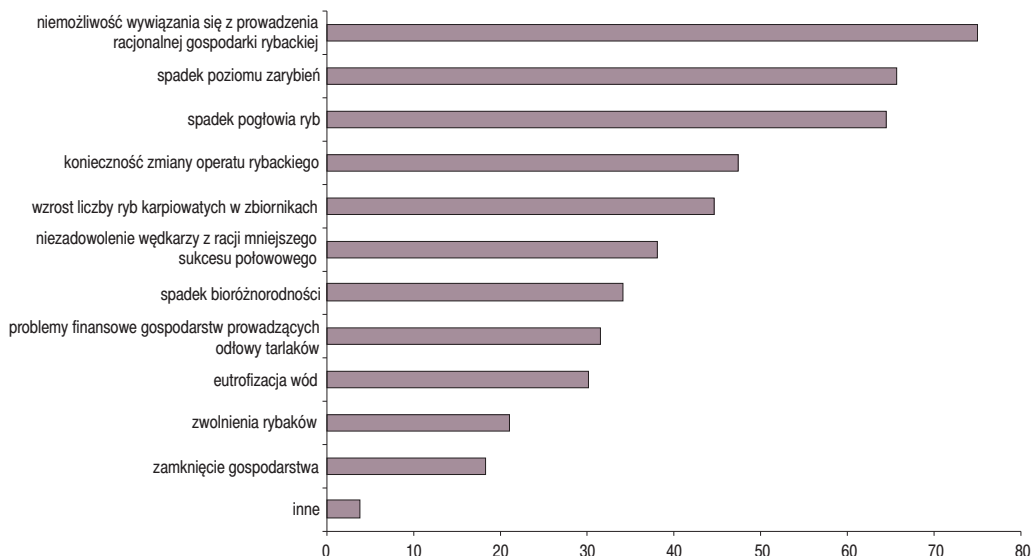
propozycje. Wśród wymienionych najbardziej znane były *częściowy zakaz odłowu tarlaków (zakaz dotyczący określonych gatunków)* – 13,9% odpowiedzi oraz *nakaz wypuszczenia wszystkich tarlaków (bez względu na ich kondycje) z powrotem do jeziora* – 10,9%.

Ocena negatywnych i pozytywnych skutków wprowadzenia zakazu odłowów tarlaków oraz potencjalne rekompensaty dla podmiotów

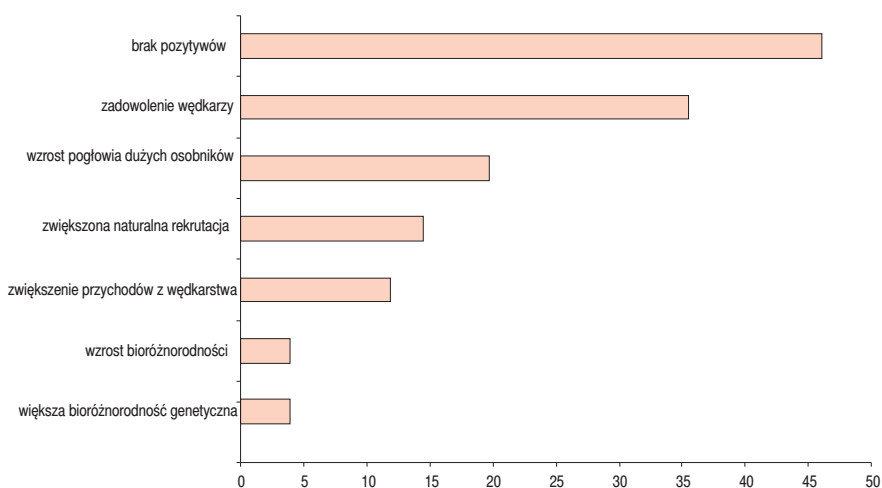
Według ankietowanych najgorsze skutki wprowadzenia zakazu odłowu tarlaków to *niemożliwość wywiązania się z prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej* (75,0% ankietowanych), *spadek poziomu zarybień* (65,8%) oraz *spadek pogłowia ryb* (64,5%) (rys. 4). Najmniej uciążliwe skutki to *wbrew pozorom zwolnienie rybaków* (21,1%) oraz *zamknięcie gospodarstwa* (8,4%). W przypadku *innych*, które stanowiły niecałe 4 procent odpowiedzi padały odpowiedzi typu: brak negatywnych skutków, kartowacenie ryb.

Oceniając pozytywne aspekty wprowadzenia zakazu odłowu tarlaków, aż 46,1% badanych podało, że nie dostrzega żadnych pozytywnych skutków wprowadzenia takich regulacji. Natomiast 35,5% ankietowanych wskazało, że może się to przyczynić do *zadowolenia wędkarzy* oraz *wzrostu pogłowia dużych osobników*, co zadeklarowało 19,7% respondentów. Zwiększenie bioróżnorodności, zarówno biologicznej, jak i genetycznej postulowało 3,9% badanych (rys. 5).

W razie zaistnienia sytuacji, gdyby odłowu tarlaków zostały zakazane, większość właścicieli badanych podmiotów (56,6%) wybiera opcję wyższych opłat dla wędkarzy odławiających ryby szlachetne, w tym zwłaszcza drapieżne, 34,2% wyższe opłaty dla wszystkich wędkarzy, a 21,1% wprowadziłoby *zakaz zabierania ryb szlachetnych z łowi-*

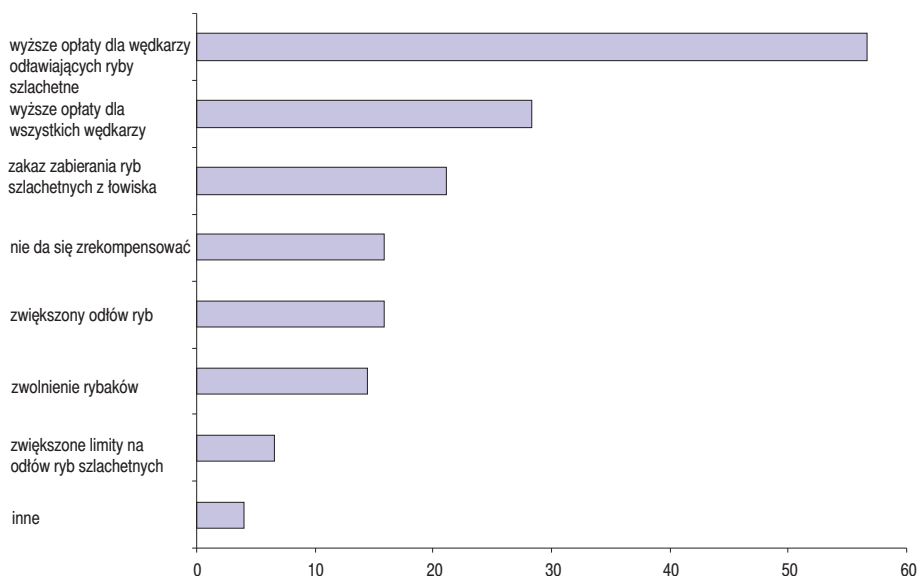


Rys. 4. Rozkład odpowiedzi (%) na zagadnienie dotyczące negatywnych konsekwencji wprowadzenia zakazu odłowu tarlaków.



Rys. 5. Rozkład odpowiedzi (%) na zagadnienie pozytywnych konsekwencji wprowadzenia zakazu odłowu tarlaków.

ska. Warto tutaj wspomnieć, że 15,8% ankieterowanych stwierdziło, że nie da się zrekomensować strat wynikających z wprowadzenia takiego zakazu. W kwestii *innych*, które stanowiły 3,9 procent odpowiedzi padały odpowiedzi typu: zwolnienie z obowiązku zarybień czy zmniejszenie opłat za dzierżawę (rys. 6).



Rys. 6. Rozkład odpowiedzi (%) na zagadnienie dotyczące czym gospodarstwo może zrekomensować sobie zakaz odłowu tarlaków.

Dyskusja

Jeziorowa gospodarka rybacka jest ważną dziedziną rybactwa śródlądowego, gdyż w Polsce, największym kraju regionu Europy Środkowo-Wschodniej, łączna powierzchnia jezior wynosi 2813,77 km², czyli ok. 0,9% powierzchni kraju (Mitchell i in. 2010), a całkowity areal jezior użytkowanych rybacko i wędkarsko wynosi około 2700 km² (Wołos i in. 2015). Gospodarka ta zbudowana jest z wielu elementów, z których kluczowe są trzy, tj. rybołówstwo komercyjne i rekreacyjne (wędkarstwo) oraz właściwie prowadzona gospodarka zarybieniowa (Trella i Wołos 2021a). Gospodarka zarybieniowa, aby spełniać kryteria ekorozwoju, powinna spełniać trzy podstawowe warunki: musi być ekologicznie dopuszczalna (bezpieczna), a jednocześnie pożądana społecznie i ekonomicznie wykonalna (Leopold i Bnińska 1992, Turkowski 2006, Mickiewicz i Wołos 2011, Trella i Wołos 2021a). Dlatego do wdrożenia właściwych strategii zarządzania w rybactwie śródlądowym, w tym m.in. odłowów tarlaków, czyli zrównoważonej eksploatacji zasobów rybnych, niezbędna jest podstawowa wiedza na temat zarządzanych wód (Brämick 2002, Trella 2022).

Obecnie gatunkiem który dominuje, jeśli chodzi o zarybianie jezior, rzek i zbiorników zaporowych w Polsce jest szczupak *Esox lucius* L. (Trella i in. 2019, Trella i Wołos 2021a,b,d). Zabiegi te wynikają z faktu, że szczupak jest gatunkiem najbardziej preferowanym przez wędkarzy (Wołos 2000, Trella i Wołos 2021c), ale także gatunkiem o dużym

znaczeniu ekologicznym (Lampert i Sommer 2001, Craig 2008, Forsman i inni 2015), gdyż w wielu akwenach jest on głównym drapieżnikiem i odgrywa istotną rolę ekologiczną w regulacji populacji innych gatunków ryb, zwłaszcza karpiowatych (Craig 2008, Trella i Wołos 2021c). Trella i Wołos (2021a) wykazali, że powierzchnia wód otwartych w Polsce zarybiona szczupakiem od roku 2008 wynosi ponad 80%, i w badanych latach 2005-2019, aż 5-krotnie przekraczała 87%. Prawdopodobnie przez kolejne lata szczupak będzie gatunkiem kluczowym i odłów jego tarlaków nadal będzie koniecznością, jeśli chodzi o gospodarkę rybacką i to nie tylko jeziorową (Trella i Wołos 2021d, Trella 2022). Nakłady na zarybienia tym gatunkiem będą nadal wysokie, a ich wzrostowy trend zaobserwowali Trella i Wołos (2021a), co może mieć związek z relatywnie wysoką ekonomicznością zarybień, co zresztą wykazali Mickiewicz i Trella (2019) na przykładzie jezior Pojezierza Łęckiego. Warto dodać, że zarybienia te prowadzone były nie dlatego, aby odbudować zagrożoną populację, ale aby zrównoważyć wysoką presję wędkarską, odłowy rybackie oraz oddziaływanie kormorana *Phalacrocorax carbo* (L.) (Trella i Wołos 2021a). Badania dotyczące efektywności zarybień szczupakiem jezior (Mickiewicz i Trella 2019) oraz zbiorników zaporowych (Trella i Wołos 2021b) pokazały jednak, że istnieje granica ekonomicznej opłacalności zarybień, gdzie zwiększenie dawki zarybieniowej nie przekłada się na większe odłowy tego gatunku, a bywa że następuje ich spadek.

Jak widać w ostatnim czasie, oprócz aspektów biologicznych, ważne są też czynniki społeczno-ekonomiczne oraz ekologiczne, które często są kluczowe w podejmowaniu decyzji dotyczących zarządzania wodami (FAO 1997, Hickley i Tompkins 1998), a niewłaściwe zarządzanie tak delikatnymi zasobami jakimi są jeziora, może spowodować degradację środowiska w ich zlewniach (Hecky i in. 2003). Nie dziwi więc tak dużo troska wielu środowisk o to, aby zasoby te mogły być wykorzystywane jak najdłużej, a poziom ich zarządzania był na jak najwyższym poziomie. Przedstawione wyniki badań wykazały, że uprawnieni do rybactwa w większości posiadają wyższe wykształcenie w dziedzinie rybactwa. Powinni być zatem przygotowani do wprowadzania innowacji w zakresie połowów tarlaków i postępowania z nimi w czasie tarła i po tarle, a mimo to tzw. klasyczna metoda pozyskiwania gamet (Czarkowski i Kapusta 2016) raczej długo będzie jeszcze stosowana, chociaż metoda ta potencjalnie obniża przeżywalność przyszłego wylęgu (Cejko i in. 2015). Trzeba jednak pamiętać, że metoda ta praktykowana jest na całym świecie, gdyż jest po prostu tania (Pierce i in. 2012, Hühn i in. 2014, Czarkowski i Kapusta 2016, Trella 2022). Jednak intensywny rozwój akwakultury, larwikultury i kontrolowanych warunków rozrodu spowodował, że obecnie dużo łatwiej gospodarstwom zdobyć potrzebny materiał zarybieniowy, ale również samemu wyprodukować, przez co zapotrzebowanie na żywe tarlaki powinno maleć (Trella 2022).

Uzyskanie materiału zarybieniowego wiąże się najczęściej z wcześniejszym pozyskaniem tarlaków (Kapusta i in. 2017), które zwykle łowione są (za zgodą odpowiednich urzędów Mickiewicz (2016)) w okresie ochronnym, dlatego taki sposób eksploatacji rybackiej, może budzić wiele kontrowersji i stąd tak liczne naciski na zmiany, nie tylko legislacyjne, w tym zakresie (Trella 2022). Badanych rybackich użytkowników jezior jednak charakteryzuje wysoka niechęć do potencjalnych zmian i innowacji w kwestii odłowów tarlaków, mimo że monitoring genetyczny pozwala utrzymać wysoką zmienność genetyczną stad tarłowych (Fopp-Bayat i Wiśniewska 2010, Trella i in. 2012). Poważnym zagrożeniem dla bioróżnorodności genetycznej jest zarybianie blisko spokrewnionym materiałem zarybieniowym pochodzącym od niewielkiej liczby tarlaków, co może spowodować inbredowanie populacji ryb oraz zubożenie jej puli genowej (Fraser 2008, Leberg i Firmin 2008, Fopp-Bayat 2010, Trella i in. 2012). U zimbredowanych osobników często dochodzi do obniżenia wartości niektórych cech, m.in. obniżenia płodności, spadku odporności na choroby, zahamowania wzrostu (Trella i in. 2012), a zjawisko to nosi nazwę depresji inbredowej (Wang i in. 2002). Przyczyn występowania tego zjawiska należy szukać w zmniejszeniu heterozygotyczności, co doprowadza do ujawnienia genów recesywnych (Fopp-Bayat 2010). Dlatego też gospodarstwa same powinny wychodzić z inicjatywą wdrażania tego typu innowacji, aby gospodarka rybacka *ex definitione* była bardziej racjonalna (Trella 2022).

Zastosowanie wspomnianych wyżej innowacji może skutkować niższym zapotrzebowaniem na tarlaki i uzyskaniem jakościowo lepszego materiału zarybieniowego, ale metody te wymagają nie tylko większego doświadczenia, nakładu pracy, ale i większych nakładów finansowych (Mickiewicz 2016, Trella 2022). Dobrym przykładem tego, jak cena materiału wpływa na decyzje gospodarstw jest obserwowany od wielu lat regres gospodarki sieją *Coregonus lavaretus* (L.) (Trella i in. 2012), gdyż spadek zarybień spowodowany jest bardzo wysoką ceną materiału zarybieniowego, a gospodarstwom rybackim bardziej opłaca się łowić i zarybiać wody sielawą *Coregonus albula* (L.). Nakłady na zarybienia sielawą zwracają się w największym stopniu po 2 latach, a nie po trzech, czterech, jak to jest w przypadku siei (Zacharczyk 2007, Trella i in. 2012).

Nie dziwi niechęć badanych podmiotów do radykalnej zmiany, jaką byłoby całkowite zakazanie odłowu tarlaków, gdyż uprawnieni do rybactwa muszą przede wszystkim wypełniać swoje obowiązki, które narzuca im umowa z RZGW oraz operat rybacki (Trella 2022). Prowadzenie zrównoważonej gospodarki rybackiej na jeziorach wymaga prowadzenia racjonalnej polityki połowowej i zarybieniowej, niezależnie czy prowadzonej przy użyciu narzędzi rybackich czy wędki (Vehanen i inni 2002). Dlatego tak wielu uprawnionych wskazało, że wprowadzenie takich przepisów praktycznie uniemożliwiłoby wywiązanie się z obowiązku prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej. Należy przy-

wołać obowiązującą definicję racjonalnej gospodarki rybackiej z art. 6.1. Ustawy o rybac-
twie śródlądowym: *Racjonalna gospodarka rybacka polega na wykorzystywaniu produk-
cyjnych możliwości wód, zgodnie z operatem rybackim, w sposób nienaruszający intere-
sów uprawnionych do rybacstwa w tym samym dorzeczu, z zachowaniem zasobów ryb
w równowadze biologicznej i na poziomie umożliwiającym gospodarcze korzystanie
z nich przyszłym uprawnionym do rybacstwa.* Zgodnie z tymi zapisami, we wszystkich
obwodach rybackich należałoby wykorzystywać produkcyjne możliwości wód, ale z racji
ich różnorodności, możliwości produkcyjne są diametralnie zróżnicowane, a wykorzy-
stywać je można z różną intensywnością i różnymi metodami (Wołos i Falkowski 2003).
Czy zakaz odłowu tarlaków poprawiłby diametralnie zasoby ryb i doprowadził do zacho-
wania równowagi biologicznej, gdy mimo braku tych odłowów, dalej istniałaby wysoka
presja wędkarska oraz presja zwierząt rybożernych, a w szczególności kormorana?
Wystarczy wspomnieć tu ostatnie badania Napiórkowskiej-Krzebietke i in. (2020, 2021)
na przykładzie jeziora Warnoły z najliczniejszą kolonią kormorana w pasach pojezierzy,
gdzie jego obecność (a dokładnie odchodów) spowodowała znaczne zwiększenie
zawartości fosforu, stężenia chlorofilu *a*, występowanie intensywnego zakwitnięcia sinic
w wodzie jeziora, a konsekwencji negatywne zmiany w funkcjonowaniu całego ekosyste-
mu wodnego (Trella i Wołos 2021c).

Z kolei dziwi, że tak wielu ankietowanych uznało za dobry pomysł, aby istniała
całkowita swoboda działania gospodarstw w materii odłowu tarlaków. Obecnie liberali-
zacja prawa w tym zakresie jest całkowicie nierealna (i nieracjonalna), zwłaszcza że cały
sektor rybacki jest obecnie pod stałym ostrzałem różnych organizacji, i to nie tylko ekolo-
gicznych (Trella i Wołos 2021d, Trella 2022). Wprowadzenie takiej swobody dla gospo-
darstw zbudziłoby kontrowersje, a już wiele środowisk postawiło śmiałą tezę, że odłow
tarlaków mają charakter komercyjny, w celu pozyskania ryby handlowej, a przy okazji
materiału zarybieniowego (Trella 2022). Teza ta prawdopodobnie jest wysoce nietrafna,
gdyż jak wykazały badania (Zakęś i in. 2014), filety szczupaka potarłowego są istotnie
gorszym źródłem cennych dla człowieka prozdrowotnych kwasów tłuszczowych (EPA
i DHA). Ponadto stwierdzono również niższą masę mięśniową tych ryb po tarle, co przy-
czyniło się do obniżenia wydajności rzeźnej, szczególnie filetów. Niemniej jednak, gdyby
tarlaki odławiane były w nadmiarze (ponad potrzeby zarybieniowe danego gospodar-
stwa), mogłoby to rodzić uzasadnione podejrzenia, co do prawdziwych intencji uprawn-
ionego do rybacstwa (Trella 2022). Warto tutaj dodać, że uprawniony nie może odłowić
większej masy tarlaków niż podana we wniosku do stosownego urzędu marszałkowskie-
go (Trella i Wołos 2021a,d, Trella 2022).

Mogłoby się wydawać, że problem zakazu w mniejszym stopniu dotyczy PZW, gdyż
w wielu okręgach pod wpływem nacisków wędkarzy doprowadzono do wstrzymania lub

zaprzestania połowów komercyjnych na wodach należących do tego związku, co dotyczy m.in. okręgu w Toruniu czy Szczecinie. Wskutek takich decyzji w 2019 roku całkowita wydajność połowów rybackich w jeziorach użytkowanych przez PZW wyniosła tylko 2,98 kg ha⁻¹, podczas gdy w podmiotach o charakterze spółek osiągnęła 7,80 kg ha⁻¹ (Wołos 2020). Mimo to, przywołany wyżej Okręg PZW w Toruniu, który w roku 2009 wprowadził zakaz połowów rybackich, pozostawił w drodze wyjątku możliwe odłowy tarlaków na potrzeby zaopatrywania własnych wylęgarni w materiał rozrodczy (Wołos i Trella 2017). Mimo tych działań nadal zdarzają się protesty z hasłami „Stop odłowom PZW” przed siedzibą Zarządu Okręgu PZW w Toruniu, w której uczestniczą liczne grupy wędkarzy, którzy domagają się zaprzestania odłowu tarlaków czy zmiany profilu zarybień. Mimo wielu nacisków wędkarzy ponad połowa podmiotów określiła swoje relacje z wędkarzami jako dobre, wskazując, że to jednak bardziej organizacje ekologiczne żądają zaprzestania odłowów tarlaków, a nie sami wędkarze.

Jako główną rekompensatę potencjalnego zakazu odłowów tarlaków ankietowani uznali zwiększenie opłat wędkarskich. Zgodnie z opracowaniem Dawesa (2009), gdzie zbadano wpływ rzeczywistych podwyżek cen na relację z klientem, w tym przypadku z wędkarzami, nie może być rozsądnym posunięciem, gdyż podniesienie cen, a tym bardziej drastyczne ich podniesienie w przypadku ryb szlachetnych, może oznaczać stratę klienta (wędkarza), a koszt jego „powrotu” byłby wielokrotnie wyższy. Tym bardziej, że od lat obserwowany jest trend zwiększającego się zainteresowania wędkarstwem morskim (w tym zwłaszcza na zalewach Wiślanym i Szczecińskim i strefach przybrzeżnych, w pobliżu większych miast) którego uprawianie jest korzystniejszą ze względu na ceny zezwoleń alternatywą (Trella 2012, 2018, 2022, Trella i Mickiewicz 2016).

Podsumowanie

Odpowiedzi uzyskane w ankietach przedstawiły szerokie spojrzenie właścicieli i menedżerów badanych podmiotów na problem odłowu tarlaków ryb. Z racji tego, że odpowiedzi uzyskano od użytkowników niemal 64% całkowitego areału jezior użytkowanych rybacko i wędkarsko w Polsce, można stwierdzić, że próba ta jest wysoce reprezentatywna dla całości gospodarki jeziorowej prowadzonej w Polsce. Jak widać, prowadzenie gospodarki zarybieniowej, a także odłowy tarlaków wymagają kompleksowego podejścia, a sami ankietowani są w większości świadomi możliwych zmian i ich wpływu na gospodarowanie. Praca ta nie miała udowodnić czy taki zakaz jest zły czy dobry, ale pokazanie, jak do tych zmian nastawieni są uprawnieni do rybactwa.

Badania przeprowadzono w ramach tematu statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Arlinghaus R. 2018 – Zarybianie – 10 zasad postępowania – W: Działania prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 61-68.
- Brämick U. 2002 – Estimation of the Fish Yield Potential of Lakes in North-East Germany – W: Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries, (Red.) I.G. Cowx.
- Budzich-Tabor U., Rigaud A., da Silva S.G., van de Walle G. 2018 – Integrating Aquaculture within Local Communities. European Commission, Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries, Director-General: Brussels, Belgium, 2018.
- Cambray J.A. 2003 – Impact of indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries – Hydrobiologia, 500: 217-230.
- Cejko B.I., Szczepkowski M., Szczepkowska B., Sarosiek B., Kowalski R.K. 2015 – Pneumatyczna metoda pobierania oocytów szczupaka – W: Stan wiedzy i innowacje w rozrodzie ryb dziko żyjących (Red.) A. Kowalska, B. I. Cejko, R. K. Kowalski, B. Sarosiek, Wyd. IRZiBŻ PAN, Olsztyn: 95-117.
- Craig J.F. 2008 – A short review of pike ecology – Hydrobiologia 601: 5-16.
- Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016 – Przegląd problematyki związanej z gospodarowaniem populacjami szczupaka (*Esox lucius* L.), ze szczególnym uwzględnieniem połowów tarlaków – Komunikaty Rybackie, 3: 13-19.
- Dawes J. 2009 – The effect of service price increases on customer retention: the moderating role of customer tenure and relationship breadth – Journal of Service Research 11(3): 232-245.
- Diana J.S. 2009 – Aquaculture Production and Biodiversity Conservation – BioScience Volume 59, Issue 1, January 2009: 27-38.
- Dobrowolski Z. 2013 – Debata publiczna jako instrument usprawniania zarządzania organizacjami publicznymi – Studia Lubuskie, Vol. IX, Sulechów 2013, 127-142.
- FAO. 1997 – Inland fisheries – FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 6. FAO, Rome: 36 s.
- Fopp-Bayat D. 2010 – Zastosowanie analiz genetycznych w ochronie bioróżnorodności siei z jeziora Łebsko – Biuletyn Naukowy UWM, 31: 11-16.
- Fopp-Bayat D., Wiśniewska A. 2010 – Analiza genetyczna siei (*Coregonus lavaretus*) z jeziora Łebsko – zastosowanie analizy mikrosatelitarnego DNA – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb rzadkich i chronionych oraz innych gatunków (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś A. Kowalska, Wyd. IRS, Olsztyn: 65-72.
- Forsman A., Tibblin, P., Berggren H., Nordahl O., Koch-Schmidt P., Larsson P. 2015 – Pike *Esox lucius* as an emerging model organism for studies in ecology and evolutionary biology: a review. J. Fish Biol. 87: 472-479.
- Fraser D. 2008 – How well can captive breeding programs conserve biodiversity? – A review of salmonids – Evolutionary Applications, 2s: 1-52.
- Hecky R.E., Bootsma H.A., Kingdom M.L. 2003 – Impact of land use on sediment and nutrient yields to Lake Malawi/Nyasa (Africa) – J. Great Lakes Res. 29: 139-158.

- Hickley P., Tompkins H. 1998 – Recreational Fisheries: Social, Economic and Management Aspects – Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, (Red.). Hickley, P, Tompkins, H. Oxford, 310 s.
- Hühn D., Lübke K., Skov Ch., Arlinghaus R. 2014 – Natural recruitment, density-dependent juvenile survival, and the potential for additive effects of stock enhancement: an experimental evaluation of stocking northern pike (*Esox lucius*) fry – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71: 1508-1519.
- Johnson B.M., Arlinghaus R., Martinez P.J. 2009 – Are we doing all we can to stem the tide of illegal fish stocking? – Fisheries, 34: 389-394.
- Kapusta A., Czarkowski T.K., Bogacka-Kapusta E. 2017 – Rekomendacje związane z wybranymi problemami gospodarowania zasobami ichtiofauny wód śródlądowych w Polsce, z uwzględnieniem połowów rekreacyjnych – W: Użytkownik wędkarski 2016. Rola gospodarki wędkarskiej na wodach PZW w świetle zasad zrównoważonego rozwoju (Red.) M. Mizieliński, Wyd. Wieś Jutra: 94-115.
- Lampert W., Sommer U. 2001 – Ekologia wód śródlądowych – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 415 s.
- Leberg P.L., Firmin B.D. 2008 – Role of inbreeding depression and purging in captive breeding and restoration programs – Mol. Ecol., 17: 334-343.
- Leopold M., Bnińska M. 1992 – Gospodarka rybacka a ekorozwój – Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 401: 73-79.
- Mickiewicz M. 2014 – Operat rybacki jako podstawa racjonalnej gospodarki rybackiej – W: Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich – część II. (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Olsztyn, Wyd. IRS: 25-40
- Mickiewicz M. 2016 – Ekologiczne, ekonomiczne i społeczne aspekty rybacko-wędkarskiego gospodarowania szczupakiem *Esox lucius* L. – Komunikaty Rybackie, 3: 20-26.
- Mickiewicz M., Wołos A. 2011 – Species, type, and value of stocking material released into Polish lakes from 2001 to 2009 – W: Fish management in a variable water environment (Red.) M. Jankun, G. Furgała-Selezniow, M. Woźniak, A. M. Wiśniewska. Wyd. Agencja Wydawnicza Argi s.c. R. Błaszczak, P. Pacholec, J. Prorok: 65-76.
- Mickiewicz M., Trella M. 2019 – Economic effectiveness of pike (*Esox lucius* L.) stocking based on the example of selected lakes in East European Plain with consideration of their natural conditions – Fish. Aquat. Life, 27(3): 136-148.
- Mitchell M., Vanberg J., Sipponen M. 2010 – Commercial inland fishing in member countries of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC): Operational environments, property rights regimes and socio-economic indicators. Country Profiles May 2010. Published by the FAO. <http://www.fao.org/docrep/015/an222e/an222e.pdf>
- Napiórkowska-Krzebietke A., Kalinowska K., Bogacka-Kapusta E., Stawecki K., Traczuk P. 2020 – Cyanobacterial blooms and zooplankton structure in lake ecosystem under limited human impact – Water 12(5): 1252.
- Napiórkowska-Krzebietke A., Kalinowska K., Bogacka-Kapusta E., Stawecki K., Traczuk P. 2021 – Persistent blooms of filamentous cyanobacteria in a cormorant-affected aquatic ecosystem: Ecological indicators and consequences – Ecological Indicators, Volume 124: 107421.
- Pierce R.B. 2012 – Northern pike: ecology, conservation, and management history – University of Minnesota Press, Minneapolis: 205 s.

- Szczepkowski M., Zakęś Z., Kapusta A., Szczepkowska B., Hopko M., Jarmołowicz S., Kowalska A., Kozłowski M., Partyka K., Piotrowska I., Wunderlich K. 2012 – Growth and survival in earthen ponds of different sizes of juvenile pike reared in recirculating aquaculture systems – Arch. Pol. Fish. 20: 267-274.
- Trella M. 2012 – Tendencje sprzedaży zezwoleń wędkarskich w jeziorowych gospodarstwach rybackich w latach 1998-2011 – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 65-75.
- Trella M. 2018 – Charakterystyka wędkarstwa na Zalewie Wiślanym w 2015 roku, w okresie największych zmian prawnych dotyczących wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego na obszarach morskich – Komunikaty Rybackie, 6: 2-8.
- Trella M. 2022 – Wpływ zmian klimatycznych i gospodarki zarybieniowej na efektywność gospodarki rybackiej na podstawie informacji uzyskanych od rybackich użytkowników wód. Praca doktorska. IRS, Olsztyn (maszynopis), 229 s.
- Trella M., Fopp-Bayat D., Szczepkowski M., Polak A. 2012 – Charakterystyka genetyczna siei (*Coregonus lavaretus*, Linnaeus, 1758) z Jeziora Wisztynieckiego przy zastosowaniu markerów mikrosatelitarnego DNA – Komunikaty Rybackie, 4, 11-16.
- Trella M., Mickiewicz M. 2016 – Recreational fisheries pressure in the Polish waters of the Vistula Lagoon and considerations of its potential impact on the development of regional tourism – Arch. Pol. Fish. 24: 231-242.
- Trella M., Czerwiński T., Wołos A. 2019 – Determinants of fisheries management in dam reservoirs in Central-Eastern Europe under the influence of climate change – Fisheries & Aquatic Life, Vol. 27: 208-223.
- Trella M., Wołos A. 2021a – Wielkość i wartość odłowów rybackich oraz zarybień szczupakiem (*Esox lucius*) wód obwodów rybackich w latach 2005-2019 – W: Akwakultura jako narzędzie ochrony ichtiofauny (Red.) Z. Zakęś, K. Demśka-Zakęś, Wyd. IRS, Olsztyn: 175-189.
- Trella M., Wołos A. 2021b – Ocena efektywności zarybień szczupakiem (*Esox lucius* L.) na przykładzie wybranych zbiorników zaporowych południowej Polski – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 43-54.
- Trella M., Wołos A. 2021c – Size and selected characteristics of northern pike (*Esox lucius* L.) commercial and angling catches in Polish inland waters over the long term – Fisheries Aquatic & Life 29: 108-123.
- Trella M., Wołos A. 2021d – The perception of the issue of spawner harvesting in lakes by the owners and managers of the entities authorised to commercial and recreational fisheries management – Fisheries & Aquatic Life 29: 135-147.
- Turkowski K. 2006 – Rozwój zrównoważony a rybactwo śródlądowe – W: Rybactwo, wędkarstwo, ekorozwój (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-19.
- Ustawa z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (Dz.U. 2019 poz. 2168, z późn. zm.).
- Vehanen T., Marttunen M., Tervo H., Kylmälä P., Hyvärinen P. 2002 – Management of Fisheries in a Large Lake – for Fish and Fishermen – In: Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries, (Ed.) I.G. Cowx.
- Wang S., Hard J.J., Utter F. 2002 – Salmonid inbreeding: a review – Reviews in Fish Biology and Fisheries 11: 301-319.
- Wołos A. 2000 – Ekonomiczne znaczenie wędkarstwa w gospodarstwach uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior – Archiwum Rybactwa Polskiego, 8: 5-54.

- Wołos A., Draszkiwicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2015 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2014 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-20.
- Wołos A., Falkowski S. 2003 – Typ prowadzonej gospodarki rybackiej i jej racjonalności. Uwagi do Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 29 marca 2002 w sprawie operatu rybackiego – Komunikaty Rybackie, 2: 1-4.
- Wołos A., Trella M. 2017 – Obowiązkowa rejestracja połowów wędkarskich – poziom wiarygodności danych i ich użyteczności w określaniu stanu zasobów ryb – W: Użytkownik wędkarski 2016 – Rola gospodarki wędkarskiej na wodach PZW w świetle zasad zrównoważonego rozwoju – (Red.) M. Mizieliński, Wyd. Wieś Jutra, Warszawa: 191-210.
- Wołos A. 2020 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2019 roku – W: Działalność podmiotów rybackich w 2019 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, prawne i środowiskowe (Red.) A. Wołos, M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-20.
- Zacharczyk K. 2007 – Gdzie ta sieja? – Wiadomości Wędkarskie, 2: 18-19.
- Zakęś Z., Demska-Zakęś K. 2011 – Hatchery practice in the context of biodiversity of aquatic ecosystems – W: Fish management in a variable water environment (Red.) M. Jankun G. Furgała-Selezniow M. Woźniak A.M. Wiśniewska. Wyd. Agencja Wydawnicza Argi s.c. R. Błaszczak, P. Pacholec, J. Prorok: 45-52.
- Zakęś Z., Jarmołowicz S. 2009 – Stan techniczny budynków i urządzeń służących do prowadzenia gospodarki rybackiej – W: Diagnoza aktualnego stanu oraz perspektywy rozwoju rybactwa śródlądowego i nadbrzeżnych obszarów rybackich w województwie warmińsko-mazurskim (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 95-110.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Pietrzak-Fiećko R., Modzelewska-Kapituła M., Hornatkiewicz-Żbik A. 2014 – Odłowy tarlaków szczupaka w województwie warmińsko-mazurskim – uwagi na temat jakości filetów ryb po tarle – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 143-154.

2021



Pobudka ptaków na jeziorze Ukiel

Ocena efektywności zarybień narybkiem wiosennym pstrąga potokowego (*Salmo trutta*)

Andrzej Kapusta, Bartosz Czarnecki

Zakład Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Zarybianie jest powszechnie stosowane w wielu krajach i ma na celu poprawę stanu zasobów ryb oraz odbudowę populacji gatunków zagrożonych (Cowx 1994). Zarybianie jest często kontrowersyjne ze względu na wysokie nakłady, ograniczoną ocenę naukową i zazwyczaj podzielone opinie stron zainteresowanych oceną ich efektywności (Aas i in. 2018). Debaty na temat skuteczności i skutków zarybiania nadal trwają przy braku kluczowych informacji na temat obecnych i przeszłych praktyk. Polski system gospodarowania zasobami ryb w wodach śródlądowych obliuguje użytkowników rybackich do zarybień obwodów rybackich. Coroczne raporty podsumowujące zarybienia przedstawiane są podczas konferencji rybackich użytkowników wód. Ocena efektywności tych działań najczęściej opiera się na ocenach ekonomicznych (Trella i Wołos 2021). Rządziej można znaleźć wyniki badań opartych na połowach wpuszczanych ryb (Poczyczyński i in. 2011, Lejk i Radtke 2021).

Jednym ze sposobów oceny efektywności zarybień jest znakowanie ryb przed wypuszczeniem i ich odłow. Korzyści ze znakowania obejmują możliwość oddzielenia ryb dzikich od pochodzących z wylęgarni, oddzielenia różnych stad lub oceny programów zarybieniowych (Pine i in. 2003, Skalski i in. 2009). Obcinanie płetw jest jedną z takich metod i w większości przypadków usuwa się płetwę tłuszczową lub jedną płetwę brzuszną, chociaż u innych gatunków usuwa się również płetwę grzbietową lub piersiową (Pine i in. 2012). Przycinanie płetw jest uważane za opłacalną metodę znakowania, ale pojawiły się obawy, że amputacja płetwy wpływa negatywnie na osobniki oznakowa-

ne w ten sposób (Petersson i in. 2014, Rosburg i in. 2021). U ryb łososiowatych, usunięcie płetwy tłuszczowej uważane jest za najmniej szkodliwy zabieg przycinania płetw (Johnsen i Ugedal 1988).

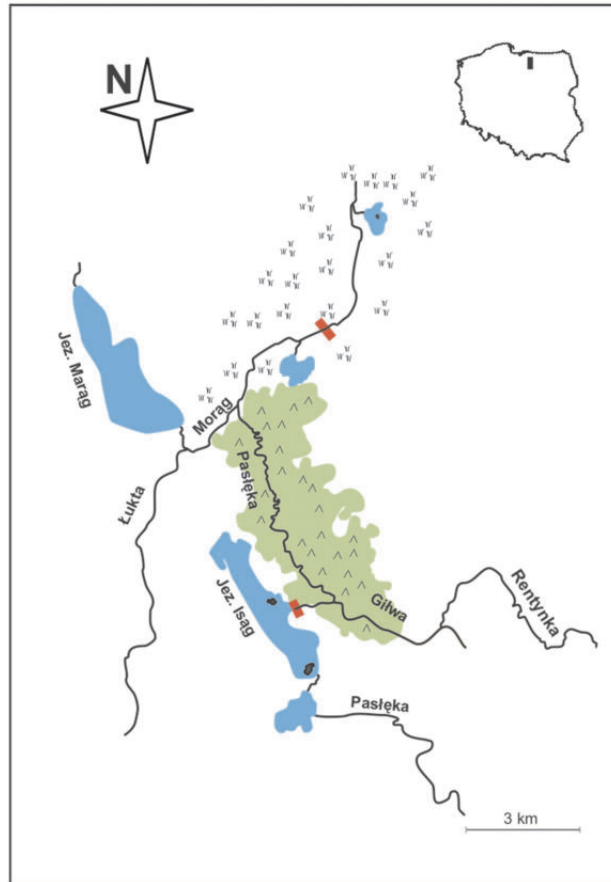
Pstrąg potokowy (*Salmo trutta*) należy do rodziny łososiowatych Salmonidae. Jego cykl życiowy odbywa się w wodach słodkich, bez etapu smoltyfikacji. Preferuje chłodne i dobrze natlenione potoki górskie i niewielkie rzeki wyżynne, z szybkim prądem wody i kamienistym dnem. Pstrąg potokowy nie ma większego znaczenia gospodarczego, jednakże ze względu na walory sportowe jest szczególnie cenionym gatunkiem przez wędkarzy. Z tego powodu jest gatunkiem często hodowanym w obiektach wylęgarniczych i jednym z częściej zarybianych. W efekcie zarybień został rozprzestrzeniony na wszystkie kontynenty, w tym także wpuszczony do wód pierwotnie pozbawionych ryb (Labonne i in. 2013). Również w Polsce pstrąg potokowy nie jest poławiany komercyjnie, jednakże bardzo chętnie łowiony przez wędkarzy. Zarybienia obejmują wszystkie formy od ikry po tarlaki. Ocena efektów zarybień była podsumowana w kilku publikacjach (Grudniewska i in. 2011, Augustyn 2019).

Wędkarstwo jest jedną z form rybołówstwa rekreacyjnego. W wielu krajach jest dominującą formą użytkowania zasobów ryb słodkowodnych (Arlinghaus i in. 2021). Wyniki połowów wędkarskich często wykorzystywane są jako źródło danych dotyczących presji połowowej. Jednocześnie stanowią doskonały przykład nauki obywatelskiej (Gundelund i in. 2020). Bazując na danych zbieranych przez wolontariuszy-wędkarzy przedstawiono ocenę zarybień narybkiem wiosennym pstrąga potokowego.

Materiał i metody

Pasłęka jest rzeką o długości 185 km i powierzchni dorzecza 2294 km², płynącą w północno-wschodniej Polsce. Prawie na całej długości stanowi rezerwat przyrody. Górny bieg rzeki podzielony jest na kilka obwodów rybackich, spośród których Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego użytkuje dwa obwody. Odcinek rzeki poniżej wypływu z jeziora Isąg do ujścia rzeki Miłakówki zarybiany był narybkiem wiosennym pstrąga potokowego. Na tym odcinku rzeka początkowo płynie naturalnym korytem przez tereny leśne. Od ujścia rzeki Morąg do miejscowości Pityny, koryto Pasłęki zostało uregulowane poprzez wyprostowanie biegu i odcięcie meandrów. Połowy wędkarskie prowadzono na odcinku od wypływu z jeziora Isąg do miejscowości Szatanki. Pasłęka płynie naturalnym korytem na około 70% długości analizowanego odcinka (rys. 1).

Analizowany odcinek rzeki zarybiany był narybkiem wiosennym pstrąga potokowego. Corocznie wpuszczano 8500 osobników juwenalnych pstrągów. Wyhodowany w wylęgarni narybek pstrąga potokowego wypuszczano do Pasłęki w ramach zarybień



Rys. 1. Lokalizacja terenu badań.

użytkownika rybackiego. Wszystkie ryby przed zarybieniem zostały oznakowane poprzez ręczne obcięcie płetwy tłuszczowej. Znakowanie ryb zostało wykonane przez członków Towarzystwa Miłośników Pasłęki *Passaria*. Ryby wprowadzono w stan anestezji w roztworze Propiscinu (Kazuń i Siwicki 2001), a następnie odcinano płetwę. Po obcięciu płetwy tłuszczowej ryby przetrzymywano w wylęgarni przez kilka dni. W tym czasie nie stwierdzono śmiertelności poznakowanych ryb.

Ryby przeznaczone na zarybienie transportowano samochodem wyposażonym w basen z instalacją natleniającą wodę. Nad rzeką pstrągi przełożono do wiader z wodą i rozprowadzono na dystansie kilkuset metrów w kilku miejscach (5-10). Szczegółowe badania dotyczące efektów zarybień oparto na analizie wyników połowów wędkarskich oraz efektów odłowów tarlaków pstrąga potokowego. Odcinek Pasłęki poniżej wypływu z jeziora

Isąg do miejscowości Szatanki udostępniany jest do wędkowania tylko na podstawie jednolitych zezwoleń. Szczegółowe informacje dotyczące zasad wędkowania na tym odcinku można znaleźć we wcześniejszej publikacji (Kapusta i in. 2009). W kontekście analizowanej efektywności zarybień należy zaznaczyć, że wszyscy wędkujący muszą przestać elektroniczny rejestr połowów, w którym zamieszczane są informacje dotyczące gatunku, ilości ryb, losu (wypuszczony lub zabrany) oraz ich długości całkowitej (TL, cm). Dodatkowo w rejestrze wprowadza się informacje dotyczące obecności/braku płetwy tłuszczowej. Każdy wędkujący na tym odcinku jest zobowiązany do wypełnienia rejestru, a powtórne wędkowanie nie jest możliwe bez terminowego przestania rejestru. Wszystkie rejestry zostały zweryfikowane pod względem poprawności wypełnienia, a wątpliwości dotyczące występowania płetwy tłuszczowej u złowionych pstrągów potokowych wyjaśnione telefonicznie.

Drugim źródłem danych, dotyczących losów ryb pochodzących z zarybień, były wyniki odłowów tarlaków pstrąga potokowego w latach 2013-2021. Ryby odławiano corocznie w październiku i listopadzie. W każdym roku odławiano do 100 osobników, z których niektóre wykorzystywano do tarła przeprowadzanego nad rzeką. Ryby po tarle wypuszczano w miejscu złowienia. Każdy złowiony osobnik został zmierzony (TL) oraz sprawdzony pod względem obecności płetwy tłuszczowej.

Analizie poddano wyniki połowów wędkarskich z lat 2013-2022. W ostatnim roku, z oczywistych względów, dane obejmowały okres od 1 stycznia do 25 czerwca. W sumie złowiono 5609 ryb należących do 12 gatunków. W tym okresie wędkarze złowili 3463 pstrągi potokowe, co stanowiło 61,7% całkowitej liczby złowionych ryb. Ryb oznakowanych obcięciem płetwy tłuszczowej było 110. Przyjęto, że wszystkie osobniki posiadające płetwę tłuszczową pochodzą z tarła naturalnego, chociaż mogły to być także osobniki spływające z dopływów Pastęki zarybianych wylęgiem. Test χ^2 zastosowano do porównania rozkładów terminów połowów pstrągów znakowanych oraz naturalnego tarła oraz długości całkowitej w pięciocentymetrowych klasach. Natomiast różnice średnich długości ryb z obu grup złowionych w poszczególnych latach analizowano przy użyciu analizy wariancji. W analizach przyjęto poziom istotności $p < 0,05$. Analizy statystyczne wykonano w programie Statistica.

Wyniki

Roczny połów pstrągów potokowych porównano z roczną liczbą pstrągów pochodzących z zarybień narybkiem wiosennym (tab. 1). Udział ryb znakowanych w połowach wędkarskich wynosił średnio 3,5% (zakres 0-9,4%). Znakowane osobniki poławiano przede wszystkim w okresie tuż po zarybieniach. W okresie kwiecień-czerwiec złowiono 75,5% znakowanych ryb i tylko 59,3% ryb z tarła naturalnego. Miesięczny

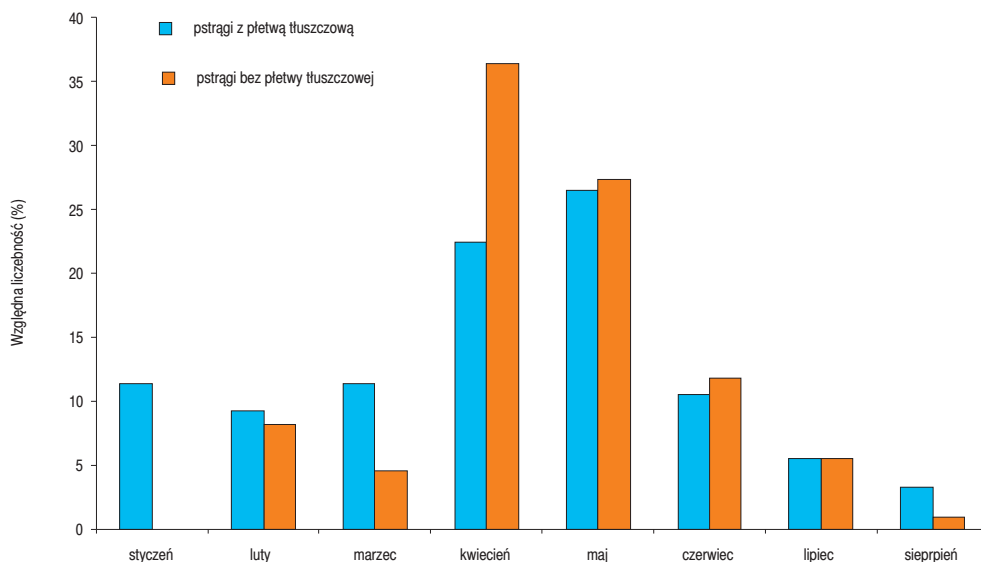
TABELA 1

Liczba pstrągów potokowych złowionych w latach 2013-2022, w tym udział (%) znakowanych osobników z uwzględnieniem ryb o rozmiarach ciała powyżej 40 cm

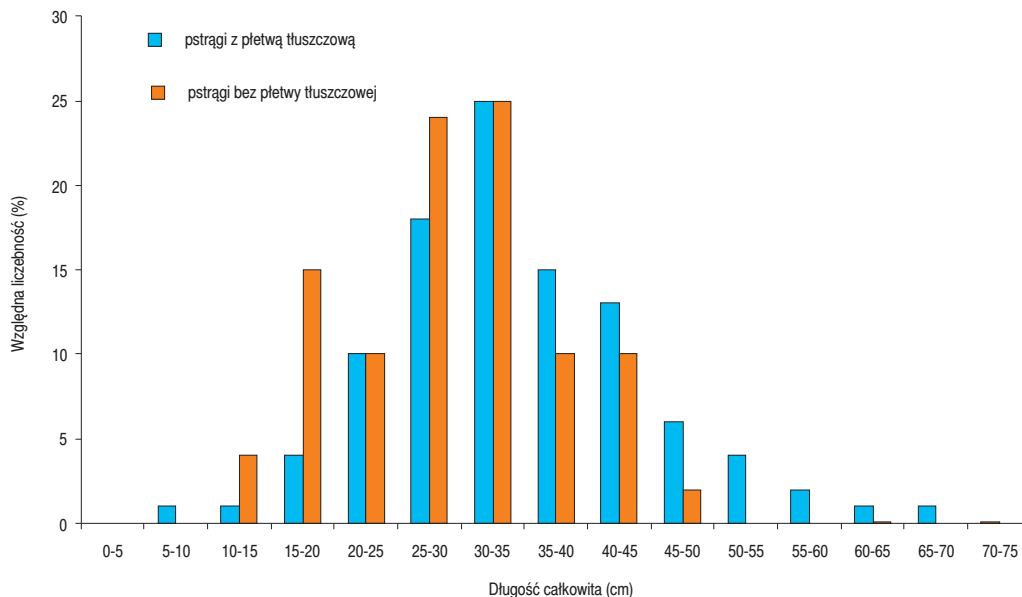
Rok	Liczba złowionych ryb	Udział ryb znakowanych (%)	Udział ryb znakowanych o rozmiarach >40 cm (%)
2013	318	9,4	4,9
2014	332	8,1	2,7
2015	334	6,9	3,5
2016	247	2,4	4,9
2017	548	0,4	0
2018	433	0	0
2019	427	0,2	0
2020	385	3,1	0
2021	224	1,8	0
2022	215	2,3	0

rozkład struktury połowów ryb z obu grup różnił się istotnie statystycznie (test χ^2 , $p < 0,001$). W trakcie odłowów tarlaków nie złowiono ani jednego osobnika oznakowanego poprzez obcięcie płetwy tłuszczowej.

Rozkład długości pstrągów potokowych złowionych przez wędkarzy różnił się istotnie statystycznie w zależności od pochodzenia (test χ^2 , $p = 0,039$; rys. 3). Ryby pochodzące z zarybień w formie narybku wiosennego nie osiągały takich rozmiarów



Rys. 2. Miesięczny rozkład połowów pstrąga potokowego (*Salmo trutta*) pochodzącego z naturalnego rozrodu i zarybień w latach 2013-2022. W każdym roku zarybienia narybkiem wiosennym pstrąga potokowego wykonano w kwietniu.



Rys. 3. Rozkład długości całkowitej pstrąga potokowego (*Salmo trutta*) pochodzącego z naturalnego rozrodu i zarybień. Pstrągi potokowe były łowione przez wędkarzy na odcinku rzeki zarybianym narybkiem wiosennym.

ciała jak ryby z tarła naturalnego. Zakres długości całkowitej pstrągów potokowych o naturalnym pochodzeniu był znacznie większy (11-71 cm) niż ryb pochodzących z zarybień (10-61). Analizując względną liczebność ryb można zauważyć, że zarybiane ryby poławiano przede wszystkim do osiągnięcia rozmiarów 40 cm (88% złowionych osobników). Średnie rozmiary ciała ryb z tarła naturalnego w każdym z analizowanych lat były istotnie większe niż ryb pochodzących z zarybień (ANOVA, $p = 0,034$).

Dyskusja

Zarybienia rybami pochodzącymi z wylęgarni są ważnym elementem gospodarki rybackiej w wodach śródlądowych Polski. W obecnej formie mają raczej charakter zabiegów gospodarczych niż ochrony naturalnych populacji. Pastęka w górnym biegu jest przypadkiem trochę odbiegającym od powszechnej praktyki użytkowania obwodów rybackich. Położone na terenie chronionych obszarów (rezerwat przyrody, obszary Natura 2000) obwody rybackie podlegają znacznym obostrzeniom wynikającym z zapisów planów zadań ochronnych. W odniesieniu do zarybień wskazano, że materiał zarybieniowy musi pochodzić od tarlaków z dorzecza Pastęki. Takie postępowanie ma na celu zachowanie zróżnicowania lokalnej populacji.

Badania dotyczące efektywności zarybień wpisują się w ogólne działania mające na celu efektywne gospodarowanie populacjami ryb. Zastosowane metody mają szereg słabych stron. Rejestry przesyłane przez wędkarzy są obciążone niepewnością wiarygodności danych. W tym przypadku zastosowanie tylko jednodniowych rejestrów połowów oraz ich bieżąca weryfikacja znacznie zwiększają wiarygodność otrzymanych wyników. Dlatego dane z rejestrów wędkarskich są coraz częściej włączane do podejmowania decyzji w odniesieniu do gospodarowania rybackiego (Grilli i in. 2021).

Wyniki uzyskane w rzece Pasłęce są zgodne z innymi wynikami dotyczącym zarybiania rzek rybami łososiowatymi (Saltveit 2006, Marco-Rius i in. 2013). Zwykle zarybienie nie prowadzi do zwiększenia wydajności połowowej oraz liczebności populacji. Wśród przyczyn takiego stanu rzeczy należy wymienić przeżywalność wpuszczanych ryb, na którą składa się wiele czynników tj. interakcje i konkurencja z rybami dzikimi w przypadku zwiększania zagęszczenia ryb powyżej zasobności rzeki oraz poprzez pobieranie materiału zarybieniowego od ryb z innych rzek. W Pasłęce zarybiane ryby poławiane były przede wszystkim w krótkim okresie po zarybieniach. Zarybienia narybkiem wiosennym nie przełożyły się na wzrost liczby tarlaków, ponieważ w ciągu dziewięciu lat nie złowiono ani jednego znakowanego osobnika na tarliskach. Doświadczenia ze znakowania wędrownej formy pstrąga *Salmo trutta* wskazują, że zarybiane ryby w pewnym stopniu docierają na tarliska i mogą mieć udział w naturalnej rekrutacji (Dębowski i in. 2011).

W przypadku wielu odławianych populacji ryb słodkowodnych oddziaływania zanieczyszczeń, przekształcenia środowiska oraz połowy ryb były przez dziesięciolecia łagodzone poprzez zarybianie. Jednakże zarybianie może prowadzić do utraty zmienności genetycznej, która może mieć kluczowe znaczenie dla adaptacji w warunkach zmian klimatu. Dlatego tak ważne jest poszukiwanie zrównoważonych rozwiązań alternatywnych. Coraz częściej do głosu dochodzą środowiska postulujące zaprzestanie zarybień i oparcie rekrutacji na naturalnych procesach, wskazując na zagrożenia ekologiczne i genetyczne dla lokalnych populacji (Pinter i in. 2019). Postulowane ograniczenie zarybień wymagają dokładnej oceny potencjalnych konsekwencji i alternatywnych strategii łagodzących. Tam gdzie to możliwe należy dążyć do renaturyzacji środowiska, poprawy jakości wód, a także ograniczenia presji połowowej, w tym również wędkarskiej. Nie można też zaniedbywać, nawet pobieżnego, poziomu monitoringu efektów zarybień i oceny zagrożeń, zwłaszcza w przypadku wód intensywnie zarybianych.

Badania finansowane w ramach zadań statutowych (Z-002, Z-003) Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Aas Ø., Cucherousset J., Fleming I.A., Wolter C., Höjesjö J., Buoro M., Santoul F., Johnsson J.I., Hindar K., Arlinghaus R. 2018 – Salmonid stocking in five North Atlantic jurisdictions: Identifying drivers and barriers to policy change – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(6): 1451-1464.
- Arlinghaus R., Aas Ø., Alós J., Arismendi I., Bower S., Carle S., Czarkowski T., Freire K.M.F., Hu J., Hunt L.M., Lyach R., Kapusta A., Salmi P., Schwab A., Tsuboi J., Trella M., McPhee D., Potts W., Wotos A., Yang Z.J. 2021 – Global participation in and public attitudes toward recreational fishing: international perspectives and developments – *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 29: 58-95.
- Augustyn L. 2019 – Czynniki wpływające na efektywność zarybień na przykładzie pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario* L.). Cz. 2 – *Komunikaty Rybackie*, 1: 29-36.
- Cowx I.G. 1994 – Stocking strategies – *Fisheries Management and Ecology*, 1(1): 15-30.
- Dębowski P., Bernaś R., Skóra M. 2011 – A radio telemetry study of sea trout *Salmo trutta* L. spawning migration in the Łeba River (northern Poland) – *Archives of Polish Fisheries*, 19(1): 3-11.
- Grudniewska J., Goryczko K., Witkowski A., Kozłowski J., Stańczak K., Kozłowski K., Gęsiarz G., Stabiński R. 2011 – Efekty zarybiania pstrągiem potokowym (*Salmo trutta* m. *fario* L.) rzek Pomorza (Kaszuby) i Suwalszczyzny – *Komunikaty Rybackie*, 2: 1-6.
- Grilli G., Curtis J., Hynes S. 2021 – Using angling logbook data to inform fishery management decisions – *Journal for Nature Conservation*, 61: 125987.
- Gundelund C., Arlinghaus R., Baktoft H., Hyder K., Venturelli P., Skov C. 2020 – Insights into the users of a citizen science platform for collecting recreational fisheries data – *Fisheries Research*, 229: 105597.
- Johnsen B.O., Ugedal O. 1988 – Effects of different kinds of fin - clipping on over winter survival and growth of fingerling brown trout, *Salmo trutta* L., stocked in small streams in Norway – *Aquaculture Research*, 19(3): 305-311.
- Kapusta A., Partyka K., Czarnecki B. 2009 – Gospodarowanie populacją pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario*) na obszarze chronionym na przykładzie Paśtęki (północna Polska) – W: *Rozród, podchów, profilaktyka ryb łososiowatych i innych gatunków* (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska, D. Ulikowski, Wydawnictwo IRS: 251-264.
- Kazuń K., Siwicki A.K. 2001 – Propiscin – a safe new anaesthetic for fish – *Archives of Polish Fisheries*, 9(2): 183-190.
- Labonne J., Vignon M., Prévost E., Lecomte F., Dodson J.J., Kaeuffer R., Aymes J.C., Gaudin P., Davaine P., Beall E. 2013 – Invasion dynamics of a fish-free landscape by brown trout (*Salmo trutta*) – *PLoS One*, 8(8): e71052.
- Lejk A.M., Radtke G. 2021 – Effect of marking *Salmo trutta lacustris* L. larvae with alizarin red S on their subsequent growth, condition, and distribution as juveniles in a natural stream – *Fisheries Research*, 234: 105786.
- Marco-Rius F., Sotelo G., Caballero P., Morán P. 2013 – Insights for planning an effective stocking program in anadromous brown trout (*Salmo trutta*) – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(7): 1092-1100.
- Pettersson E., Rask J., Ragnarsson B., Karlsson L., Persson J. 2014 – Effects of fin-clipping regarding adult return rates in hatchery-reared brown trout – *Aquaculture*, 422: 249-252.

- Pine W.E., Pollock K.H., Hightower J.E., Kwak T.J., Rice, J.A. 2003 – A review of tagging methods for estimating fish population size and components of mortality – *Fisheries*, 28(10): 10-23.
- Pine W.E., Hightower J.E., Coggins L.G., Laretta M.V., Pollock K.H. 2012 – Design and analysis of tagging studies. *Fisheries techniques*, 3rd edition – American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 521-572.
- Pinter K., Epifanio J., Unfer G. 2019 – Release of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) as a threat to wild populations? A case study from Austria – *Fisheries Research*, 219: 105296.
- Poczyczyński P., Kozłowski K., Kozłowski J., Martyniak A. 2011 – Marking and return method for evaluating the effects of stocking larval vendace, *Coregonus albula* (L.), into Lake Wigry in 2000-2001 – *Archives of Polish Fisheries*, 19(4): 259-265.
- Rosburg A.J., Davis J.L., Barnes M.E. 2021 – Retention of fin clips and fin and operculum punch marks in rainbow trout – *Aquaculture and Fisheries*. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.06.004>
- Saltveit S.J. 2006 – The effects of stocking Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a Norwegian regulated river – *Fisheries Management and Ecology*, 13(3): 197-205.
- Skalski J.R., Buchanan R.A., Griswold J. 2009 – Review of marking methods and release-recapture designs for estimating the survival of very small fish: examples from the assessment of salmonid fry survival – *Reviews in Fisheries Science*, 17(3): 391-401.
- Trella M., Wołos A. 2021 – Ocena efektywności zarybień szczupakiem (*Esox lucius* L.) na przykładzie wybranych zbiorników zaporowych południowej Polski – W: *Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych* (Red.) Kowalska A., Wołos, A., Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 43-54.



Wschód słońca nad Śliardwami

2
2022

Kontrola ekosystemów wodnych – zarybienia oraz zagrożenia dla bioróżnorodności

Agata Anna Cejko

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Zarybienia i zagrożenia mikrobiologiczne

Korzystanie z naturalnych zasobów nakłada na użytkownika planowanie działań zrównoważonych w aspekcie zysków i strat ekonomicznych i ekologicznych. Zmieniające się warunki klimatyczne wynikające m.in. z nadmiernej antropopresji są zagrożeniem dla bioróżnorodności ekosystemów wodnych, rekreacji wędkarskiej, gospodarki rybackiej. Utrwaloną już praktyką w planach gospodarowania wodami publicznymi jest wprowadzanie ryb do ekosystemów wodnych. Podmioty administracji lokalnej i podmioty rybackie, wędkarskie i inni użytkownicy mają możliwość korzystania z materiału zarybieniowego niezainfekowanego niebezpiecznymi wirusami. Prawodawstwo europejskie (Dyrektywa 2006/88/WE) zobowiązuje hodowle ryb do ścisłej kontroli ich stanu zdrowotnego i wskazuje choroby wirusowe podlegające zgłoszeniu (np. wirusowa posocznica krwotoczna, zakaźna martwica układu krwiotwórczego, herpeswirus koi). Ta przejrzysta procedura chroni naturalne zasoby przed transferem tylko niektórych mikroorganizmów chorobotwórczych. Inne choroby ryb (bakteryjne lub pasożytnicze) nie są odpowiednio regulowane. Aktualnie prawo określa jedynie, że ryby muszą być klinicznie zdrowe przed zarybieniem (nadzór weterynaryjny/analizy makro- i mikroskopowe), pochodzić z wylęgarni, w której nie występują niewyjaśnione wskaźniki śmiertelności. Można więc założyć, że rzeczywisty stan zdrowia wprowadzanych partii ryb nie jest dostatecznie sprawdzany. Czy jest to konieczne i możliwe? Z pewnością zależy to od gatunku ryby i celu zarybienia. Niemniej jednak, brak legislacji prawnych w tym zakresie stanowi potencjalne zagrożenie dla zasobów naturalnych zbiornika.

Wiele czynników etiologicznych (bakterie, wirusy, grzyby, pasożyty) występuje w postaci utajonej w organizmie. Dlatego też są trudne do zidentyfikowania, gdyż mate-

riał zarybieniowy nie wykazuje oznak choroby. Przypadkowe patogeny zostają wówczas wprowadzane do ekosystemu wodnego i mogą stanowić śmiertelne zagrożenie dla innych taksonów. Miało to miejsce w przypadku zarybienia pstrągiem potokowym (*Salmo trutta*) potoku Carpasina położonego w regionie Liguria w północno-zachodnich Włoszech (Pastorino i in. 2019). Bardzo wysoka śmiertelność ryb, w tym dużych okazów zainicjowała pobranie prób z zarybionego potoku i przeprowadzenie analiz laboratoryjnych w celu ustalenia przyczyny strat w ekosystemie. Wiadomo było, że ryby nie wykazywały żadnych klinicznych objawów ani zmian patologicznych. Pobrano więc próbki do badań bakteriologicznych z nerek i mózgu. Kolonie mikroorganizmów wyhodowane po 24-72 godzinach inkubacji w 22°C zostały wyselekcjonowane, sklonowane w pożywkach selektywnych i zidentyfikowane za pomocą testów biochemicznych i testu serologicznego (test szybkiej aglutynacji). We wszystkich próbkach stwierdzono czynnik etiologiczny furunkulozy, *Aeromonas salmonicida*. Zastanawiające jest, że ani w dzikiej populacji przed zarybieniem, ani w hodowli pstrągów, z której pochodziły osobniki wykorzystane do zarybienia, nie wystąpiły żadne przypadki śmiertelności. Nie można oczywiście wykluczyć obecności patogenów w środowisku, ale obserwowana, wysoka śmiertelność pozarybieniowa, nie została uznana za epizod naturalny. Najbardziej prawdopodobny scenariusz zakładał, że *A. salmonicida* była już obecna, lecz w formie utajonej w materiale zarybieniowym, a choroba wystąpiła w wyniku stresu spowodowanego manipulacją i transportem ryb.

Powyższy przykład wskazuje jak niezbędne do zapewnienia zdrowia dzikich populacji jest kontrola/regularne monitorowanie stanu zdrowotnego materiału zarybieniowego. Z pewnością ryby przeznaczone do zarybiania powinny być zbadane pod kątem występowania ewentualnych chorób i posiadać świadectwo zdrowia. Wynika to z faktu, że introdukcja, przemieszczenie różnych gatunków z jednego miejsca do drugiego dotyka wielu taksonów na wszystkich kontynentach i niewątpliwie ma to poważne konsekwencje dla ekosystemów. Zagrożenia ekologiczne (biomanipulacje), korzyści ekonomiczne (gospodarka zarybieniowa), metodyka procesu zarybienia (czas, miejsce, sortyment, technika wpuszczania ryb) są dobrze znane. Natomiast zagrożenia dla zdrowia ryb, które mogą wystąpić po zarybieniu, do tej pory były znacznie rzadziej brane pod uwagę i monitorowane. Praktyka bezpieczeństwa biologicznego, ocena ryzyka okazują się być filarami prawidłowego podejścia do unikania naruszenia dobrostanu ekosystemu. W europejskiej polityce w planach zarybieniowych ten aspekt, jak i jego koszt zostaje coraz częściej podkreślany (Pastorino i in. 2019).

Zarybienia i zasoby naturalne zbiornika, w tym narażonego na antropopresję

Wsparcie naturalnych populacji poprzez zarybienia w ujęciu globalnym, według niektórych autorów jest raczej niskie i nieprzewidywalne. To poprawa jakości siedlisk, tarlisk, a nie zarybienia są według nich skuteczną metodą zarządzania populacjami ekosystemów wodnych (Marttila i in. 2019). Zadbanie o tarliska w zbiorniku zamiast obsadzenia go dużą liczbą osobników wydaje się być wymiernym ekonomicznie rozwiązaniem dla długoterminowego odbudowania populacji ryb. Jednak trzeba mieć na uwadze fakt, że odbudowa siedlisk w jeziorach może być czasami kosztowna i trudna, zwłaszcza kiedy występują wahania poziomu wody.

Analizy zarybień łososiem w Anglii dowodzą, że niewiele jest dostępnych dowodów na to, że skutecznie poprawiają one produktywność dzikich populacji (NRW 2014). W niektórych przypadkach wykazano nawet, że powoduje szkody na poziomie populacji. Aktualna literatura naukowa dotycząca zarówno skuteczności, jak i wpływu zarybiania wód łososiem (*Salmo salar*) jest dowodem na to, że zarybianie gatunkiem pozyskanym z hodowli ma potencjalnie kilka negatywnych skutków (Chilcote i in. 2011). Ryby hodowane w wylęgarni cechuje niższa przeżywalność niż dzikich w tym samym wieku. Z kolei te, które dożywają dorosłości, mają niższą kondycję niż ryby dziko żyjące. W konsekwencji udział ryb z hodowli w dzikich populacjach zmniejsza ich żywotność. Wnioskuje się więc, że zarybienie obniża jakość populacji naturalnych. Należy jednak zachować ostrożność w wyciąganiu ostatecznych wniosków i poddać analizie długoterminowe programy zarybieniowe danym gatunkiem.

Zarybianie i regulacje działalności połowowej/wędkarskiej są praktykowane i wdrażane w wodach słodkich przez odpowiednie organy odpowiedzialne za zrównoważone rybołówstwo. Na ile gospodarka rybacka i wędkarstwo opierają się na zarybieniach? Z pewnością działalność zarybieniowa uwzględnia ochronę ekosystemów wodnych narażonych na taką antropopresję. Ostatnio opublikowane szerokie badania monitoringowe w ramach Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) Unii Europejskiej wykazały, że dla zachowania/zwiększenia/ochrony rodzimych populacji ryb zasadne jest promowanie alternatywnych do zarybiania metod (Daupagne i in. 2021). Jednoznacznie stwierdzono, że prowadzenie zarybień nie przyczynia się do wzrostu zasobów ryb (1), wielkości połowów (2), a nawet zmiany struktury wielkościowej populacji (proporcji dużych i małych ryb) (3). Należy zaznaczyć jednak, że powyższe wnioski dotyczą konkretnych gatunków ryb (płoc *Rutilus rutilus*, lin *Tinca tinca*, okoń *Perca fluviatilis*, sandacz *Sander lucioperca*, szczupak *Esox lucius*, pstrąg tęczowy *Oncorhynchus mykiss*), którymi zarybiono 100 jezior, przy określonych z góry założeniach (poniżej).

Przy postawionej hipotezie, że wielkość zarybień i intensywność połowów ma istotny wpływ na zasoby naturalne jezior, założono jednocześnie, że jeśli zasoby rybne są wspierane przez działania zarybieniowe to istnieje związek między nimi, natomiast jeśli ryby pochodzące z zarybień w niewielkim stopniu przyczyniają się do zwiększenia populacji ryb, wówczas nie należy oczekiwać żadnego związku między zarybieniem a strukturą ilościową populacji. Za celowe uznano też określenie czy intensywność połowów (naturalnie ukierunkowana na duże ryby) rzeczywiście kształtuje strukturę wielkości ryb w jeziorach i zmniejszenie biomasy i czy zarybienie przeciwdziała skutkom takiego nakładu połowowego.

Przetestowanie efektów intensywności połowów na strukturę wielkościową zbiorowisk ryb z uwzględnieniem nakładu zarybieniowego ma kluczowe znaczenie dla działalności związanej z rybołówstwem (gospodarka rybacka/wędkarstwo). Pozwala opracować skuteczny plan zarządzania danym zbiornikiem. Od wielu lat w krajach europejskich zarybianie jest główną metodą gospodarowania wodami śródlądowymi (Hoffmann 1996, Pastorino i in. 2021). Jednak jest wiele doniesień, że „ryby wpuszczone” nie przyczyniają się (lub jedynie w niewielkim stopniu) do wzrostu zagęszczenia danego gatunku w środowisku naturalnym. Stąd też wszelkie zmiany w pogłowiu szczupaka, pstrąga tęczowego, okonia czy lina w badanych jeziorach francuskich nie wynikały z działalności zarybieniowej. Można poddać w wątpliwość metody odłowu, często selektywne rzutujące na niedoszacowanie ilości/sortymentu odławianych ryb (Prchalová i in. 2009) oraz liczebności, biomasy i składu wielkościowego tych gatunków, które stały się celem wędkarzy (Šmejkal i in. 2015).

Zarybienia i wędkarstwo

W szacowaniu efektywności zarybień istotne są aspekty biotyczne i abiotyczne. Quintana i in. (2015) wskazali, że większe drapieżniki bezpośrednio zmniejszają różnorodność wielkościową ich ofiar. Z kolei rozkład wielkościowy danej populacji, konkurencja pokarmowa, drapieżne zachowania zależne są od dostępności pokarmu. W przypadku szczupaka zarybianie dorosłymi osobnikami przynosi wymierne korzyści wędkarzom, ale długoterminowo nie podnosi wielkości pogłowia ryb w populacji. Amerykańskie doniesienia podają, że w pierwszych 6 tygodniach wędkarze wyłowili 20% dorosłych szczupaków, a do pierwszego roku blisko 80% (jezioro Murphy Flowage w stanie Wisconsin). Choć po zarybieniu zagęszczenie szczupaków wzrosło dwukrotnie, to w okresie dwóch lat po zarybieniu zarejestrowano niższe wartości tego wskaźnika (zagęszczenie stada) niż przed zarybieniem i dotyczyło to także form młodocianych. Pereira i in. (2017) jednoznacznie wskazali, że przyczyną jest nasilenie się kanibalizmu

stanowiącego zagrożenie dla ryb we wcześniejszych etapach ontogenezy. Guillerault i in. (2018) stanowczo stwierdzają, że żadne badania nie wykazały pozytywnego wpływu zarybienia szczupakiem na jego rekrutację do ekosystemu. Osobniki zarybione i ich potomstwo mają niższą kondycję niż naturalne populacje, przy czym „nowi” rekruci są narażeni np. na takie siedliskowe czynniki, które wpłynęły na osłabienie naturalnych zasobów.

Skuteczność programów zarybiania rybami łososiowatymi dla rekreacji jest dobrze udokumentowana i ma już długą historię w Europie (Vehanen 1997). W jeziorach europejskich gdzie pstrąg (w tym tęczowy) nie jest gatunkiem rodzimym, nie rozmnaża się, korzyści z zarybienia dla wędkarzy są jednoznaczne (Daupagne i in. 2021). Podkreślić jednak należy, że w wysokogórskim zbiorniku (jeziro Bouillouses, w południowych Pirenejach) po akcji zarybieniowej pstrągi znaturalizowały się i utworzyły prawdziwą, samowystarczalną populację. We Francji wprowadzany do wód pstrąg tęczowy cechuje się zwykle pożądanymi/dozwołonymi wędkarsko rozmiarami ciała. Większość osobników jest pozyskiwana przez wędkarzy wkrótce po zarybieniu jezior. Doniesienie Daupagne i in. (2021) wskazuje na brak spójnych danych na temat ilości pstrągów złowionych przez wędkarzy, co ogranicza możliwość oceny efektywności zarybień tym gatunkiem.

Pomimo zainteresowania wędkarskiego niektóre gatunki (np. sandacz) wprowadzane do zbiornika utrzymują ich populacje (Daupagne i in. 2021). Dzieje się tak wówczas gdy gatunek ten spotyka się z korzystnymi do jego rozwoju warunkami środowiskowymi w jeziorach (wolne nisze ekologiczne, właściwości fizykochemiczne i hydrologiczne jezior, np. powierzchnia i głębokość zbiornika). Jednak i w tym przypadku istotna jest wielkość, wiek i liczebność wprowadzonych ryb. Należy też zacytować takie doniesienia naukowe, w których autorzy wykazali, że zagęszczenie populacji rodzimych gatunków ekosystemu ustabilizowało się, a nawet podniosło po zaprzestaniu akcji zarybieniowych (Daupagne i in. 2021).

Zarybienia i gospodarka rybacka

Choć analiza literaturowa potwierdza słabą skuteczność akcji zarybieniowych, to istnieje wiele doniesień o sukcesie ekonomicznym zarybień. Niektóre zbiorniki (np. zaporowe) określane są jako opłacalne jedynie wówczas gdy są stale zarybiane. W warunkach polskich dobrym przykładem jest szczupak. Wysoką ekonomiczność zarybień tym gatunkiem stwierdzono w jeziorach Pojezierza Ełckiego (Trella 2022). Wynikało to z faktu, że populacja w tych akwenach była zrównoważona, a zarybienie nie zagrażało naturalnej rekrutacji ryb. Ponadto wpuszczany do jezior materiał pochodził od tarlaków pozyskanych z tych jezior. Działalność zarybieniowa w tym przypadku miała na celu zrówno-

ważyć presję wędkarską/kłusowniczą i rybożernych kormoranów. Jednakże i tam, gdzie populacja szczupaka jest niewielka, podobnie jak i liczba drapieżników, zarybienie wylęgiem przynosi sukces w postaci pojawienia się w akwenu jesiennego narybku (Trella i in. 2022). Brak wzrostu liczebności populacji (1), połowów wędkarskich (2) czy gospodarczych (3) po zarybieniu wczesnymi stadiami rozwojowymi są spowodowane efektywnym tarłem naturalnym. W konsekwencji zarybienie nie tylko nie przyczynia się do wzrostu liczebności wspieranej populacji, ale i ogranicza nisze rodzimym osobnikom. Trella (2022) po szerokiej analizie własnych badań i odniesieniu do danych literaturowych dowodzi, że czynnikami warunkującymi efektywność zarybień/efektywność odłowów polskich jezior są stan ekosystemu (1), warunki co najmniej wystarczające do bytowania populacji (2), jakość materiału zarybieniowego (3), dbałość o przeprowadzenie zabiegu zarybienia (4), wiedza i doświadczenie rybaków (5), odpowiedni sprzęt połowowy (6) i/lub metoda znakowania materiału (7), czas (8) i miejsce (9) połowu. W cytowanej dysertacji podana jest roczna ekonomiczna efektywność zarybień jezior szczupakiem w różnych, długoletnich okresach (7-12 lat), wyrażona w zł odłowu na 1 zł wartości zarybienia. W skali ogólnopolskiej wskaźnik ten dla szczupaka był zawsze dodatni (1,3-5,3 zł odłowu na 1 zł wartości zarybienia).

W przypadku zbiorników zaporowych zarybienia szczupakiem są skuteczne, a analizy matematyczne bezsprzecznie wskazują na korzystny, choć w szerokim zakresie wartości wskaźnik efektywności (3,5-87,3 zł/kg). Systematyczne zarybianie najczęściej ciężkim narybkiem jesiennym przyczyniło się do wzrostu wielkości odłowów (kg/ha). Jednakże istnieje wartość graniczna dla wzrostu dawek zarybieniowych (pojemność środowiska) powodująca zwiększenie poziomu połowów, po przekroczeniu której odłowy najpierw się stabilizują, a potem wykazują spadek. Jednocześnie zarówno wskaźnik efektywności zarybień i wielkość odłowów szczupaka w zbiornikach zaporowych są skorelowane z wielkością zbiornika (analiza 20 zbiorników zaporowych, dużych i małych, tj. o średniej powierzchni odpowiednio około 287 i 54 ha). Zastosowane podobne dawki zarybieniowe (86-89 zł/ha) w dużych i małych zbiornikach zaporowych skutkowały uzyskaniem wyższej o 27% średniej wydajności szczupaka (kg/ha) w zbiornikach małych. W przypadku zbiorników mniejszych efektywność zarybień (zł/kg) okazała się również korzystniejsza (Trella i in. 2022). W przypadku szczupaka, prowadzenie odłowów gospodarczych w jeziorach i zbiornikach zaporowych na stabilnym i wysokim poziomie bazuje na silnej populacji ryb, stąd wymaga zarybienia racjonalnego. Biorąc pod uwagę aspekty eko – i ekonomiczne rekomenduje się pozyskanie materiału zarybieniowego od rodzimych tarłaków, bez względu na efekty ich tarła (Trella i in. 2022). Sprzyja to bowiem utrzymaniu genetycznie właściwych dla jezior populacji ryb (Berggren i in. 2016).

Podsumowanie

Praktyki zarybieniowe, w przypadku konieczności ich utrzymania muszą opierać się na lepszym zrozumieniu czynników warunkujących pomyślność czy niepowodzenie podjętego przedsięwzięcia. Przede wszystkim zarybienie nie może stanowić zagrożenia dla bioróżnorodności wodnej. Z literatury naukowej wynika, że sukces lub porażka programu zarybiania jest zasadniczo kwestią lokalnych warunków środowiskowych, np. powierzchnia akwenu okazała się ważnym parametrem wpływającym na efektywność zarybiania ryb (Fayram i in. 2005, Trella i Wołos 2021). Czy zarybienia wspomagają ekosystem, wędkarstwo, gospodarkę rybacką? Z pewnością ryby pochodzące z zarybień mogą zasiedlić czasowo wolne nisze ekologiczne opuszczone przez rodzime gatunki. Przytoczone w niniejszym rozdziale doniesienia literaturowe wskazują na zagrożenia płynące z użytkowania zbiorników wodnych (np. presja wędkarska vs. gospodarka rybacka). Stąd też kluczowe w planach zarybieniowych jest uwzględnianie nie tylko aktualnych potrzeb i oczekiwań użytkowników wód/konsumentów ryb, ale i realnego potencjału środowiska wodnego z zachowaniem naturalnej bioróżnorodności.

Praca wykonana w ramach tematu statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Berggren H., Nordahl O., Tibblin, P., Larsson P., Forsman A. 2016 – Testing for local adaptation to spawning habitat in sympatric subpopulations of pike by reciprocal translocation of embryos – *PloS One*, 11(5), e0154488. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154488>.
- Chilcote M., Goodson H.W., Falcy M. 2011 – Reduced recruitment performance in natural populations of anadromous salmonids associated with hatchery-reared fish – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68(3): 511-522. doi:10.1139/F10-168
- Daupagne L., Rolan-Meynard M., Logez M., Argillier C. 2021 – Effects of fish stocking and fishing pressure on fish community structures in French lakes – *Fisheries Management and Ecology* 28(4): 317-327. doi: 10.1111/fme.12476.
- Fayram A.H., Hansen M.J., Nate N.A. 2005 – Determining optimal stocking rates using a stock–recruitment model: An example using walleye in Northern Wisconsin – *North American Journal of Fisheries Management* 25(4): 1215-1225.
- Guillerault N., Hühn D., Cucherousset J., Arlinghaus R., Skov C. 2018 – Stocking for pike population enhancement – *W: Biology and Ecology of Pike (Red.) C. Skov, P.A. Nilsson. CRC Press, Boca Rato, Florida: 215-248.*
- Hoffmann R. C. 1996 – Economic development and aquatic ecosystems in medieval Europe – *The American Historical Review* 101(3): 631-669.
- NRW 2014 – A review into NRW's salmon stocking and fish hatcheries owned and operated by Natural Resources Wales – www.naturalresourceswales.gov.uk

- Pastorino P., Pizzul E., Menconi V., Bertoli M., Mugetti D., Mignone W., Prearo M. 2019 – Fish stocking and health risk: a neglected threat for aquatic biodiversity? - Front. Mar. Sci. Conference Abstract: XVI European Congress of Ichthyology. doi: 10.3389/conf.fmars.2019.07.00148.
- Pereira L.S., Agostinho A.A., Winemiller K.O. 2017 – Revisiting cannibalism in fishes – Reviews in Fish Biology and Fisheries 27: 499-513.
- Prchalová M., Kubečka J., Říha M., Mrkvička T., Vašek M., Jůza T., Kratochvíl M., Peterka J., Draščík V., Křížek J. 2009 – Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species – Fisheries Research 96(1): 51-57.
- Šmejkal M., Ricard D., Prchalová M., Říha M., Muška M., Blabolil P., Čech M., Vašek M., Jůza T., Herreras A. M., Encina L., Peterka J., Kubečka J. 2015 – Biomass and abundance biases in European standard gillnet sampling – PLOS ONE 10(5): e0128469.
- Trella M. 2022 – Wpływ zmian klimatycznych i gospodarki zarybieniowej na efektywność gospodarki rybackiej na podstawie informacji uzyskanych od rybackich użytkowników wód – Praca doktorska. IRS, Olsztyn (maszynopis): 82-88.
- Trella M., Wołos A. 2021 – Ocena efektywności zarybień szczupakiem (*Esox lucius* L.) na przykładzie wybranych zbiorników zaporowych południowej Polski – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 43-54.
- Vehanen T. 1997 – Fish and fisheries in large regulated peaking-power river reservoirs in northern Finland, with special reference to the efficiency of brown trout and rainbow trout stocking. Regulated Rivers – Research and Management 13(1): 1-11.
- Quintana X.D., Arim M., Badosa A., Blanco J.M., Boix D., Brucet S., Compte J., Egozcue J.J., de Eyto E., Gaedke U., Gascón S., Gil de Sola L., Irvine K., Jeppesen E., Lauridsen T.L., López-Flores R., Mehner T., Romo S., Søndergaard M. 2015 – Predation and competition effects on the size diversity of aquatic communities – Aquatic Sciences 77(1): 45-57.



Białe żagle, szmaragdowa toń

2022

Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2021 roku

Marek Trella, Arkadiusz Wołos

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wprowadzenie

W Polsce turystyka wędkarska jest elementem coraz częściej spotykanym w ofertach wypoczynku w obiektach turystycznych położonych blisko wody, czyli nad jeziorami, rzekami, morzem czy też zbiornikami zaporowymi, ale jest najczęściej dodatkiem do innych ofert (Czerniejewski i in. 2015, Trella i Mickiewicz 2016). Przyjmuje się, że w Polsce w miarę aktywnie wędkuje od 1 do 1,5 mln osób (Wołos 2006), dlatego dziwi fakt, że sama turystyka wędkarska nie stanowi w Polsce samodzielnej oferty w skali makro (np. regionów), jak ma to miejsce na przykład w krajach skandynawskich (Trella 2022). W skali mikro, czyli pojedynczych obiektów turystycznych, widzimy od kilkunastu już lat ożywienie w tej kwestii (Trella i Mickiewicz 2016). Analiza presji i połowów wędkarskich przeprowadzona na danych z sześciu wytypowanych gospodarstw rybackich reprezentujących trzy wyróżnione regiony jeziorowe („Mazury”, „Pomorze” i „Wielkopolska” - metodyka podziału gospodarstw na regiony jest szczegółowo wyjaśniona w rozdziale na temat gospodarki zarybieniowej) pozwoliła na scharakteryzowanie m.in. sezonowości presji wędkarskiej, podstawowych parametrów cechujących badanych wędkarzy, wielkości i struktury gatunkowej odłowów wędkarskich oraz opracowanie rankingu najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb w 2021 roku.

W niniejszym, dotyczącym 2021 roku opracowaniu, przedstawiono wyniki badań ankietowych wędkarzy łowiących ryby w jeziorach użytkowanych przez sześć gospodarstw; gospodarstwa te były badane w poprzednich badaniach, dlatego możliwe było porównanie wyników po upływie dziesięciu lat, a w kwestii preferencji wędkarskich porównano wyniki z poprzednim sezonem.

Materiały i metodyka

Badania ankietowe wędkarzy przeprowadzono w następujących gospodarstwach rybackich:

- Gospodarstwo Rybackie Augustów (zwane dalej umownie Gospodarstwo „Augustów”),
- Gospodarstwo Rybackie Bogucin Sp.z o.o. (Gospodarstwo „Bogucin”),
- Gospodarstwo Jeziorowe Sp. z o.o. w Ełku (Gospodarstwo „Ełk”),
- Gospodarstwo Rybackie Sp. z o.o. w Mrągowie (Gospodarstwo „Mrągowo”),
- Gospodarstwo Rybacko-Wędkarskie Rurzyca (Gospodarstwo „Rurzyca”),
- Przedsiębiorstwo Rybackie Złocieniec Sp. z o.o. (Gospodarstwo „Złocieniec”).

Wytypowane gospodarstwa reprezentują trzy wyodrębnione regiony jeziorowe naszego kraju, a mianowicie „Mazury”, „Pomorze” i „Wielkopolskę”. Ogółem zebrano i poddano analizie 369 kwestionariuszy ankietowych, czyli niewiele mniej niż w roku poprzednim, zawierających m.in. pytania dotyczące liczby dni wędkowania w sezonie 2021, masy odłowów poszczególnych gatunków ryb, a także najbardziej preferowanych przez wędkarzy taksonów.

Dla każdego gospodarstwa i dla całego zbioru ankiet obliczono następujące parametry:

- całkowitą liczbę dni wędkowania,
- średnią liczbę dni wędkowania na 1 wędkarza,
- całkowity odłów ryb,
- średni odłów roczny na 1 wędkarza,
- średni odłów dzienny na 1 wędkarza,
- strukturę gatunkową odłowów wędkarskich.

Ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb opracowano przy zastosowaniu metody skali rang. Gatunkom wymienionym przez wędkarzy na 1 miejscu przyznano 3 punkty, wymienionym na drugim miejscu 2 punkty, a na miejscu trzecim 1 punkt. Następnie zsumowano liczbę punktów przypadających na każdy gatunek, a w końcowym etapie obliczono procentowy udział każdego gatunku w całkowitej sumie punktów przyznanych wszystkim gatunkom.

Analizie porównawczej poddano najważniejsze czynniki określające stan wędkarstwa. Miała ona na celu ukazanie zmian, jakie zaszły w wędkarstwie w badanych regionach w latach 2011 i 2021, szczególnie iż rok ubiegły, podobnie jak 2020, należy uznać jako wysoce nietypowy ze względu sytuację epidemiologiczną związaną z koronawirusem SARS-CoV-2 wywołującym zachorowanie na COVID-19, z której powodu wprowa-

dzono liczne obostrzenia dla obywateli, w tym tzw. lockdown, który miał duży wpływ na wiele sfer życia i całą krajową gospodarkę.

Podstawowe parametry charakteryzujące presję i odłowy wędkarskie

Średnia liczba dni wędkowania na 1 wędkarza w całej badanej próbie wyniosła 39,3 dni, mieszcząc się w przedziale od 12,8 dni (Gospodarstwo „Rurzyca”) do 64,4 dni (Gospodarstwo „Augustów”), a wielkość ta była o tylko nieco niższa niż w roku 2011 (tab. 1). W ciągu całego roku 2021 badani wędkarze odłowili łącznie 16707 kg ryb, co w przeliczeniu na 1 wędkarza dało wskaźnik 47,8 kg ryb, przy wahaniach od 27,1 kg (Gospodarstwo „Rurzyca”) do 69,8 kg (Gospodarstwo „Augustów”); wielkość tego wskaźnika była o 20,7% wyższa niż w roku 2011. Średni odłów dzienny na 1 wędkarza wyniósł w całym badanym zbiorze 1,36 kg, czyli był nieznacznie wyższy niż w roku 2011. Wskaźnik ten podobnie jak w 2011 roku wykazywał dość wyraźne różnice – od 0,88 kg w Gospodarstwie „Złocieniec” do 2,12 kg w Gospodarstwie „Rurzyca” (tab. 2). Warto odnotować, że w Gospodarstwach „Augustów”, „Ełk” i „Złocieniec” mimo mniejszej liczby ankietowanych zaobserwowano wzrost wskaźników i parametrów wędkarskich, dlatego mimo spadków w pozostałych gospodarstwach, średnie nie różniły się tak znacząco.

TABELA 1

Podstawowe parametry charakteryzujące badanych wędkarzy 6 gospodarstw rybackich w 2011 i 2021 roku.

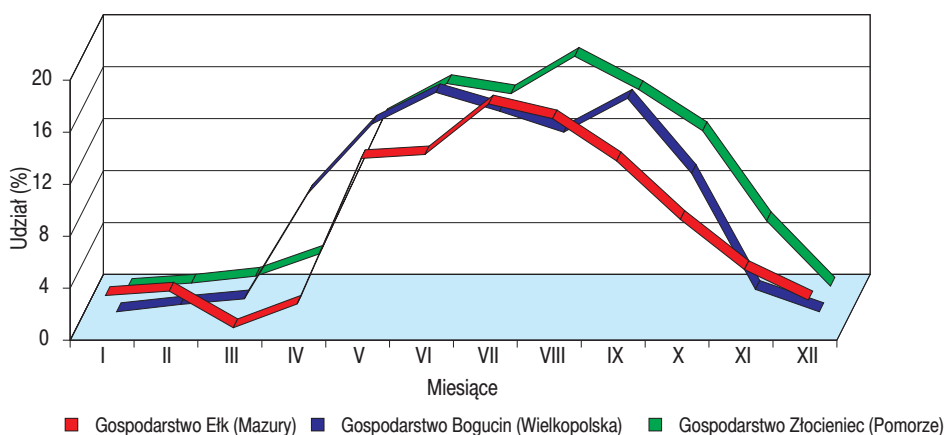
Gospodarstwo	Liczba ankietowanych wędkarzy		Całkowita liczba dni wędkowania		Średnia liczba dni wędkowania na 1 wędkarza	
	2011	2021	2011	2021	2011	2021
„Augustów”	58	45	2341	2897	40,4	64,4
„Bogucin”	47	31	2228	1108	47,4	35,7
„Ełk”	82	63	2611	2902	31,8	46,1
„Mrągowo”	100	77	3284	2385	32,8	31,0
„Rurzyca”	96	83	1410	1059	14,7	12,8
„Złocieniec”	88	70	2761	3219	31,4	46,0
RAZEM	471	369	14635	13570	39,7	39,3

Do zobrazowania sezonowości presji wędkarskiej posłużyły wyniki uzyskane dla 3 gospodarstw reprezentujących 3 makroregiony: Mazury, Wielkopolska, Pomorze, czyli

TABELA 2

Odłowy wędkarskie w jeziorach 6 gospodarstw rybackich w 2011 i 2021 roku (N = 471, N= 369).

Gospodarstwo	Odłów					
	Ogółem (kg)		Średni odłów roczny na 1 wędkarza (kg)		Średni odłów dzienny na 1 wędkarza (kg)	
Rok	2011	2021	2011	2021	2011	2021
„Augustów”	2643	3139	45,6	69,8	1,13	1,08
„Bogucin”	2102	1535	44,7	49,5	0,94	1,39
„Ełk”	3737	3371	45,6	53,5	1,43	1,16
„Mrągowo”	2598	3589	26,0	46,6	0,79	1,50
„Rurzyca”	3513	2246	36,6	27,1	2,49	2,12
„Złocieniec”	3464	2827	39,4	40,4	1,25	0,88
RAZEM	18057	16707	39,6	47,8	1,34	1,36



Rys. 1. Rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach w gospodarstwach „Ełk”, „Bogucin” oraz „Złocieniec”.

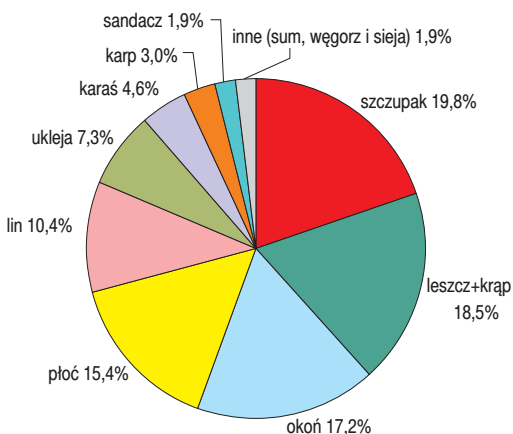
gospodarstwa „Ełk”, „Bogucin” i „Złocieniec”. Rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach roku 2021 był w przypadku trzech gospodarstw nieco odmienny (rys. 1).

Wskazuje on na znaczną sezonowość wędkowania, bowiem presja wędkarska w badanych regionach skoncentrowana była na pięciu miesiącach (maj – wrzesień), na które przypadało 77,6% dni wędkowania w Gospodarstwie „Złocieniec”, 77,0% w przypadku Gospodarstwa „Bogucin”, gdzie tylko nieznaczna część presji przypadała na miesiące zimowe (styczeń i grudzień równa zero). W Gospodarstwie „Ełk” presja skoncentrowana była również w 5 miesiącach (maj – wrzesień), na które przypadało 74,8% dni wędkowania, natomiast w miesiącach styczeń – marzec i grudzień, gdzie rok temu presja wędkarska była równa zero, w tym sezonie była bardziej równomierna od 0,5% (marzec) do 3,2% (luty), co może świadczyć o polepszeniu się warunków wędkowania w tych miesiącach.

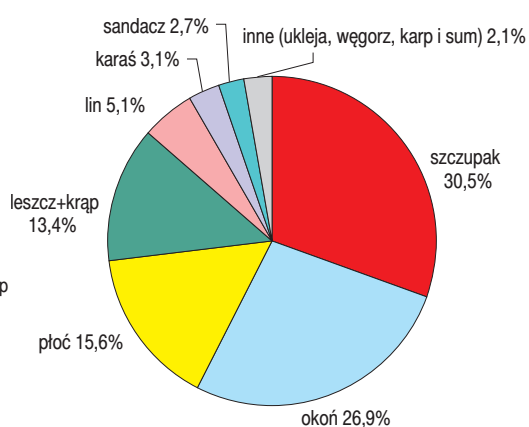
Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich

Uzyskane wyniki badań ankietowych pozwoliły na określenie struktury gatunkowej odłowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez sześć rozpatrywanych gospodarstw rybackich.

Na strukturę gatunkową odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Augustów” złożyło się 13 taksonów ryb (rys. 2). Drapieżniki reprezentowane były głównie przez szczupaka (19,8%) oraz okonia (17,2%), a w mniejszych ilościach węgorza, sandacza i suma. Łącznie gatunki drapieżne stanowiły 40,6% odłowów wędkarskich, czyli o 7,3 punktu procentowego mniej niż w 2011 roku. Udziały pospolitych gatunków karpiowatych były wyższe niż w roku 2011, wynosiły w przypadku leszcza i krąpia łącznie 18,5%, a płoci 15,4%. Odłow lina osiągnęły poziom 10,4%, ukleji 7,3%, karaśa 4,6%, karpia 3,0%, natomiast rzadko wymieniano sandacza (1,9%), a sporadycznie węgorza i suma. Warto też wspomnieć o siei, której niewielki odłów wyniósł 0,25%.

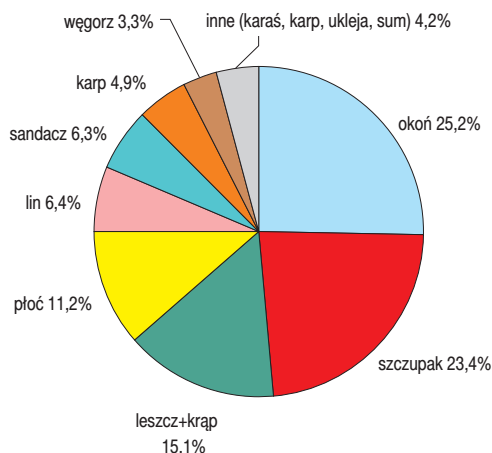


Rys. 2. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Augustów”.

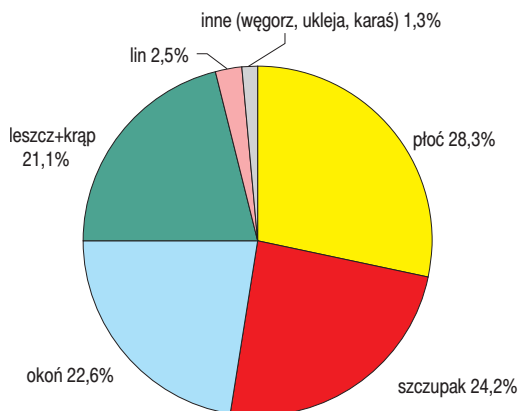


Rys. 3. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Etk”.

W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Etk” (rys. 3) zwraca uwagę wysoki udział dwóch podstawowych gatunków drapieżnych – szczupaka i okonia, których udziały wynosiły odpowiednio 30,5% i 26,9%, zaś dużo mniejszy był udział sandacza (2,7%). Łączny udział drapieżników (włączając węgorza i suma) osiągnął aż 61,7% całkowitej masy odłowów wędkarskich, czyli był wyższy o 7,3 punktu procentowego niż w roku 2011. Kolejne miejsca zajęły pospolite gatunki karpioвате – płoi oraz leszcz i krąp, których łączny odsetek wyniósł 29,0%, czyli był o 8,4 punktu pro-



Rys. 4. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Mrągowo”.



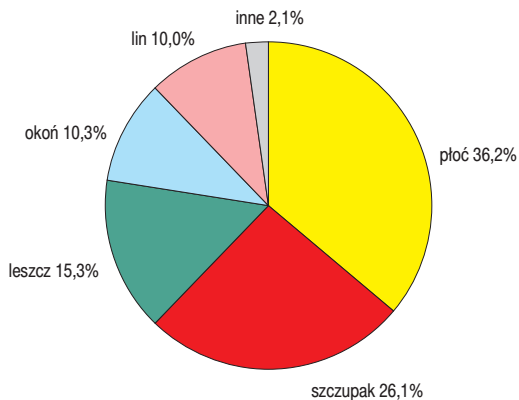
Rys. 5. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Złocieniec”.

centowego mniejszy niż w roku 2011. Z pozostałych łowionych gatunków warto odnotować 5,1-procentowy udział lina i 3,1-procentowy udział karasia.

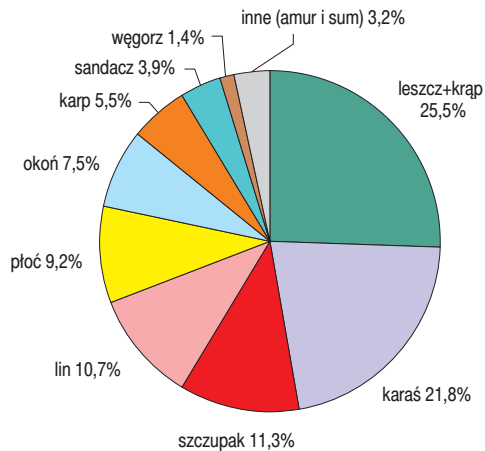
Struktura odłowów z jezior Gospodarstwa „Mrągowo” (rys. 4) była zróżnicowana i składała się na nią 12 gatunków. Najwięcej łowiono drapieżników – okonia 25,2% i szczupaka 23,4%, a sumując z sandaczem (6,3%), węgorzem (3,3%) i sumem (1,9%) stanowiły one aż 60,2%, co oznacza mały spadek o 1,3 punktu procentowego względem roku 2011. Udział pospolitych gatunków karpiowatych stanowił znacznie mniejszy odsetek, wynoszący 26,3%, czyli o 2,8 punktu procentowego mniej niż w roku 2011. Najwięcej z karpiowatych łowiono leszcza z krapiem (15,1%), płoci (11,2%), a mniej lina (6,4%), natomiast pozostałe gatunki wystąpiły w odłowach rzadko stanowiąc zaledwie 4,2% udziału.

W odróżnieniu od wcześniej omawianych gospodarstw na strukturę gatunkową odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Złocieniec” złożyło się zaledwie 9 taksonów ryb. Przeważała płóc – 28,3% oraz gatunki drapieżne, tj. szczupak i okoń, które stanowiły łącznie 46,8% całkowitej masy złowionych przez wędkarzy ryb, czyli o 8,1 punktu procentowego więcej niż w roku 2011. Udział węgorza wyniósł zaledwie 0,5%. Leszcz z krapiem stanowiły odpowiednio 21,1%, a odłów lina wyniósł 2,5%. Niewielkimi udziałami charakteryzowały się pozostałe łowione gatunki, czyli ukleja i karaś.

Struktura odłowów wędkarskich z jezior Gospodarstwa „Rurzyca” (rys. 6) była zdominowana przez pospolite gatunki karpioвате, które łącznie stanowiły 51,5% całkowitej masy złowionych ryb (czyli nieco mniej niż w roku 2011), z czego aż 36,2% przypadało na płóc. Udział szczupaka wynosił 26,1%, okonia 10,3%, lina 10,0%, a wśród innych łowionych gatunków wystąpiły wzdregą, ukleja i karaś. Porównując dane z rokiem 2011 widać, że zwiększył się procentowy udział szczupaka i lina, a zmniejszył się znacznie udział okonia.



Rys. 6. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Rurzyca”.

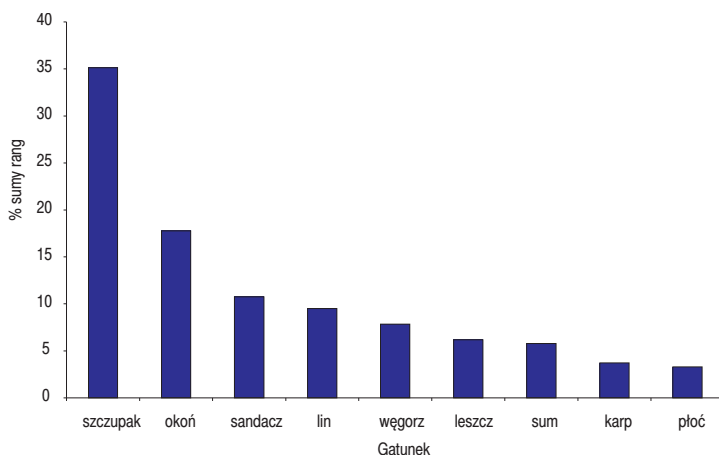


Rys. 7. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Bogucin”.

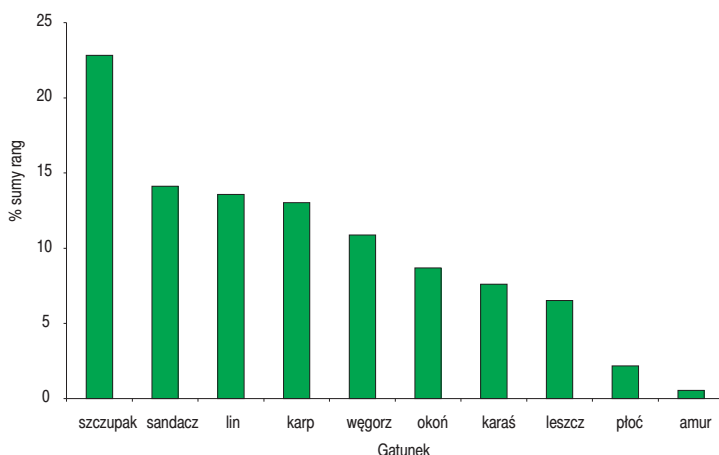
W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Bogucin” (rys. 7) udział pospolitych gatunków karpiowatych – leszcza, krapia i płoci, łącznie wynosił 35,2% odłowów, czyli aż 21,0 punktów procentowych mniej niż w roku 2011. Udział karaś również był wysoki i wyniósł aż 21,8%, gdzie 10 lat temu karaś stanowił zaledwie 7% odłowu. Trzy podstawowe gatunki drapieżne – szczupak, okoń i sandacz, stanowiły odpowiednio 11,3%, 7,5% oraz 3,9%, zaś łączny udział drapieżników (włączając 1,4% węgorza i 0,5% suma) osiągnął 25,0% całkowitej masy odłowów wędkarskich, czyli prawie 5 punktów procentowych więcej niż w roku 2011. Z pozostałych łowionych gatunków trzeba wspomnieć o obecności lina (10,7%), karpia i niewielkiej ilości amura (1,1%). Porównując z rokiem 2011 skład gatunkowy odłowów wędkarskich zmienił się na korzyść, gdyż zwiększyły się walory wędkarskie łowisk jeziorowych.

Gatunki ryb preferowane przez wędkarzy

Do określenia wędkarskich preferencji w stosunku do poszczególnych gatunków ryb wybrano, ponownie jak w roku poprzednim, trzy gospodarstwa – „Augustów”, „Bogucin” i „Złocieniec”. W przypadku pierwszego gospodarstwa, reprezentującego region „Mazury”, zdecydowanie najbardziej preferowany szczupak otrzymał 35,1% całkowitej sumy rang (SR) (rys. 8), i jest to wyraźny spadek w porównaniu z rokiem poprzednim. Drugi był okoń (17,8% SR), na kolejnych miejscach z niższymi udziałami w sumie rang - w przedziale od 10,7% do 6,2% znalazły się sandacz (10,7%), lin (9,5%), węgorz (7,9%) i leszcz (6,2%). Na końcu rankingu odnotowano suma, karpia i płoć.



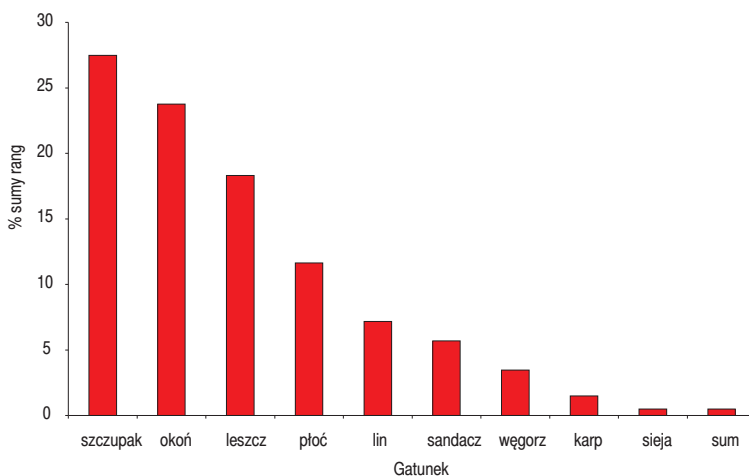
Rys. 8. Gospodarstwo „Augustów” – ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb.



Rys. 9. Gospodarstwo „Bogucin” – ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb.

W przypadku gospodarstwa „Bogucin”, zaliczonego do regionu „Wielkopolska”, na pierwszym miejscu był szczupak, którego udział w sumie rang wynosił 22,8% (rys. 9), co oznacza wyraźną zmianę preferencji, gdyż karp z pierwszego miejsca spadł aż na 4 z udziałem SR na poziomie 13,0%. Kolejne gatunki, które uzyskały powyżej 13% SR to kolejno: sandacz (14,1%) oraz lin (13,6%). Gatunki które zdobyły powyżej 8% SR to węgorz i okoń, natomiast pozostałe gatunki plasowały się niżej w rankingu, czyli kolejno: karaś, leszcz oraz z bardzo słabym wynikiem płoć i amur.

W kwestii ostatniego gospodarstwa, reprezentującego region „Pomorze”, zdecydowanie najbardziej preferowane były gatunki drapieżne (szczupak i okoń), które nie licząc notowanych niżej sandacza (5,7%), węgorza (3,5%) i suma (0,5%), otrzymały łącznie 51,2% całkowitej sumy rang (SR) (rys. 10), w porównaniu z zeszłym rokiem dwa najwa-



Rys. 10. Gospodarstwo „Złocieniec” – ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb.

zniejsze preferowane gatunki zamieniły się miejscami. Z pozostałych gatunków najwięcej punktów otrzymał leszcz (18,3%), który poprawił swój wynik względem zeszłego roku, a na końcu rankingu odnotowano karpia, sieję i suma.

Analizując różnice w preferencjach gatunkowych wędkarzy łowiących ryby w jeziorach trzech gospodarstw, podobnie jak w badaniach za 2011 (Wołos i in. 2013) i 2020 rok (Trella i Wołos 2022), narzucała się jedna istotna uwaga – w przypadku „Bogucina” leżącego w regionie „Wielkopolska” wysoka pozycja karpia w rankingu wędkarskich preferencji, która korespondowała z silniej posuniętym stopniem eutrofizacji jezior i najwyższymi zarybieniami tym gatunkiem wśród trzech wyróżnionych regionów jeziorowych (Wołos i in. 2015), jednak spadek karpia na 4 miejsce w tym rankingu i tak wyraźna przewaga szczupaka, może świadczyć, że systematycznie prowadzone zarybienia szczupakiem czy sandaczem, również przynoszą odpowiedni skutek, który widać w preferencjach wędkarskich. Z kolei w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa „Augustów” i „Złocieniec” zaznaczyła się wyraźna dominacja ryb drapieżnych w rankingu preferencji, która była zgodna z korzystniejszym stanem środowiska w regionach „Mazury” i „Pomorze”. Natomiast wysoka pozycja szczupaka w regionie „Mazury” mogła być m.in. efektem wysokich zarybień jezior regionu tym gatunkiem.

Podsumowanie

W 2021 roku warunki wędkowania różniły się względem roku 2011 i 2020, choć w przypadku średnich badanych parametrów różnice te były mało widoczne. O ile w porównaniu z rokiem 2020 spadek liczby zebranych ankiet nie jest specjalnie zauwa-

żalny, to jednak dekadę temu wybrane gospodarstwa ankietowały ponad 100 wędkarzy więcej. Może mieć to związek z rosnącą niechęcią wędkarzy do wypełniania kolejnych „druczków”, szczególnie, gdy mają powstawać państwowe łowiska z dość niewielką opłatą za wędkowanie. W przypadku gospodarstwa „Złocieniec”, „Etk” i „Augustów” spory spadek liczby wypełnionych ankiet nie wpłynął widocznie na obliczone wskaźniki. W gospodarstwach „Augustów” i „Mrągowo” zanotowano nawet większy odłów całkowity niż w roku 2011.

Analizując wybrane wskaźniki zauważono spadek średniego odłowu dziennego na 1 wędkarza w gospodarstwach „Etk”, „Rurzyca” i „Złocieniec”, natomiast wskaźnik ten wyraźnie wzrósł w gospodarstwach „Bogucin” i „Mrągowo”. Struktury gatunkowe odłowów wędkarskich w jeziorach rozpatrywanych gospodarstw rybackich wykazały znaczne zróżnicowanie, podobnie jak to miało miejsce w 2011 roku. Zdecydowanie największe udziały gatunków drapieżnych były charakterystyczne dla jezior gospodarstw „Złocieniec”, „Mrągowo”, „Etk” i „Augustów”, gdzie w porównaniu z rokiem 2011 zauważono wzrost odłowu tych gatunków, co pośrednio wskazuje na najbardziej korzystny stan środowiska jezior użytkowanych przez te gospodarstwa, a także na intensywnie prowadzone zabiegi zarybiania szczupakiem. Znaczny udział szczupaka w odłowach wędkarskich może także potwierdzać wysoką efektywność zarybień, co zostało już udokumentowane w badaniach Mickiewicza i Trelli (2019), gdzie analizy oparto jedynie na wielkościach odłowów rybackich i wykazano wysoką skuteczność zarybień szczupakiem w akwenach Pojezierza Eckiego, na których gospodarkę rybacką prowadzi Gospodarstwo „Etk”. Wysoką efektywność zarybień szczupakiem potwierdzają także badania prowadzone w zbiornikach zaporowych, na których gospodarkę wędkarską prowadzi Okręg PZW w Katowicach (Trella i Wołos 2021c). Warto odnotować, że zarybienia w gospodarstwie „Etk” prowadzono w celu zrównoważenia dużej presji wędkarskiej, prowadzonych systematycznie odłowów komercyjnych oraz bardzo wysokiej presji kormorana *Phalacrocorax carbo* (L.) na ichtiofaunę. Wyniki badań dotyczących gospodarki zarybieniowej szczupakiem pokazały, że zarybienia przyczyniają się do stabilizowania populacji szczupaka narażonej na wysoką presję naturalną i antropogeniczną (Trella i Wołos 2021a). Zdecydowanie najniższe odsetki gatunków drapieżnych charakteryzowały odłowu uzyskane przez wędkarzy w jeziorach gospodarstw regionu „Wielkopolska”. Jest rzeczą zrozumiałą, że przy niskich udziałach drapieżników zdecydowanie więcej łowiono pospolitych gatunków karpiowatych – leszcza, płoci i krąpia, co świadczy o posuniętym procesie eutrofizacji jezior użytkowanych przez gospodarstwa z tego regionu (Wołos i in. 2015).

Podobnie jak w poprzednim roku, niechęć wędkarzy do wypełniania ankiet mogła wynikać również z sytuacji epidemiologicznej na terenie Polski, związana z koronawirusem. Mogła ona mieć pośredni wpływ na mniejszą niż w poprzednich badanych latach liczbę

wypełnionych poprawnie ankiet wędkarskich, ale jak widać w analizach nie wpłynęła ona drastycznie na efekty połowów wędkarskich. Trzeba w tym miejscu koniecznie podkreślić, że przytoczone wyniki badań nad wędkarskimi połowami, przy zastosowaniu dobrowolnej ankietyzacji, mogą mieć tylko charakter szacunkowy, co wynika z zalet, i wad stosowanych metod badawczych (Trella i Wołos 2021b). Mimo to zwrot ankiet można określić jako zadowalający, gdyż możliwa była dokładna analiza statystyczna otrzymanych danych, a uzyskane wyniki w dużej części pokrywały się z danymi z wieloletnich badań.

Badania przeprowadzono w ramach tematu statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Literatura

- Czerniejewski, P., Wawrzyniak, W., Brocki, W. 2015 - Presja połowów rekreacyjnych na wybrane jeziora w północno-zachodniej Polsce - Europa Regionum, 24: 75-84.
- Trella, M., Mickiewicz, M. 2016 - Recreational fisheries pressure in the Polish waters of the Vistula Lagoon and considerations of its potential impact on the development of regional tourism - Archives of Polish Fisheries, 24: 231-242.
- Mickiewicz M., Trella M. 2019 - Economic effectiveness of pike (*Esox lucius* L.) stocking based on the example of selected lakes in East European Plain with consideration of their natural conditions - Fisheries & Aquatic Life, 27(3): 136-148.
- Trella, M., Wołos, A. 2021a - Wielkość i wartość odłowów gospodarczych oraz zarybień szczupakiem (*Esox lucius*) wód obwodów rybackich w latach 2005-2019 - W: Akwakultura jako narzędzie ochrony ichtiofauny (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, Wyd. IRS, Olsztyn: 175-189.
- Trella, M., Wołos, A. 2021b - Size and selected characteristics of northern pike (*Esox lucius* L.) commercial and angling catches in Polish inland waters over the long term - Fisheries Aquatic & Life 29: 108-123.
- Trella, M., Wołos A. 2021c - Ocena efektywności zarybień szczupakiem (*Esox lucius* L.) na przykładzie wybranych zbiorników zaporowych południowej Polski - W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 43-54.
- Trella, M., Wołos, A. 2022 - Charakterystyka presji i połowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2020 roku – Komun. Ryb. 1: 26-31.
- Trella, M. 2022 - Wpływ zmian klimatycznych i gospodarki zarybieniowej na efektywność gospodarki rybackiej na podstawie informacji uzyskanych od rybackich użytkowników wód - Praca doktorska. IRS, Olsztyn (maszynopis): 229 s.
- Wołos, A. 2006 - Społeczne, ekonomiczne i ekologiczne znaczenie wędkarstwa - W: Rybactwo Wędkarstwo Ekorozwój (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 57-71.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Trella M. 2013 – Charakterystyka presji i połowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2011 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 93-102.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Trella M. 2015 – Charakterystyka presji i połowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2013 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 159-171.



Spokojne żeglowanie na Śniardwach

2022

Zmiany klimatyczne i ich wpływ na gospodarkę rybacką i wędkarską prowadzoną w zbiornikach zaporowych

Marek Trella, Arkadiusz Wotos, Tomasz Czerwiński

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Łączna powierzchnia zbiorników zaporowych w Polsce dekadę temu wynosiła około 60 tys. ha, ich liczba 140, a łączna pojemność 3522 mln m³ (Małecki i Pokładek 2010). W większości są to akwenty o niedużej powierzchni, a tylko 15 zbiorników przekracza areał 1000 ha (Czerwiński 2014a). Obecnie w Polsce znajduje się 69 zbiorników o pojemności powyżej 5 mln m³ oraz 31 zbiorników o pojemności od 1 do 5 mln m³, które łącznie mogą zgromadzić blisko 4 mld m³ wody, jednak stanowi to zaledwie 6% średniego rocznego spływu rzek polskich (Pieron i in. 2021).

Do priorytetowych funkcji zbiorników zaporowych zaliczamy: retencję wody, przeciwdziałanie powodziom, gromadzenie wody pitnej, przemysłowej oraz na potrzeby rolnictwa, energetyki, rekreacji, wędkarstwa i gospodarki rybackiej (Jaguś 2018). W Polsce praktycznie na wszystkich zbiornikach zaporowych prowadzona jest gospodarka wędkarska, a tylko w nielicznych prowadzi się połowy komercyjne (Czerwiński 2014a). Mimo wielu podobieństw, te sztuczne akwenty nie są porównywalne z naturalnymi jeziorami i wymagają bardziej kompleksowego podejścia w kwestii zarządzania (Launois i in. 2011, Blabolil i in. 2016, Jankowski 2017).

Zakład Bioekonomiki Rybactwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego od lat prowadzi badania dotyczące rybactwa i wędkarstwa na zbiornikach zaporowych (Falkowski i Wiśniewolski 2003, Falkowski i Erdmański 2005, Falkowski 2007, 2008, Czerwiński 2014a, 2014b, 2018, Trella i in. 2019, Trella 2022). Podstawą ich realizacji jest coroczna analiza informacji uzyskanych od reprezentatywnej próby podmiotów uprawnionych do rybacz-

kiego użytkowania zbiorników zaporowych w Polsce pod kątem wielkości odłowów ryb towarowych i wędkarskich, wielkości, struktury i wartości zarybień oraz uwarunkowań prowadzenia gospodarki rybackiej w aspekcie utrzymania jego zrównoważonego rozwoju (Czerwiński 2014a). Jednak następujące w ostatnich latach na całym świecie zmiany klimatyczne wymusiły na naukowcach zajmujących się szeroko pojętym gospodarowaniem wodami (Arlinghaus i in. 2015, Cooke i in. 2015, Hunt i in. 2016, Kaczkowski i in. 2019), aby do badań na zbiornikach zaporowych dodać nowy aspekt badawczy, tj. wpływ ww zmian na prowadzoną gospodarke rybacką (Trella 2022).

Celem pracy było przedstawienie i omówienie wyników badań ankietowych rybackich użytkowników zbiorników zaporowych, w celu określenia uwarunkowań prowadzenia gospodarki rybackiej i wędkarskiej, związanych z zachodzącymi zmianami klimatycznymi.

Materiały i metody

Analizy przeprowadzono w oparciu o zebrane w 2019 r. ankiety, które wysłano do użytkowników rybackich, którzy prowadzą gospodarke wędkarską i rybacko-wędkarską w zbiornikach zaporowych. Ogółem zebrano i poddano analizie kwestionariusze uzyskane od 18 podmiotów (w tym 16 okręgów Polskiego Związku Wędkarskiego), które dotyczyły w sumie 30 zbiorników o łącznej powierzchni 29665 ha (tab. 1), co stanowi 49% całkowitego arealu tej grupy akwenów w Polsce.

Na podstawie odpowiedzi uzyskanych w ankietach zdefiniowano i poddano analizie następujące kwestie dotyczące uwarunkowań prowadzenia gospodarki rybackiej w zbiornikach zaporowych:

- wpływu zbiornika zaporowego na migracje ryb,
- wpływu zmian klimatu na przeżywalność wylęgu, narybku oraz ryb dorosłych,
- wpływu zmian klimatu na efekty tarła wybranych gatunków ryb,
- wpływu zmian klimatu na wybrane parametry hydrologiczne i biologiczne zbiornika,
- możliwości stosowania i efektywności rybackich narzędzi połowowych,
- wpływu zmian klimatu na długość sezonu wędkarskiego,
- wielkości połowu wędkarskiego i rybackiego poszczególnych gatunków ryb,
- pozytywnych zjawisk związanych ze zmianami klimatycznymi.

W pytaniach, gdzie można było określić skalę wpływu (tzw. skala Linkerta), wyrażona ona była w przedziale od 0 do 5, gdzie 0 to brak wpływu, 1 – bardzo mały wpływ, 2 – mały wpływ, 3 – średni wpływ, 4 – wysoki wpływ, 5 – bardzo wysoki wpływ. W pytaniach rangowych, dokonano analizy przyznanych punktów w zależności od odpowiedzi uzyskanych w ankietach, tworząc rozkład procentowy przyznanych punktów wg wybranego stopnia wpływu. Stworzono także zestawienie zbiorcze z danymi statystycznymi: suma

TABELA 1

Ogólne dane o badanych zbiornikach zaporowych (PZW – Polski Związek Wędkarski)

Zbiornik zaporowy	Uprawniony do rybactwa	Powierzchnia [ha]
Włocławek	PZW Mazowiecki	7911
Zegrze	PZW Mazowiecki	3852
Siemianówka	PZW Białystok	3253
Porąbka	PZW Bielsko Biąta	386
Tresna	PZW Bielsko Biąta	1020
Nowomiejski	PZW Ciechanów	28
Ruda	PZW Ciechanów	24
Bielkowo	PZW Gdańsk	54
Zalew Błedzewski	PZW Gorzów	80
Dzieńkowice	PZW Katowice	712
Kozłowa Góra	PZW Katowice	527
Przeczycze	PZW Katowice	431
Rybnik	PZW Katowice	398
Przykona	PZW Konin	120
Słupca	PZW Konin	266
Słup	PZW Legnica	292
Turawa	PZW Opole	1782
Cieszanowice	PZW Piotrków Trybunalski	217
Drzewica	PZW Piotrków Trybunalski	100
Miedzna	PZW Piotrków Trybunalski	180
Sulejów	PZW Piotrków Trybunalski	1960
Joachimów-Ziemiary	PZW Skierniewice	36
Lisowo	PZW Szczecin	175
Rejowice	PZW Szczecin	75
Sicina	PZW Szczecin	31
Topola/Kozielno	PZW Wałbrzych	545
Mietków	PZW Wrocław	807
Nielisz	PZW Zamość	834
Dobczyce	Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Krakowie (Wody Polskie)	970
Goczałkowice	Górnosląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów S.A. w Katowicach	2600
Powierzchnia całkowita [ha]	29666	
Średnia powierzchnia [ha]	989	



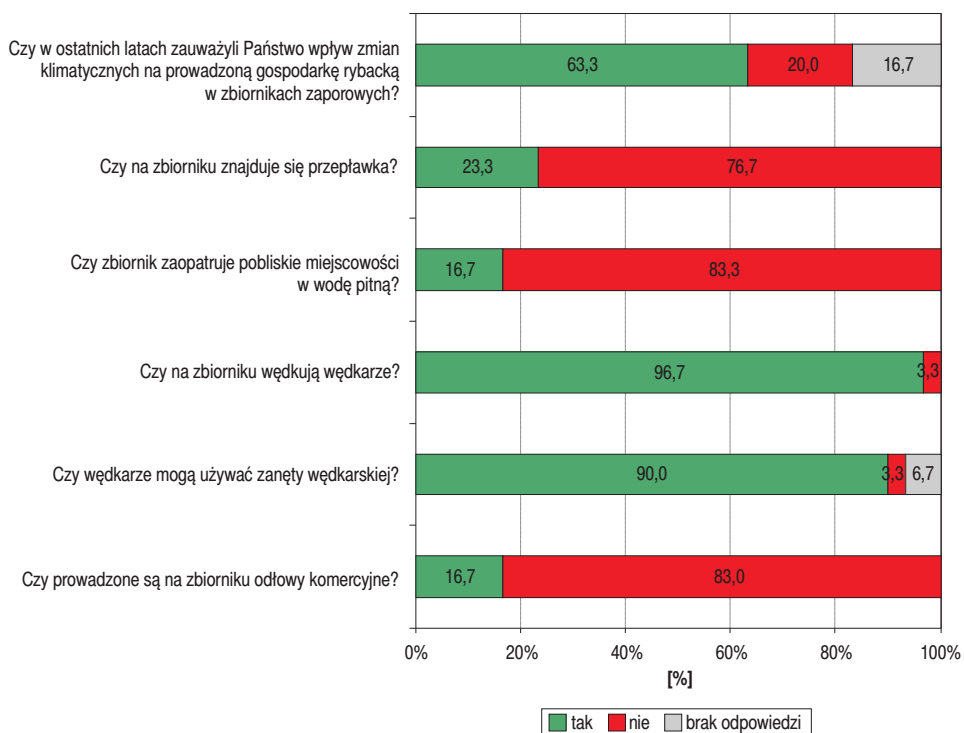
Fot. 1. Zbiornik zaporowy Przeczyce.

rang (SR), średnia (M), odchylenie standardowe (SD), mediana (Me), moda (Mo), aby przedstawić charakterystykę udzielanych odpowiedzi i przyznawanych punktów. Dodatkowo dodano parametr procentowego braku udzielonych odpowiedzi na pytanie zadane w ankiecie (BO).

Poza pytaniami, gdzie do analizy odpowiedzi użyto skali Linkerta, były również pytania ze skalą skróconą, gdzie ankietowany mógł wybrać odpowiedź „tak” lub „nie”; pytania te zostały użyte, aby określić podstawowe informacje na temat zbiornika zaporowego i prowadzonej w nim gospodarki wędkarskiej lub rybacko-wędkarskiej.

Wyniki

Właściciele, managerowie czy zarządcy, którzy prowadzą od lat gospodarkę rybacką na zbiornikach zaporowych, w większości (63,3%) zauważyli w ostatnich latach wpływ zmian klimatycznych. W zdecydowanej większości badanych zbiorników dopuszczono możliwość wędkowania (96,7%) oraz stosowania zanęt (90%); 16,7% zaopatry-



Rys. 1. Rozkład procentowy odpowiedzi na pytania dotyczące gospodarki rybackiej prowadzonej na zbiornikach zaporowych.

wało pobliskie miejscowości w wodę pitną, a na 16,7% prowadzono odłowy komercyjne. Jedynie 23,3% zbiorników posiadało przepławkę dla migrujących ryb (rys. 1). Odpowiedzi respondentów wyraźnie wskazywały (122 pkt. SR), że sam zbiornik bardziej wpływa negatywnie na ichtiofaunę, czyli migracje ryb niż zachodzące zmiany klimatyczne. Dlatego nie dziwi fakt, że na pytanie dotyczące utrudnień w migracji ryb tak wysoki odsetek użytkowników wskazał, że zbiorniki wpływają na nią bardzo istotnie (56,7%) (tab. 2). Natomiast w przypadku pytań dotyczących obniżonej przeżywalności wylęgu i narybku czy też śmiertelności ryb dorosłych związanych ze zmianami klimatycznymi użytkownicy uznali, że wpływ zmian klimatu jest zdecydowanie mniejszy (kolejno SR to 51 i 39 pkt.). Aż 40,7% ankietowanych wskazało, że zbiorniki nie mają żadnego wpływu na śmiertelność ryb dorosłych, 29,6% nie obserwowało żadnego wpływu na stadia młodociane, a pozostali ankietowani zauważyli bardzo mały lub mały wpływ (18,5%). Jedynie w przypadku śmiertelności ryb młodocianych 11,1% ankietowanych uważało, że zmiany klimatyczne mają istotnie wysoki wpływ (tab. 2).

TABELA 2

Charakterystyka odpowiedzi na pytania o wpływ zbiorników zaporowych i zmian klimatu na ichtiofaunę

Zagadnienie	Parametry statystyczne						Rozkład odpowiedzi (%) 0 – brak wpływu, 5 – wysoki wpływ					
	BO	SR	M	SD	Me	Mo	0	1	2	3	4	5
Wpływ zbiornika zaporowego na utrudnianie migracji ryb	0	122	4,1	1,3	5	5	0,0	6,7	6,7	16,7	13,3	56,7
Wpływ zmian klimatu na obniżoną przeżywalność wylęgu i narybku w zbiornikach zaporowych	10	51	1,9	1,7	2	0	29,6	18,5	18,5	11,1	11,1	11,1
Wpływ zmian klimatu na śmiertelność ryb dorosłych w zbiornikach zaporowych	10	39	1,4	1,5	1	0	40,7	18,5	11,1	14,8	14,8	0,0

SR – suma rang, M – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, Mo – moda, BO – procentowy brak udzielonych odpowiedzi na pytanie zadane w ankiecie.

Dokładne zobrazowanie odpowiedzi uzyskanych od uprawnionych do rybactwa prowadzących gospodarkę rybacką na zbiornikach zaporowych wraz z użyciem skali Linkerta (skala rang), dotyczące wpływu zmian klimatycznych na prowadzenie gospodarki rybackiej na zbiornikach zaporowych, przedstawiono w tabeli 3. Zgodnie z odpowiedziami ankietowanych gatunkiem, którego tarło najbardziej narażone jest na zmiany klimatyczne, był szczupak, który zebrał najwięcej, tj. 70 pkt. SR (tylko 20,7% respondentów nie zauważyło ujemnego wpływu). Następne gatunki pod kątem wrażliwości to sandacz i okoń, których wyniki były bardzo zbliżone, a suma rang wyniosła odpowiednio 42 i 40 pkt. SR; jednak w przypadku tych gatunków ponad 34% ankietowanych nie zauważyło żadnego wpływu. Natomiast gatunkami najmniej narażonymi na zmiany klimatyczne były karaś pospolity i leszcz, gdzie większość użytkowników wskazała brak wpływu (44,8%) lub bardzo mały wpływ (41,4%).

Zjawiskiem związanym ze zmianami klimatycznymi, które zdaniem ankietowanych ma największy ujemny wpływ ma prowadzoną gospodarkę, jest dłuższy czas przebywania kormoranów (107 pkt. SR) – 58,6% użytkowników uważa, że ma to bardzo wysoki wpływ, zaś tylko 10,3% ankietowanych nie odnotowało żadnego wpływu (tab. 3). Ocena zjawisk typowo pogodowych, jak rozchwianie klasycznych pór roku i krótszy okres trwałej pokrywy lodowej, była bardzo zbliżona, gdyż zebrały one odpowiednio 85 i 84 pkt. SR (rozkład procentowy odpowiedzi również był bardzo zbliżony). Wzrost temperatury wpływa najmocniej ujemnie na gospodarkę rybacką latem (27,6% ankietowanych, 90 pkt. SR), ale i wiosną wpływ ten jest zauważalny, bowiem 40% ankietowanych zaznaczyło wysoki wpływ (84 pkt. SR). Natomiast jesienią i zimą nie zauważono żadnego istotnego wpływu (odpowiednio 20,7% i 32,1% ankietowanych). Ekstremalne skoki temperatury są widocznym problemem latem, gdzie bardzo wysoki wpływ odnotowano u 31%

TABELA 3

Charakterystyka odpowiedzi dotyczących wpływu zmian klimatycznych na prowadzenie gospodarki rybackiej na zbiornikach zaporowych

	Parametry statystyczne						Rozkład odpowiedzi (%) 0 – brak wpływu, 5 – wysoki wpływ					
	BO	SR	M	SD	Me	Mo	0	1	2	3	4	5
Wpływ zmian klimatu na efekty tarła wybranych gatunków												
Szczupak	3,3	70	2,4	1,6	3	4	20,7	10,3	17,2	13,8	34,5	3,4
Sandacz	3,3	42	1,4	1,5	1	0	34,5	27,6	17,2	3,4	13,8	3,4
Okoń	3,3	40	1,4	1,4	1	0	37,9	17,2	27,6	6,9	6,9	3,4
Lin	3,3	36	1,2	1,6	1	0	41,4	34,5	6,9	3,4	3,4	10,3
Płoc	3,3	32	1,1	1,5	1	0	41,4	37,9	10,3	0,0	0,0	10,3
Sum	3,3	30	1	1,5	0	0	55,2	17,2	10,3	10,3	0,0	6,9
Karaś	3,3	29	1	1,5	1	0	44,8	41,4	3,4	0,0	0,0	10,3
Leszcz	3,3	27	0,9	1,3	1	0	44,8	41,4	3,4	0,0	6,9	3,4
Wpływ zmian klimatu na zjawiska oddziałujące na gospodarkę rybacką												
Dłuższy okres przebywania kormoranów (zwiększona presja na rybostan)	3,3	107	3,8	1,9	5	5	10,3	10,3	6,9	3,4	10,3	58,6
Krótszy okres trwałej pokrywy lodowej	0	85	2,9	1,4	3	4	6,7	13,3	20,0	16,7	36,7	6,7
Rozchwianie klasycznych pór roku	3,3	84	2,9	1,4	3	4	3,4	17,2	20,7	13,8	34,5	10,3
Wzrost temperatury wody												
Wiosna	0	86	2,9	1,5	3	4	10,0	10,0	16,7	16,7	40,0	6,7
Lato	3,3	90	3,1	1,8	4	5	13,8	10,3	10,3	10,3	27,6	27,6
Jesień	3,3	50	1,7	1,4	1	1	20,7	34,5	6,9	31,0	3,4	3,4
Zima	6,6	44	1,6	1,6	1	0	32,1	28,6	10,7	10,7	14,3	3,6
Ekstremalne skoki temperatury wody												
Wiosna	3,3	62	2,1	1,6	2	2	20,7	13,8	27,6	10,3	24,1	3,4
Lato	3,3	87	3	1,9	3	5	13,8	13,8	10,3	13,8	17,2	31,0
Jesień	6,6	51	1,9	1,5	1,5	1	21,4	28,6	10,7	28,6	7,1	3,6
Zima	6,6	40	1,5	1,4	1	1	25,0	46,4	3,6	14,3	7,1	3,6
Wahania poziomu wody												
Wiosna	0	91	3	1,8	3	5	6,7	23,3	10,0	16,7	6,7	36,7
Lato	0	83	2,8	1,8	3	5	16,7	13,3	13,3	13,3	20,0	23,3
Jesień	0	70	2,3	1,9	2	2	23,3	13,3	23,3	10,0	6,7	23,3
Zima	3,3	51	1,8	1,8	1	0	31,0	27,6	13,8	3,4	10,3	13,8
Niski poziom wody												
Wiosna	0	74	2,5	1,7	2	2	16,7	13,3	23,3	20,0	6,7	20,0
Lato	0	87	2,9	2	3,5	5	13,3	23,3	10,0	3,3	13,3	36,7
Jesień	0	74	2,5	1,8	3	0	20,0	16,7	10,0	20,0	16,7	16,7
Zima	3,3	52	1,8	1,7	2	0	31,0	17,2	27,6	3,4	6,9	13,8
Ubytki tlenowe i przyducha												

	Parametry statystyczne						Rozkład odpowiedzi (%) 0 – brak wpływu, 5 – wysoki wpływ					
	BO	SR	M	SD	Me	Mo	0	1	2	3	4	5
Lato	0	71	2,4	1,8	1,5	1	10,0	40,0	3,3	13,3	16,7	16,7
Zima	3,3	45	1,6	2	0	0	51,7	13,8	3,4	0,0	20,7	10,3
Krótszy sezon wędkarski (zmniejszona sprzedaż zezwoleń na wędkowanie)												
Wiosna	3,3	15	0,5	1,2	0	0	75,9	13,8	0,0	6,9	0,0	3,4
Lato	3,3	11	0,4	1	0	0	75,9	20,7	0,0	0,0	0,0	3,4
Jesień	3,3	11	0,4	1	0	0	75,9	20,7	0,0	0,0	0,0	3,4
Zima	3,3	51	1,8	2	1	0	41,4	20,7	3,4	10,3	3,4	20,7
Częstszy zakwit glonów												
Wiosna	0	37	1,2	1,3	1	0	40,0	26,7	6,7	23,3	3,3	0,0
Lato	0	86	2,9	1,8	4	4	13,3	20,0	3,3	10,0	36,7	16,7
Jesień	0	45	1,5	1,4	1	0	33,3	23,3	10,0	26,7	6,7	0,0
Zima	0	9	0,3	1	0	0	83,3	13,3	0,0	0,0	0,0	3,3
Sedymentacja zawiesin (mętność wody)												
Wiosna	23,3	26	1,1	1,3	1	0	43,5	26,1	4,3	26,1	0,0	0,0
Lato	23,3	55	2,4	1,9	3	0	26,1	13,0	4,3	21,7	21,7	13,0
Jesień	23,3	30	1,3	1,4	1	0	39,1	26,1	8,7	17,4	8,7	0,0
Zima	23,3	11	0,5	1,1	0	0	73,9	17,4	4,3	0,0	0,0	4,3
Negatywny wpływ na możliwości stosowana i efektywność rybackich narzędzi połowowych (jeśli prowadzone są połowy)												
Wontony	0	10	1	0,7	1	1	20,0	60,0	20,0	0,0	0,0	0,0
Niewody	30	8	1,1	0,9	1	2	28,6	28,6	42,9	0,0	0,0	0,0
Pułapki	10	11	1,2	1	1	1	22,2	44,4	22,2	11,1	0,0	0,0
Przestawy	30	9	1,3	1,1	1	1	28,6	28,6	28,6	14,3	0,0	0,0
Negatywny wpływ na wielkość połowu wędkarskiego i rybackiego poszczególnych gatunków ryb												
Szczupak	13,3	53	2	1,5	2	3	23,1	15,4	19,2	23,1	15,4	3,8
Sandacz	13,3	40	1,5	1,3	1	1	19,2	38,5	23,1	11,5	3,8	3,8
Okoń	13,3	40	1,5	1,5	1	1	30,8	30,8	7,7	15,4	15,4	0,0
Sum	13,3	31	1,2	1,5	1	0	46,2	23,1	11,5	11,5	0,0	7,7
Leszcz	13,3	26	1	1,4	0	0	53,8	19,2	15,4	0,0	7,7	3,8
Jaź	20	25	1	1,2	1	1	33,3	54,2	0,0	0,0	12,5	0,0
Lin	13,3	24	0,9	1,1	1	0	42,3	34,6	19,2	0,0	0,0	3,8
Karaś	13,3	22	0,8	0,8	1	1	34,6	53,8	3,8	7,7	0,0	0,0
Kleń	20	21	0,9	1,2	1	0	45,8	33,3	16,7	0,0	0,0	4,2
Płoć	13,3	19	0,7	0,8	0,5	0	50,0	26,9	23,1	0,0	0,0	0,0
Negatywny wpływ na efektywność tarła i podchowu w warunkach kontrolowanych												
Szczupak	40	38	2,1	1,6	2	0	22,2	16,7	16,7	22,2	16,7	5,6
Sandacz	43,3	37	2,2	1,6	2	0	23,5	11,8	17,6	23,5	17,6	5,9
Sum	40	35	1,9	1,7	2	0	27,8	16,7	16,7	22,2	5,6	11,1
Jaź	40	22	1,2	1,2	1	0	33,3	33,3	16,7	11,1	5,6	0,0

SR – suma rang, M – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, Mo – moda, BO – procentowy brak udzielonych odpowiedzi na pytanie zadane w ankiecie.

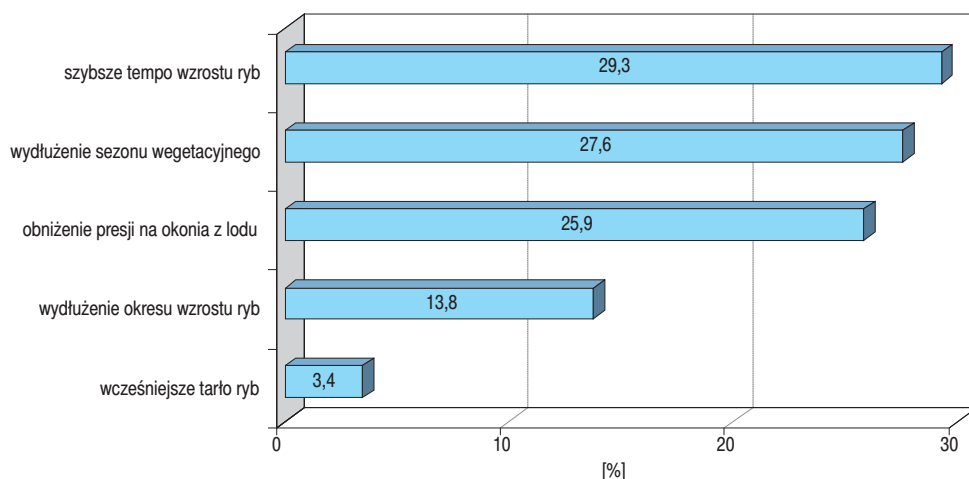
ankietowanych (87 pkt. SR). Wiosną wpływ ten jest umiarkowany (62 pkt. SR), natomiast brak i mały wpływ znacznie przeważają jesienią i zimą.

Z informacji uzyskanych z ankiet widać było wyraźnie, że niskie stany wód najbardziej niekorzystne są latem, gdzie 36,7% ankietowanych zaznaczyło bardzo wysoki wpływ (87 pkt. SR) (tab. 3). Wiosną i jesienią niskie stany wód również są pewnym problemem, a tylko zimą obniża się wpływ tego zjawiska na gospodarkę rybacką. Wahania poziomu wody są największym problemem wiosną, o czym świadczy 36,7% odpowiedzi mówiących o bardzo wysokim wpływie (91 pkt. SR), zaś latem i jesienią 23,3% ankietowanych zaznaczyło bardzo wysoki wpływ (odpowiednio 83 i 70 pkt. SR). Przyduchy i ubytki tlenowe zostały ograniczone do lata i zimy, jednak jak widać z uzyskanych odpowiedzi, latem wpływ ten jest o wiele większy (71 pkt. SR), natomiast ponad połowa ankietowanych nie widzi żadnego ujemnego wpływu zimą (45 pkt. SR).

Dużym zaskoczeniem była informacja dotycząca kwestii, jak zmiana klimatu wpływa na skrócenie sezonu wędkarskiego, gdyż problem ten widoczny jest tylko zimą i prawdopodobnie ma związek z krótszym okresem obecności pokrywy lodowej – 20,7% użytkowników wskazało, że wpływ ten jest bardzo wysoki (51 pkt. SR), choć 41,4% nie zaobserwowało żadnego wpływu nawet zimą (tab. 3). W przypadku pytań dotyczących wpływu zmian klimatu na jakość wody, czyli na występowanie zakwitów i zmętnienia, nie było zaskoczeniem, że najwięcej ankietowanych wybrało miesiące letnie (odpowiednio 86 i 55 pkt. SR), a ponad 80% nie zauważyło takiego wpływu porą zimową.

Ankietowane podmioty gospodarcze zadeklarowały, iż tylko w 5 na 30 użytkowanych zbiorników (16,7%) prowadzi się rybackie odłowy komercyjne (rys. 1), chociaż stanowią one łącznie aż 63% całkowitej powierzchni objętej badaniami (tab. 1). Respondenci, którzy prowadzą odłowy narzędziami rybackimi, nie odnotowali specjalnie negatywnego wpływu zmian klimatycznych na możliwość stosowania i efektywność narzędzi połowowych. Z danych ankietowych wynika, że bardziej odporne na zmiany spowodowane klimatem jest stosowanie wontonów i niewodów, a problem, choć niewielki pojawia się przy używaniu przestaw i narzędzi pułapkowych (tab. 3).

Największy negatywny wpływ zmian klimatu na wielkość połowu wędkarskiego i rybackiego dotyczył szczupaka (53 pkt. SR) oraz sandacza i okonia (po 40 pkt. SR). Pozostałe gatunki, poza sumem, nie zdobyły łącznie 30 pkt. SR, a wielu użytkowników wskazało, że wpływ zmian klimatycznych albo jest niezauważalny, albo bardzo niewielki (tab. 3). Problemy związane z efektywnością tarła i podchowu ryb w warunkach kontrolowanych w wyniku zmian klimatycznych występują u trzech gatunków, tj. szczupaka, sandacza i suma. Wszystkie te gatunki zgromadziły podobną liczbę pkt. SR oraz podobnie rozkładały się odpowiedzi. Dużo mniejszy wpływ zaobserwowali ankietowani w przypad-



Rys. 2. Rozkład odpowiedzi (%) na pytanie o pozytywne zjawiska związane ze zmianami klimatu.

ku jазia (66% ankietowanych uważa, że zmiany klimatyczne nie mają żadnego lub bardzo mały wpływ) (tab. 3).

W pytaniu otwartym, gdzie ankietowani mogli sami wskazać pozytywne aspekty zmian klimatu, najwięcej, tj. 29,3% zwróciło uwagę na szybsze tempo wzrostu ryb (rys. 2). Niewiele mniej, bo 27,6% wskazało, na wydłużenie sezonu wegetacyjnego. Natomiast 25,9% oceniło, że krótszy okres zalegania pokrywy lodowej obniży czas trwania połowów podlodowych, co z kolei zmniejszy presję wędkarską wywieraną na okonia w okresie zimowym. Pozostałe wymienione korzyści to wydłużenie okresu wzrostu ryb (13,8%) oraz wcześniejsze tarło (3,4%).

Dyskusja

Według badanych użytkowników rybackich zbiorników zaporowych największy wpływ na populacje ryb bytujących w tych akwenach nie mają zachodzące zmiany klimatyczne, ale sam zbiornik, który utrudnia migracje ryb. Ten wpływ został już wielokrotnie zbadany i opisany, gdyż budowle hydrotechniczne powodują, że zmienia się naturalna dynamika przepływu wody (Nilsson i Berggren 2000, Nilsson i in. 2005, Moore i in. 2012), a to z kolei wpływa na drogi migracyjne wielu gatunków ryb, przez co wędrówka ta może zostać poważnie utrudniona lub uniemożliwiona (Baras i in. 1994, Baras i Lucas 2001, Wiśniewolski 2008, Noonan i in. 2012, Dębowski 2016). Ten niekorzystny wpływ pogarsza również skromna liczba przepławek, które znajdują się tylko na 23,3% badanych zbiorników. Trzeba jednak pamiętać, że ich budowa nie eliminuje całkowicie problemu



Fot. 2. Wędkarze na Zbiorniku Zegrzyńskim.

utrudnień migracyjnych ryb (Roscoe i Hinch 2010, Bunt i in. 2012, Hatry i in. 2013) i niestety zdarza się, że mimo występowania przepławek, wiele z nich wykazuje niską efektywność (Noonan i in. 2012).

Drugim z kolei problemem, na który zwrócili ankietowani był negatywny wpływ kormorana związany z ociepleniem klimatu, czyli jego zwiększona presja na rybostan zbiorników zaporowych. Problem kormorana w Polsce od lat wzbudza coraz większe emocje, gdyż według badań jest on głównym konsumentem ryb na śródlądziu oraz zalewach przybrzeżnych (Krzywosz i Traczuk 2012, Trella 2017), a zarazem potencjalnym zagrożeniem dla wielu populacji ryb w Polsce i wielu innych krajach (Švažas i in. 2011, Winkler i in. 2012, Heikinheimo i in. 2016, Trella i Mickiewicz 2016). Wraz ze zmianami klimatycznymi problem presji kormorana na rybostan będzie się zwiększał, gdyż wraz ze wzrostem średniej temperatury skracać się też będzie typowa zima, co powoduje zauważone i wysoko punktowane przez ankietowanych skrócenie okresu trwałej pokrywy lodowej (Trella 2022). Liczebność obserwowanych kormoranów maleje wraz ze wzrostem stopnia zlodzenia na zbiornikach zaporowych (Bobrek i in. 2018, Wilk i in. 2019). Wraz ze wzrostem temperatury powietrza oraz wynikającej z tego – po części – większej trofii zbiorników, zwiększa się temperatura wody i biomasa ryb, co wydłuża (a w zasadzie już wydłuża) okres przebywania kormoranów na tych akwenach oraz zwiększy ich liczebność (White i in. 2015, Klimaszuk i Rzymiski 2016).

Respondenci wysoko punktowali również problemy wynikające z zauważalnych zmian klimatycznych. Do najważniejszych zaliczyli wzrost temperatury wody latem i wiosną, ekstremalne skoki temperatury wody latem, wahania poziomu wody wiosną i latem, niskie poziomy wody od wiosny do jesieni, zakwity (głównie latem) oraz ubytki tlenu. Zbiorniki mają bardzo istotny wpływ na termikę wód, gdyż doprowadzają do zaburzeń w relacjach między temperaturą wody rzecznej a temperaturą powietrza (Moniewski i Stolarska 2007). Wskutek kształtowania się w zbiorniku w ciągu roku stratyfikacji termicznej, powoduje ona, że zarówno w zbiorniku, jak i w rzece poniżej zbiornika dochodzi do istotnych zmian temperatur (Wiejaczka 2011). Zbiorniki wywierają znaczący wpływ na naturalne relacje temperatury powietrza i wody, ponieważ istnieje wyraźna różnica tych parametrów w porównaniu z warunkami sprzed budowy zbiorników, co powoduje mniejszy wpływ temperatury powietrza na temperaturę wody w strumieniu praktycznie w każdej porze roku (Kędra i Wiejaczka 2017). Jak dodamy do tego potencjalny wpływ ścieków termicznych, to wcale nie dziwi fakt, że ankietowani narzekają na letnie zakwity, które często w takich zbiornikach były nasilone (Traczewska 2012). Trzeba jednak pamiętać, że przyczyn zakwitów i wzrostu trofii wody w polskich zbiornikach zaporowych należy upatrywać głównie w biogenach pochodzenia antropogenicznego (Czaplicka-Kotas i in. 2012), a wszystkie te czynniki mają istotny wpływ na populacje ryb i organizmów, którymi

żywią się ryby (Lessard i Hayes 2003) oraz na zawartość tlenu w wodzie. Zrozumiała jest więc tak wysoka punktacja tych zjawisk, gdyż zwiększona temperatura wody w zbiorniku nie oddziałuje tylko na ryby, ale ma również znaczenie dla całego ekosystemu wodnego (Olden i Naiman 2010). Zmiany poziomu wody w zbiornikach, zauważone przez ankietowanych są bardzo skomplikowanym problemem, gdyż wynikają z samej funkcji zbiornika, którego priorytetowym zadaniem nie jest gospodarka rybacka, ale funkcja przeciwpowodziowa, retencyjna lub energetyczna. Do tego dochodzą też wahania poziomu wód wynikające z braku lub zbyt intensywnych opadów, a to wszystko powoduje naprzemienne odstawianie i zalewanie dużych obszarów dna, skutkiem czego jest brak lub słaby rozwój typowej dla naturalnych zbiorników strefy litoralowej (Traczewska 2012), a jej znaczenie dla różnorodności gatunków ryb i ich liczebności jest fundamentalne (Winfield 2004).

Prowadzenie zrównoważonej gospodarki rybackiej na zbiornikach zaporowych wymaga prowadzenia racjonalnej polityki zarybieniowej. Wcześniej opisane zjawiska, jak wahania temperatury czy poziomu wody w okresie tarła mają istotny wpływ na rozwój stadiów młodocianych ryb. Według ankietowanych zmiany klimatyczne mają największy wpływ na tarło szczupaka. Szczupak to obecnie najważniejszy gatunek jeśli chodzi o politykę zarybieniową w Polsce, gdyż jego zarybienia dominują we wszystkich wodach uznanych za płynące, tj. jeziorach przepływowych, rzekach i zbiornikach zaporowych (Mickiewicz i Wołos 2012, Mickiewicz i Trella 2016, 2017, Mickiewicz 2018). Gatunek ten w okresie tarła wymaga sprzyjających warunków hydrologicznych m.in. podwyższonego poziomu piętrzenia, dłuższego okresu zalania nadbrzeżnych łąk, gdzie dochodzi do tarła (Łozowski i in. 2014). To wszystko tłumaczy tak wysoką pozycję szczupaka w ocenach negatywnego wpływu zmian klimatycznych w porównaniu z innymi gatunkami ryb – tak w kwestii tarła (naturalnego i kontrolowanego), jak i w przypadku oceny wpływu tych zmian na połowy wędkarskie (Trella 2022).

Pozostałe badane parametry uzyskały dużo mniejszą sumę rang, która wynikała głównie z tego, że większość ankietowanych zaznaczała odpowiedź „brak wpływu”. Dla niektórych wariantów odpowiedzi nie było zaskoczeniem, że użytkownicy nie dostrzegli żadnego wpływu na prowadzenie gospodarki rybackiej. Jednak w przypadku stosowania rybackich narzędzi połowowych tak wysoki odsetek odpowiedzi świadczący o braku jakiegokolwiek wpływu był zaskakujący. Według raportu FAO (FAO 2018) na temat wpływu zmian klimatu na rybołówstwo i akwakulturę, wątek narzędzi rybackich jest dość szeroko omówiony i podkreślono w nim, że wraz ze zmianami klimatycznymi stosowanie obecnych narzędzi połowowych będzie problematyczne lub wręcz nawet niemożliwe. Równie zaskakujący był fakt, że ankietowani uznali, że w kwestii długości sezonu wędkarskiego zmiany klimatyczne mają wyłącznie wpływ na jego skrócenie w okresie zimowym.

Podsumowanie

Rybackich użytkowników zbiorników zaporowych, podobnie jak rybackich użytkowników jezior, charakteryzuje wysoka świadomość zachodzących zmian w klimacie i odczuwają ich wpływ na prowadzoną jeziorową gospodarkę rybacką i wędkarską (Trella i in. 2019, Trella i Wołos 2021, Trella 2022). Odpowiedzi uzyskane w ankietach przedstawiły realne problemy, z jakimi muszą sobie radzić uprawnieni do rybactwa prowadzący gospodarkę na zbiornikach zaporowych. Z racji tego, że odpowiedzi uzyskano od podmiotów, które użytkują prawie 50% całkowitego arealnego zbiorników zaporowych w Polsce, można stwierdzić, że próba ta jest wysoce reprezentatywna dla całości gospodarki prowadzonej w tej grupie akwenów nie tylko w Polsce, ale także w pozostałych regionach Europy Środkowo-Wschodniej (Trella i Wołos 2021, Trella 2022). Jak widać, prowadzenie gospodarki na tych akwenach wymaga kompleksowego podejścia, a sami ankietowani są w większości świadomi zachodzących bądź przyszłych zmian klimatu i ich wpływu na gospodarowanie. Jest to ogólnie pozytywny wynik przeprowadzonych badań ankietowych, gdyż przewiduje się, że zmiany klimatyczne będą się nasilać i wpływać istotnie na rybołówstwo, zarówno rekreacyjne, jak i komercyjne prowadzone na zbiornikach zaporowych (Kaczkowski i in. 2019). Jednak warto tutaj podkreślić, że większość z uprawnionych do rybackiego użytkowania zbiorników zaporowych nie prowadzi komercyjnych odłowów rybackich i decyduje się na typowo wędkarski model gospodarowania, przez co zakładać można, że odczują mniejszy wpływ niż ci użytkownicy, którzy prowadzą regularne odłowy narzędziami rybackimi (Trella 2022). Stymulowane w wyniku zmian klimatycznych przegęszczenie ryb karpiowatych może jednak wymagać konieczności prowadzenia okresowych połowów małowartościowych ryb karpiowatych w zbiornikach zaporowych (Trella i in. 2019, Trella 2022).

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

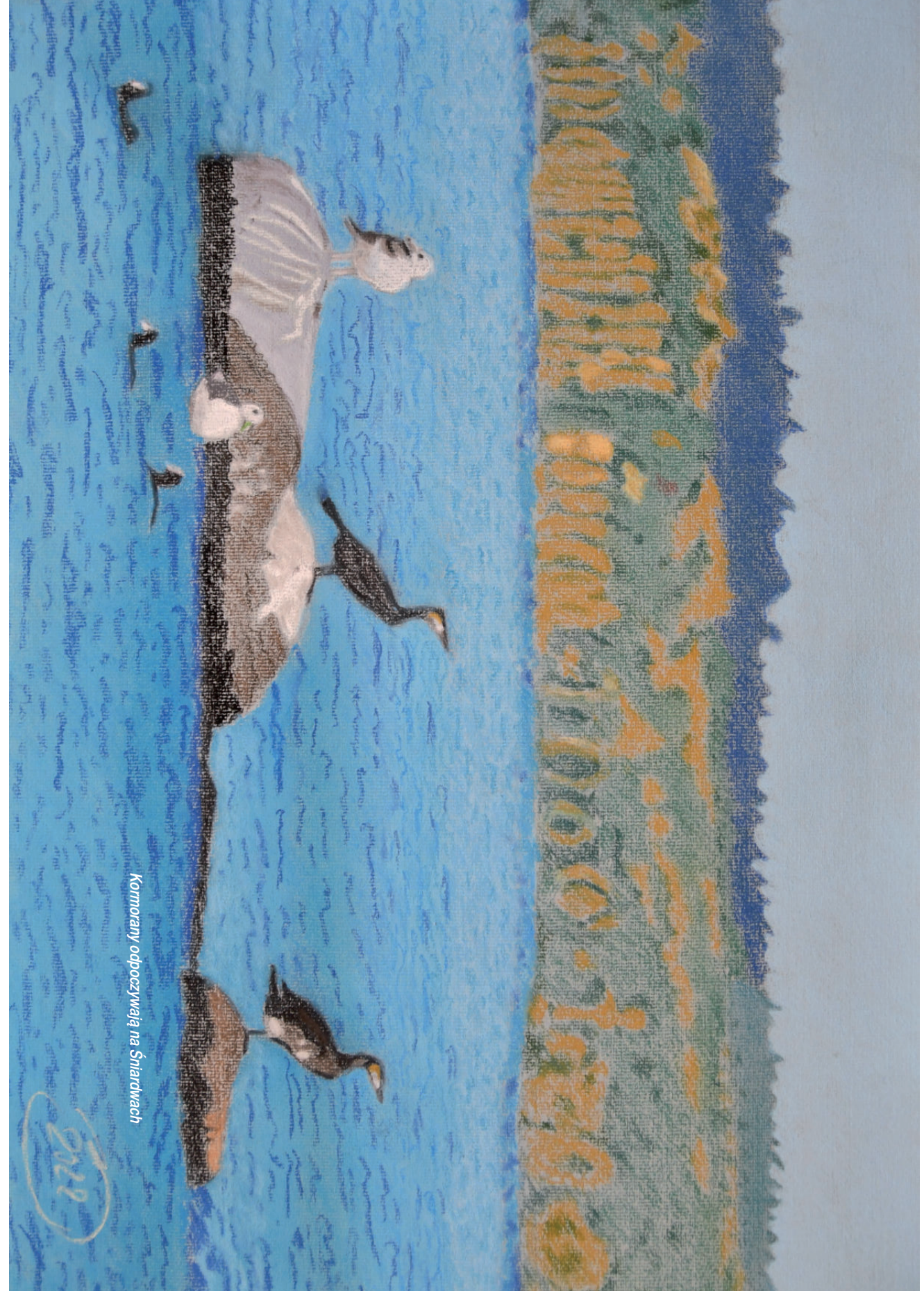
Literatura

- Arlinghaus R., Lorenzen K., Johnson B.M., Cooke S.J., Cowx I.G. 2015 – Management of freshwater fisheries – W: Freshwater fisheries ecology. J.F. Craig (Red.): 557-579.
- Baras E., Lambert H., Philippart J.C. 1994 – A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* spawning migrations through a fish pass in the canalized River Meuse (Belgium) – *Aquat. Living Resour.* 7: 181-189.
- Baras E., Lucas M.C. 2001 – Impact of man's modifications of river hydrology on the migration of freshwater fishes: a mechanistic perspective – *Int. J. Ecohydrol. Hydrobiol.* 1: 291-304.

- Blabolil P., Logez, M., Ricard D., Prchalová, M., Říha M., Sagouis A., Peterka J., Kubečka J., Argillier C. 2016 – An assessment of the ecological potential of Central and Western European reservoirs based on fish communities – *Fisheries Research* 173(1): 80-87.
- Bobrek R., Wilk T., Pępkowska-Król A. 2018 – Występowanie kormorana *Phalacrocorax carbo* w polskiej części Karpat w okresie pozalęgowym – dynamika przelotu i liczebność na zbiornikach wodnych – *Ornis Pol.* 59: 89-106.
- Bunt C.M., Castro-Santos T., Haro A. 2012 – Performance of Fish Passage Structure at Upstream Barriers to Migration – *River Research and Applications* 28: 457-478.
- Cooke S.J., Arlinghaus R., Johnson B.M., Cowx I.G. 2015 – Recreational fisheries in inland waters – W: *Freshwater fisheries ecology* J.F. Craig (Red.): 449-465.
- Czaplicka-Kotas A., Ślusarczyk Z., Pieta M., Szostak A. 2012 – Analiza zależności między wskaźnikami jakości wody w Jeziorze Goczałkowickim w aspekcie zakwitów fitoplanktonu – *Ochrona Środowiska* 34, 1: 21-27.
- Czerwiński T. 2014a – Analiza gospodarki rybackiej prowadzonej w wybranych zbiornikach zaporowych w latach 2002-2013 – W: *Opracowanie rybackiego modelu zrównoważonego wykorzystania i ochrony zasobów ryb w zbiornikach zaporowych* (Red.) W. Wiśniewolski, P. Buras. Wyd. IRS, Olsztyn: 29-38.
- Czerwiński T. 2014b – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2013 roku – W: *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku* (Ed.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS Olsztyn: 51-60.
- Czerwiński T. 2018 – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2017 roku – W: *Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2016 roku* (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 45-57.
- Dębowski P. 2016 – Migracja ryb przepławką na stopniu wodnym we Włocławku w 2015 roku – *Komun. Ryb.*: 1-7.
- Falkowski S., Wiśniewolski W. 2003 – Gospodarka rybacka w wybranych zbiornikach zaporowych Polski – W: *Rybacko 2002. Materiały Konferencyjne IRS i AWRSP*. Wyd. IRS, Olsztyn: 71-78.
- Falkowski S. 2007 – Gospodarka rybacka w wybranych zbiornikach zaporowych w 2006 roku – W: *Stan rybactwa w jeziorach, rzekach i zbiornikach zaporowych* (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 85-89.
- Falkowski S. 2008 – Gospodarka rybacka w wybranych zbiornikach zaporowych w 2007 roku. Szkolenie „Poprawa stanu wiedzy i przejrzystości w zakresie gospodarki rybackiej prowadzonej w wodach śródlądowych”, Hotel Park, Olsztyn, 4-5 czerwiec 2008.
- Falkowski S., Erdmański J. 2005 – Gospodarka rybacka w wodociągowym zbiorniku zaporowym Goczałkowice w latach 1965-2004 – Konferencja Naukowo-Techniczna z okazji Jubileuszu 50-lecia budowy Zbiornika Wodnego na Małej Wiśle w Goczałkowicach, Pszczyna, 20-21.09, Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów w Katowicach: 113-123.
- FAO 2018 – *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options* – Rome, Italy: FAO Fisheries and Aquaculture. Technical Paper No. 627: 628 s.
- Hatry C., Binder T.R., Thiem J.D., Hasler C.T., Smokorowski K.E., Clarke K.D., Katopodis C., Cooke S.J. 2013 – The status of Fishways in Canada: Trends Identified Using the National CanFishPass Database – *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 23: 271-281.
- Heikinheimo O., Rusanen P., Korhonen K. 2016 – Estimating the mortality caused by great cormorant predation on fish stocks: pikeperch in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea, as an example – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73: 84-93.

- Hunt L.M., Fenichel E.P., Fulton D.C., Mendelsohn R., Smith J.W., Tunney T.D., Lynch A.J., Paukert C.P., Whitney J.E. 2016 – Identifying Alternate Pathways for Climate Change to Impact Inland Recreational Fishers – *Fisheries* 41: 362-372.
- Jaguś A. 2018 – Economic and social importance of dam reservoirs – a study of the Soła River cascade – *Inżynieria Ekologiczna* 19(1): 25-35.
- Jankowski W. 2017 – Przyrodnicze skutki budowy i funkcjonowania zbiorników suchych i wielofunkcyjnych doświadczenia z oceny wybranych zbiorników – *Przegląd Przyrodniczy*, 28(4): 135-151.
- Kaczkowski Z., Frankiewicz P., Góralczyk A. 2019 – Relationship between fish assemblage and angler catch in the Sulejów Reservoir, central Poland, in the context of a warming climate – *Fish Manag. Ecol.* 26: 187-199.
- Kędra M., Wiejaczka Ł. 2017 – Climatic and dam-induced impacts on river water temperature: assessment and management implications – *Sci. Total Environ.* 626: 1474-1483.
- Klimaszyk P., Rzymiski P. 2016 – The complexity of ecological impacts induced by great cormorants – *Hydrobiologia* 771: 13-31.
- Krzywosz T., Traczuk P. 2012 – Kormoran na jeziorach Warmii i Mazur – liczebność, dieta oraz wpływ na rybostan i rybactwo – W: *Kormoran w aspekcie zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich. Materiały konferencyjne. Gdynia, 15 listopada 2012 r. Morski Instytut Rybacki – PIB: 19-28.*
- Launois L., Veslot J., Irz P., Argillier C. 2011 – Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: Towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes – *Ecology of Freshwater Fishes* 20: 120–132.
- Lessard J.L., Hayes D.B. 2003 – Effects of elevated water temperature on fish and macro-invertebrate communities below small dams – *River Res. Applic.* 19: 721-732.
- Łozowski B., Małkowski E., Woźnica A., Łaszczycza P., Koprowski R., Wróbel Z., Pasierbiński A., Migula P., Gwiazda R., Pszczeliński Ł., A. Siudy A. 2014 – Badania ichtiofauny jako podstawa racjonalnej gospodarki rybackiej i zarządzania zbiornikiem zaporowym na przykładzie zbiornika goczalkowickiego – *Gospodarka Wodna* 8: 308-311.
- Matecki Z.J., Pokładek R. 2010 – Istotne procesy zagrażające bezpieczeństwu zbiorników wodnych – *Zesz. Nauk. Inż. Łąd. Wod. Kształt. Środ.* 2: 33-42.
- Mickiewicz M., Wołos A. 2012 – Economic ranking of the importance of fish species to lake fisheries stocking management in Poland – *Arch. Pol. Fish.* 20: 11-18.
- Mickiewicz M. 2018 – Ceny ryb i materiału zarybieniowego stosowane przez uprawnionych do rybactwa w 2015 i 2017 roku – *Komun. Ryb.* 2: 1-6.
- Mickiewicz M., Trella M. 2016 – Drapieżne gatunki ryb w jeziorowej gospodarce zarybieniowej – W: *Wylęgarnictwo, podchowy ryb i zarybienia (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, Wyd. IRS, Olsztyn: 265-276.*
- Mickiewicz M., Trella M. 2017 – Zarybienia szczupakiem (*Esox lucius*) i ich efekty w wodach obwodów rybackich na podstawie kwestionariuszy RRW-23 z lat 2006-2015 – W: *Wylęgarnictwo a dywersyfikacja produkcji akwakultury (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś. Wyd. IRS, Olsztyn: 273-287.*
- Moniewski P., Stolarska M. 2007 – Wpływ naturalnych i antropogenicznych czynników na podstawowe charakterystyki fizykochemiczne wody w małej zlewni strefy podmiejskiej Łodzi – *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 7,1(19): 105-122.
- Moore J.N., Arrigoni A.S., Wilcox A.C. 2012 – Impacts of Dams on Flow Regimes in Three Headwater Subbasins of the Columbia River Basin, United States – *Journal of the American Water Resources Association* 54(5): 925-938.

- Nilsson C., Berggren K. 2000 – Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation – *BioScience* 50: 783-792.
- Nilsson C., Reidy, C. A., Dynesius, M., Revenga, C. 2005 – Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems – *Science* 308: 405-408.
- Noonan M.J., Grant J.W.A., Jackson C.D. 2012 – A quantitative assessment of fish passage efficiency – *Fish and Fisheries* 13: 450-464.
- Olden J.D., Naiman R.J. 2010 – Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity – *Freshwater Biology* 55: 86-107.
- Pieron Ł., Absalon D., Habel M., Matysik M. 2021 – Inventory of Reservoirs of Key Significance for Water Management in Poland – Evaluation of Changes in Their Capacity. *Energies*, 14(23): 7951.
- Roscoe D.W., Hinch S.G. 2010 – Effectiveness Monitoring of Fish Passage Facilities: Historical Trends, Geographic Patterns and Future Directions – *Fish and Fisheries* 11: 12-33.
- Švažas S., Chukalova N., Grishanov G., Pütys Ž., Sruoga A., Butkauskas D., Raudonikis L., Prakas P. 2011 – The role of Great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) for fish stock and dispersal of helminths parasites in the Curonian Lagoon Area – *Vet. Med. Zoot.* 55: 79-85.
- Traczewska T.M. 2012 – Problemy ekologiczne zbiorników retencyjnych w aspekcie ich wielofunkcyjności, Europejskie sympozjum Współczesne problemy ochrony przeciwpowodziowej, Paryż – Orlean 28-30.03.2012.
- Trella M. 2017 – Wędkarstwo na Zalewie Wiślanym w 2014 roku – szczegółowa analiza oraz wybrane czynniki kształtujące jego rozwój w ostatnich latach – *Komun. Ryb.* 6: 8-14.
- Trella M. 2022 – Wpływ zmian klimatycznych i gospodarki zarybieniowej na efektywność gospodarki rybackiej na podstawie informacji uzyskanych od rybackich użytkowników wód – Praca doktorska. IRS, Olsztyn (maszynopis): 229 s.
- Trella M., Mickiewicz M. 2016 – Recreational fisheries pressure in the Polish waters of the Vistula Lagoon and considerations of its potential impact on the development of regional tourism – *Arch. Pol. Fish.* 24: 231-242.
- Trella M., Czerwiński T., Wołos A. 2019 – Determinants of dam reservoir fisheries impacted by climate change as observed by managers from the entities authorized to exploit these fisheries in East-Central Europe – *Fisheries & Aquatic Life* 27: 208-223.
- Trella M., Wołos A. 2021 – Opinions of owners and managers of fishing entities in Central and Eastern Europe on the impact of climate change on lake fisheries management – *Fisheries & Aquatic Life* 29: 189-201.
- White C.L., Ip H.S., Meteyer C.U., Walsh D.P., Hall J.S., Carstensen M., Wolf P.C. 2015 – Spatial and temporal patterns of avian paramyxovirus-1 outbreaks in double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) in the USA – *J. Wildlife Diseases* 51(1): 101-112.
- Wiejaczka Ł. 2011 – Influence of storage reservoir on the relations between the temperature of water in the river and the air temperature – *Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences* 53: 183-195.
- Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A. 2019 – Znaczenie zbiorników zaporowych polskiej części Karpat dla migrujących i zimujących ptaków wodno-błotnych – *Ornis Polonica*: 103-123.
- Winfield I.J. 2004 – Fish in the littoral zone: ecology, threats and management – *Limnologica* 34: 124-131.
- Winkler H.M., Starck C., Myts D. 2012 – Cormorant food and the possible impact on indigenous fish species in the Pomeranian Bay off the coast of Germany – *W: The cormorant in sustainable exploitation of fisheries resources, MIR-PIB Gdynia*: 4-8.
- Wiśniewolski W. 2008 – Hydroelectric facilities and fish – *Arch. Pol. Fish.* 16: 203-212.



Котляны одпочываі на Шлардвях

2022

Obce gatunki w zespołach litoralowych ichtiofauny Włocławskiego i Zegrzyńskiego zbiornika zaporowego

*Piotr Hliwa¹, Jacek Perkowski², Andrzej Martyniak¹, Zbigniew Gasiński²,
Jarosław Król³, Tomasz Kakareko⁴, Maciej Błazejewski¹*

¹ Katedra Ichtiologii i Akwakultury, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

² Okręg Mazowiecki, Polski Związek Wędkarski

³ Zakład Hodowli Ryb Łososiowatych,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

⁴ Katedra Ekologii i Biogeografii, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

Wstęp

Struktura jakościowa i ilościowa ichtiofauny w obrębie ekosystemów słodkowodnych jest determinowana głównie czynnikami środowiskowymi i antropogenicznymi, spośród których do najważniejszych zaliczyć można jakość wody, morfometrię zbiornika oraz presję połowową (Moss 1998). Przestrzenna i czasowa zmienność struktury rybostanu ma fundamentalne znaczenie dla procesów kształtujących różnorodność biologiczną, ekologię populacji, a globalnie funkcjonowanie danego ekosystemu (Tewson i in. 2016). Na strukturę populacji ryb wpływa istotnie również ich aktywność oraz interakcje gatunkowe zmieniające się w zależności od pory roku, cyklu świetlnego i temperatury wody (Jepsen i in. 1999, Järvalt i in. 2005). Behawior rozrodczy, preferencje pokarmowe i siedliskowe, to kolejne elementy znacząco modelujące dobową i sezonową zmienność liczebności poszczególnych taksonów, zwłaszcza tych, które podejmują migracje w poszukiwaniu pożywienia lub wynikają z unikania drapieżników (Copp 2010, Mehner 2012, Muška i in. 2013). Gatunkowa zmienność struktury ichtiofauny, w obrębie funkcjonujących, sztucznych zbiorników słodkowodnych oraz wzajemne relacje między bytującymi w nich rybami jest dość dobrze rozpoznana (Holmgren i Appelberg 2000, Olin i in. 2002). Jednak w momencie pojawienia się nowych taksonów w ekosystemie, może

dochodzić do zaburzenia ustabilizowanej dotychczas sieci troficznej i istotnych zmian w relacjach międzygatunkowych.

W ostatnich trzech dekadach odnotowano gwałtowny wzrost liczebności populacji ryb obcych, stanowiących aktualnie co najmniej 24% składu gatunkowego ichtiofauny słodkowodnej w Polsce (Witkowski i Grabowska 2012). Głównymi przyczynami ich obecności są przede wszystkim przypadkowe introdukcje wraz z materiałem zarybieniowym gatunków hodowlanych, a także nieodpowiedzialne oraz nieprzemysłane zachowania człowieka, wypuszczającego i przynoszącego takie ryby między akwenami. W przypadku przedstawicieli obcych ryb babkowatych, których obecność potwierdzono w Zbiorniku Włocławskim i Zegrzyńskim tj. babki szczupłej (*Neogobius fluviatilis*), babki łysej (*Neogobius gymnotrachelus*) czy babki rurkonosej (*Proterorhinus semilunaris*) drogą do zasiedlenia wód Polski była prawdopodobnie ich naturalna migracja z dorzecza Morza Czarnego poprzez kanał Bug-Prypeć do Wisły środkowej (Grabowska i in. 2010).

Obecność obcych gatunków ryb niesie ze sobą potencjalnie wiele zagrożeń dla bioróżnorodności przyrodniczej oraz może skutkować stratami ekonomicznymi gospodarstw prowadzących działalność w zakresie chowu i hodowli organizmów wodnych. Biorąc na przykład pod uwagę pokrewieństwo ryb babkowatych z rodzimymi główaczami czy np. trawianki (*Percottus glenii*) – gatunku wschodnioazjatyckiego z natywnym okoniem (*Perca fluviatilis*), może to generować konkurencję pokarmową. Ich obecność w nowym siedlisku skutkować może z kolei wypieraniem gatunków natywnych z ich naturalnych habitatów, będących również często miejscem ich rozrodu. Poważnym problemem związanym z obecnością obcych gatunków ryb, jest też transferowanie przez nie nowych, nieznanych dotychczas chorób i pasożytów, co zostało udokumentowane wynikami badań środowiskowych (Mierzejewska i in. 2010, 2011).

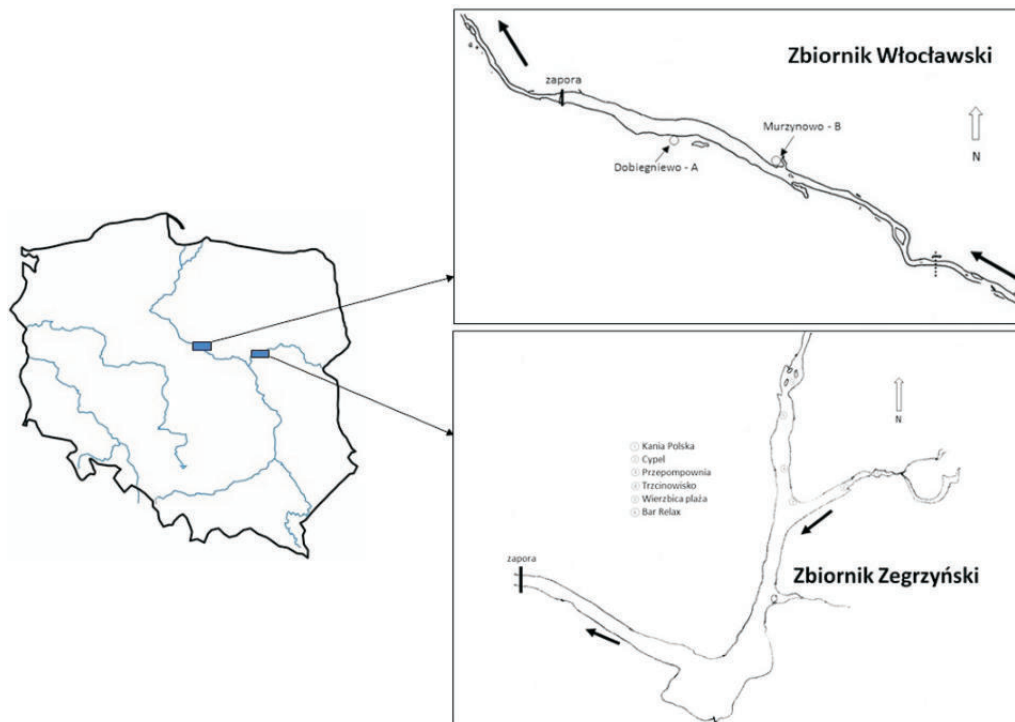
Obce gatunki mogą zasiedlać i stopniowo rozprzestrzeniać się w różnych strefach zbiorników, wykorzystując specyficzne cechy biologiczne, jak oportunistyczny pokarmowy czy strategie reprodukcyjne obejmujące porcyjność tarła oraz opiekę nad złożoną ikrą i larwami (Erös i in. 2005, Kováč i in. 2009, Hliwa 2010, Borcharding i in. 2013, Roche i in. 2013). Populacje inwazyjnych ryb mogą osiągać bardzo duże liczebności w krótkim czasie po pojawieniu się w nowym zbiorniku, co potwierdzono dotychczas w kilku zróżnicowanych hydrologicznie ekosystemach słodkowodnych (Borcharding i in. 2011, Loisl i in. 2014, Szalóky i in. 2015, Valová i in. 2015). Wpływ gatunków obcych na rodzimą ichtiofaunę nie został jeszcze dokładnie scharakteryzowany, ale biorąc pod uwagę wyniki badań zarówno eksperymentalnych (Błońska i in. 2017) jak i środowiskowych (Kakareko i in. 2016), konkurencja o siedliska jest jednym z możliwych mechanizmów, który może mieć negatywny wymiar.

Zbiornik Włocławski i Zegrzyński oddane do użytku w latach 60. XX w., są akwenami znajdującymi się w „fazie dominacji” ryb karpiowatych, co jest typowe dla zbiorników nizinnych naszej strefy klimatycznej (Wiśniewolski i in. 2011). W składzie ichtiofauny, pod względem biomasy przeważają tu taksony ciepłolubne eutrofizujące, jak: leszcz (*Abramis brama*), płoć (*Rutilus rutilus*), krąp (*Blicca bjoerkna*) i często obcy inwazyjny karaś srebrzysty (*Carassius gibelio*). Udział gatunków drapieżnych wynosi natomiast około 6% (Czerwiński 2014). Biorąc pod uwagę potwierdzoną obecność kilku przedstawicieli obcej ichtiofauny, odnotowaną na przestrzeni ostatnich dekad podjęto badania, których celem było ustalenie aktualnego znaczenia takich taksonów w strukturze zespołów ryb bytujących w obrębie strefy litoralowej tych dwóch nizinnych zbiorników zaporowych.

Materiały i metody

W ramach prac monitoringowych połowy badawcze w obrębie Włocławskiego i Zegrzyńskiego zbiornika zaporowego przeprowadzono w układzie sezonowym (wiosna – lato – jesień) z zastosowaniem dwóch nieselektywnych technik, służących przyżyciowej ocenie składu ichtiofauny. Były to powszechnie obowiązujące w tego typu analizach metoda elektropołów oraz połowy włóczkiem narybkowym o długości skrzydła 12 m oraz wielkości oczka 5 mm tkaniny sieciowej w matni. W przypadku Zbiornika Zegrzyńskiego połowy prowadzono na sześciu wytypowanych, reprezentatywnych i zróżnicowanych siedliskowo stanowiskach (rys. 1). Z kolei w Zbiorniku Włocławskim odłowów dokonywano w strefie litoralu, na dwóch stanowiskach, zlokalizowanych w pobliżu miejscowości Dobiegniewo (stanowisko A) oraz Murzynowo (stanowisko B) (rys. 1). Na stanowisku Dobiegniewo głębokość wody wynosiła od 0,2-1,0 m, a substrat stanowił w większości piasek o gradacji > 0,5 mm oraz miejscowo muł o niewielkiej miąższości, z dnem porośniętym makrofitami. Z kolei stanowisko połowu w miejscowości Murzynowo charakteryzowało się piaszczystym dnem o głębokości ok. 1,0-1,5 m pokrytym głównie muszlami ślimaków oraz małży, pozbawionym makrofitów (Kostrzewa i Grabowski 2002).

Po odłowach na każdym stanowisku w obrębie obu zbiorników, pozyskane ryby przyżyciowo identyfikowano określając gatunek, mierzono ich długość ciała (*longitudo corporis* – Lc) z dokładnością do ± 1 mm i wypuszczano do wody. Wyniki połowów ryb opracowano metodami udziału liczbowego oraz częstości występowania (Hyslop 1980). Jednocześnie w trakcie połowów mierzono na stanowiskach podstawowe parametry jakości wody tj. temperaturę, nasycenie tlenem, odczyn pH, zawartość azotu amonowego (NH₄) czy przewodność za pomocą wielofunkcyjnego rejestratora YSI Professional Plus (YSI Incorporated, USA).

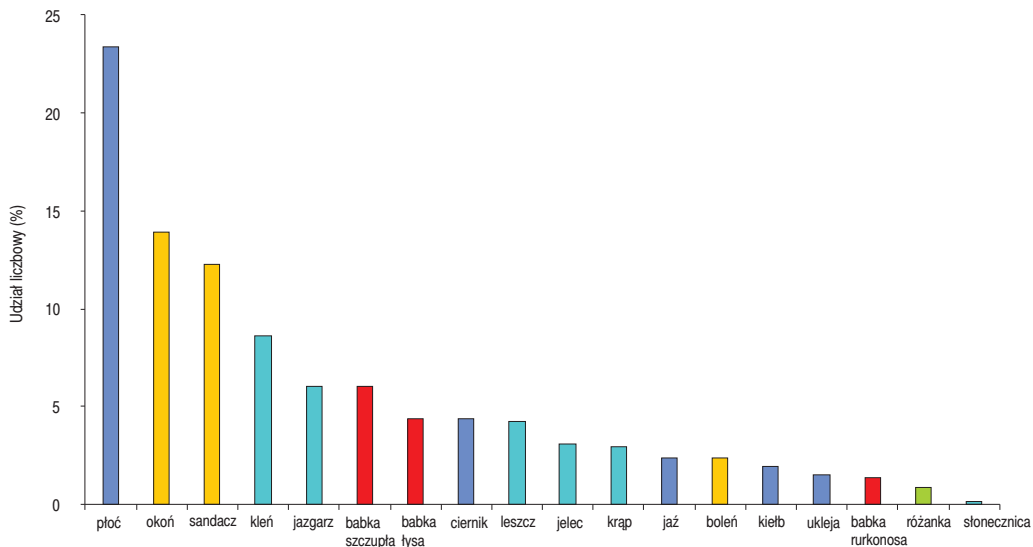


Rys. 1. Stanowiska badawcze w obrębie Zbiornika Włocławskiego i Zegrzyńskiego.

Wyniki

Struktura ichtiofauny w strefie litoralowej Zbiornika Włocławskiego

W obrębie wyznaczonych dwóch stanowisk pozyskano łącznie 699 ryb należących do 18 gatunków, reprezentujących cztery rodziny: Cyprinidae, Percidae, Gobiidae, Gasteroidea. Dominujące pod względem liczebności okazały się eurytopowe ryby karpowate, które najczęściej reprezentowane były przez gatunki takie jak: płoć, kleń (*Squalius cephalus*) czy leszcz, przy czym ta pierwsza stanowiła prawie 25% liczby wszystkich odłowionych osobników. Istotny udział posiadały również dwa rodzime taksony drapieżnych okoniowatych czyli okoń i sandacz (*Sander lucioperca*), stanowiąc odpowiednio 13,9% oraz 12,2% udziału liczbowego (rys. 2). Spośród przedstawicieli obcej inwazyjnej ichtiofauny odnotowano obecność trzech gatunków babkowatych, gdzie największy udział liczbowy w całym badanym sezonie, wynoszący 6,1% posiadała babka szczipła. Natomiast liczebność babki tysej oszacowano w tym przypadku na 4,4%, zaś

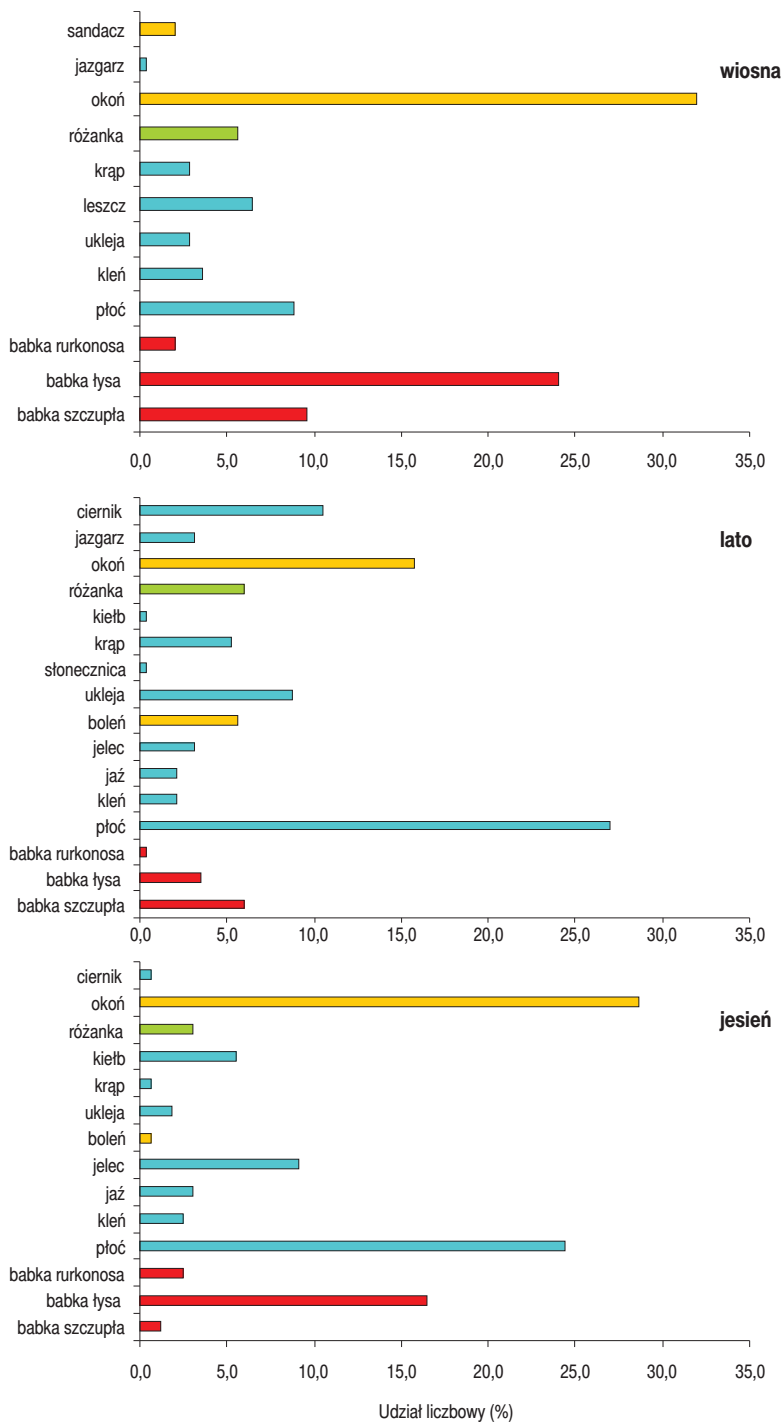


Rys. 2. Udział liczbowy poszczególnych gatunków ryb w zespołach litoralowych Zbiornika Włocławskiego.

babki rurkonosej na 1,4%. Warto też zaznaczyć, że w połowach doświadczalnych stwierdzono obecność chronionej prawnie w Polsce różanki (*Rhodeus sericeus*) (rys. 2).

Zmiany sezonowe struktury rybostanu w strefie litoralowej Zbiornika Włocławskiego

Generalnie w sezonie odnotowano minimalne zmiany struktury rybostanu butującego w strefie litoralowej Zbiornika Włocławskiego. Skład gatunkowy fluktuował w niewielkim zakresie, bowiem wiosną złowiono przedstawicieli 12 gatunków, podczas gdy latem było to 16 różnych taksonów. W dużej mierze bogactwo gatunkowe w kolejnych próbach skorelowane było z warunkami atmosferycznymi. W okresie letnim warunki pogodowe były najbardziej stabilne (brak wiatru i falowania), co zaowocowało największą bioróżnorodnością gatunkową zbiorów. W próbie wiosennej i jesiennej dominantem okazał się okoń, którego udział liczbowy oszacowano odpowiednio na poziomie 32% i 28,7% (rys. 3). Z kolei latem najliczniejszym gatunkiem złowionym w trakcie połowów doświadczalnych była płoć (26,9%). W próbie pobranej wiosną stwierdzono największy odsetek obcych babkowatych w zbiorach, które stanowiły w tym okresie w sumie aż 35,6% ogólnej liczby wszystkich pozyskanych osobników. Spośród nich najliczniejszą okazała się babka łysa (24,0%). Udział babki szczupełej oszacowano w tym przypadku na poziomie 9,6%, zaś babki rurkonosej na 2,0% (rys. 3).

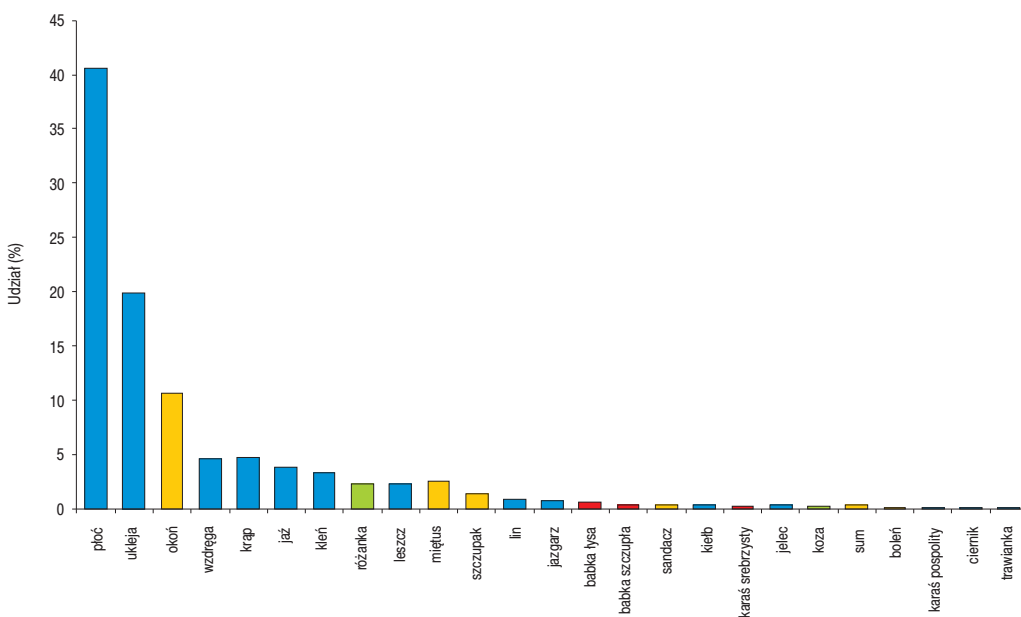


Rys. 3. Zmiany sezonowe w strukturze gatunkowej zespołów litoralowych ichtiofauny Zbiornika Włocławskiego.

Latem, poza płocią i okoniem, istotnym komponentem ichtiofauny bytującej w strefie litoralowej Zbiornika Włocławskiego był ciernik (*Gasterosteus aculeatus*), którego udział wyniósł 10,5%. Odsetek ryb babkowatych o tej porze roku był zdecydowanie mniejszy, bowiem udział liczbowy babki szczupłej wyniósł 6,0% a łysej 3,5%. Babka rurkonosa stanowiła minimalny odsetek wszystkich odłowionych latem ryb na stanowiskach w Dobiegniewie i Murzynowie. Z kolei w okresie jesiennym udział liczbowy tych gatunków w strukturze rybostanu ponownie wzrósł, czego odzwierciedleniem był ponad 16% odsetek osobników babki łysej wśród wszystkich pozyskanych ryb. Dwa pozostałe gatunki obcych babkowatych posiadały udział w zakresie 1,2-2,4% (rys. 3).

Struktura ichtiofauny w strefie litoralowej Zbiornika Zegrzyńskiego

Z ogólnego zestawienia wyników połowów ryb związanych ze strefą litoralową Zbiornika Zegrzyńskiego, wykonanych na sześciu wytypowanych, reprezentatywnych stanowiskach wynika, że jest ona aktualnie zdominowana przez karpioвате – ciepłolubne. Ogółem w sezonie pozyskano bowiem 6102 ryby należące do 25 gatunków i siedmiu rodzin, przy czym najwyższe wskaźniki udziału liczbowego odnotowano dla płoci, stanowiącej 40,1% wszystkich odłowionych osobników oraz ukleja (*Alburnus alburnus*) (20,4%) (rys. 4). Spośród ryb uznawanych za drapieżne najwyższy udział uzyskały okoń (10,1%) oraz miętus (*Lota lota*) (2,1%) czyli tzw. drapieżniki fakultatywne. Oprócz nich odnotowano



Rys. 4. Udział liczbowy (%) poszczególnych gatunków ryb w zespołach litoralowych Zbiornika Zegrzyńskiego.

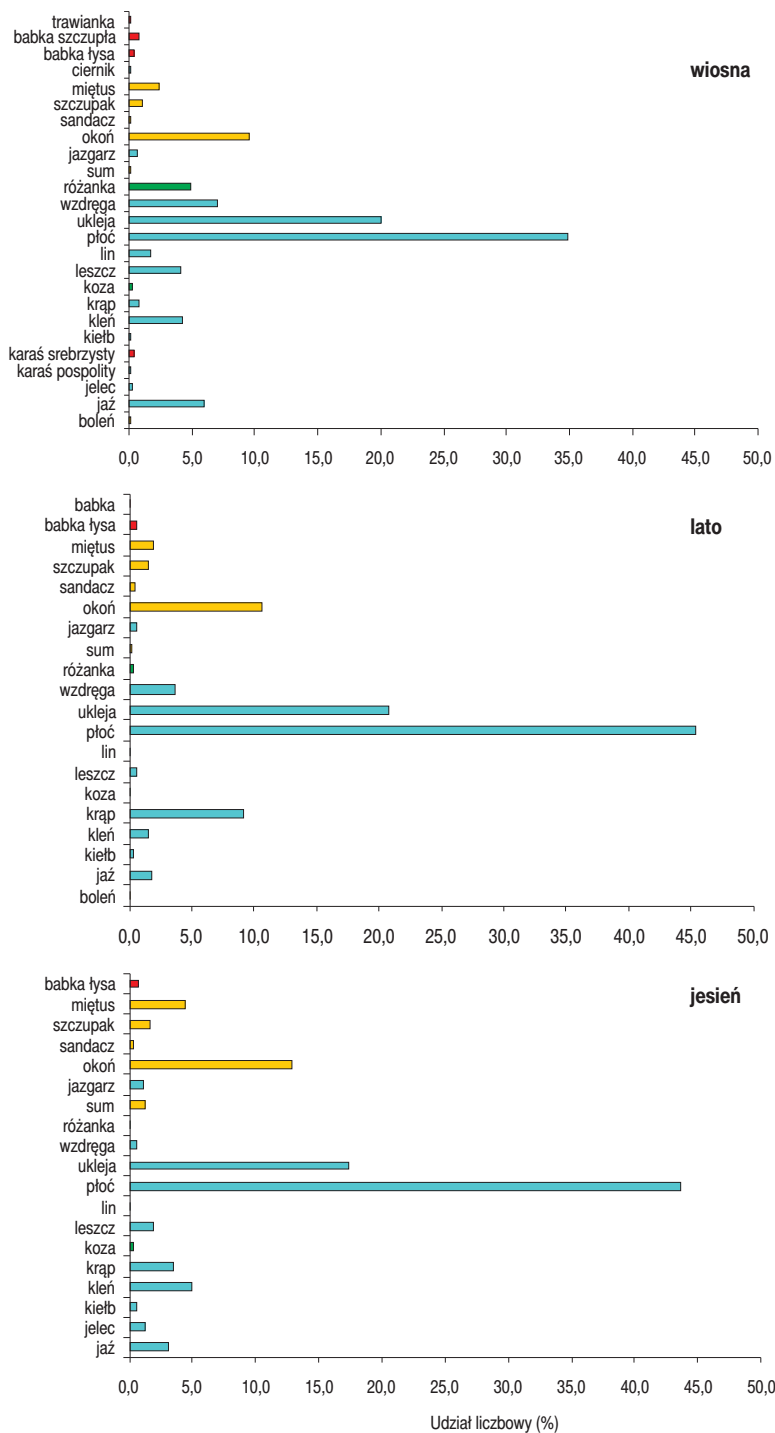
obecność szczupaka (*Esox lucius*), sandacza, suma (*Silurus glanis*) i bolenia (*Aspius aspius*). Natomiast sumaryczny odsetek wszystkich gatunków uznawanych za rybożerne wyniósł 14,8%. Za zdecydowanie pozytywne zjawisko uznać należy natomiast minimalny, rzędu 0,04-0,5% udział w strukturze zespołów litoralowych przedstawicieli obcej ichtiofauny, reprezentowanej przez cztery taksony, tj. karasia srebrzystego (*Carassius gibelin*), babkę łąską i szczupłą oraz trawiankę. Co ciekawe nie złowiono w trakcie całego badanego sezonu ani jednego osobnika dwóch kolejnych, coraz powszechniej występujących w dorzeczu Wisły gatunków z tej grupy, a mianowicie czebaczka amurskiego (*Pseudorasbora parva*) oraz babki rurkonosej. Pozytywnym elementem jest z pewnością zaobserwowana stała obecność dwóch gatunków chronionych prawnie w Polsce czyli różanki i kozy (*Cobitis taenia*), potwierdzona we wszystkich połowach badawczych (rys. 4).

Zmiany sezonowe struktury rybostanu w strefie litoralowej Zbiornika Zegrzyńskiego

Dynamikę sezonowej zmienności struktury gatunkowej zespołów litoralowych w obrębie strefy brzegowej Zbiornika Zegrzyńskiego przedstawia rys. 5. Generalnie nie odnotowano istotnych różnic składu taksonomicznego, jak również wartości udziału liczbowego poszczególnych gatunków, w kolejnych próbach pobieranych od wiosny do jesieni. Co prawda w trakcie roku stopniowo malała liczba złowionych gatunków ryb (25 wiosną, 20 latem i 19 jesienią), ale we wszystkich trzech okresach najważniejszą rolę odgrywały w nich za każdym razem rodzime płoć, ukleja i okoń. W przypadku tego ostatniego gatunku obserwowano ponadto stopniowy wzrost jego liczebności na wyznaczonych stanowiskach badawczych. Największe zmiany liczebności zanotowano w odniesieniu do młodocianych stadiów ryb karpiowatych tj. krąpia, wzdręgi (*Scardinius erythrophthalmus*), a także reofilnych – jazia (*Leuciscus idus*) i klenia. Pozytywnie należy odczytywać, wyrażoną co prawda nieznacznymi wartościami udziału, ale jednak stałą obecność w połowach przedstawicieli obligatoryjnych ryb drapieżnych (szczupaka, sandacza i suma). Stosunkowo wysoki (w granicach 1,9-4,5%) okazał się też udział miętusa, którego na jednym ze stanowisk – zwanym umownie „Bar Relax”, łowiono przez cały okres badań (rys. 5).

Dyskusja

Siedliska związane ze strefą brzegową odgrywają niezwykle ważną rolę w przypadku ryb, służąc im m.in. jako tarliska i miejsca wzrostu dla larw i narybku, a także schronienie dla gatunków istotnych z ekologicznego i/lub komercyjnego punktu widzenia (Samour-



Rys. 5. Zmiany sezonowe w strukturze gatunkowej zespołów litoralowych ichtiofauny Zbiornika Zegrzyńskiego.

dani i Tzanatos 2022). Są obszarami kluczowymi dla ich efektywnej rekrutacji (Moyle i Cech 2004), a w szerszym ujęciu, dla ochrony ich populacji i ogólnej różnorodności ekosystemu (Seitz i in. 2014). Wyniki badań monitoringowych przeprowadzonych w obrębie strefy litoralowej dwóch nizinnych zbiorników zaporowych, zlokalizowanych w środkowym biegu Wisły, wykazały różnice w ich strukturze gatunkowej oraz potwierdziły w obu akwenach obecność przedstawicieli obcej inwazyjnej ichtiofauny. W Zbiorniku Zegrzyńskim odłowiono bowiem 25 zróżnicowanych ekologicznie, rozrodczo i troficznie taksónów ryb, co świadczy pośrednio o bogactwie siedlisk i lokalnie korzystnych warunkach środowiskowych sprzyjających ich bytowaniu. W przypadku Zbiornika Włocławskiego pozyskano w sezonie badawczym ryby należące do mniejszej liczby tj. 18 gatunków, przy czym tutaj połówów dokonywano jedynie na dwóch odmiennych środowiskowo stanowiskach.

Zdecydowana większość sztucznych zbiorników środkowoeuropejskich przechodzi zazwyczaj przez kilka faz, charakteryzujących się obfitością różnych gatunków ryb, by finalnie doprowadzić do dominacji ryb karpiowatych (Kubečka 1993). Z taką sytuacją mamy do czynienia i w omawianych zbiornikach, gdzie w udziale liczbowym w całym badanym sezonie, najistotniejszą rolę pełniła płoć, stanowiąca od 24 do 40% wszystkich pozyskanych osobników. Dominacja tego gatunku w zbiornikach zaporowych powstałych 30-40 lat temu jest zjawiskiem powszechnym w Europie. Dowodem mogą być chociażby wyniki badań Hladík i in. (2008), gdzie w latach 2000-2002 w zbiorniku Římov na rzece Malše w Czechach odsetek płoci w połowach dokonanych za pomocą włóczka narybkowego ustalono na prawie 42%. Podobną sytuację zanotowano w zbiorniku Pareloup, zlokalizowanym w południowo-wschodniej Francji. W trakcie analizy struktury ryb bytujących w strefie litoralowej tego akwenu przeprowadzonych sezonowo, analogicznie jak w Zbiorniku Zegrzyńskim i Włocławskim, płocie w wieku 0+ stanowiły 67% rybostanu (Brosse i in. 2007).

Nieco inaczej wyglądała sytuacja z gatunkami zajmującymi kolejne miejsca pod względem liczebności. W Zbiorniku Włocławskim były to młodociane stadia przedstawicieli rodzimych drapieźnych okoniowatych (okoń i sandacz), natomiast w Zbiorniku Zegrzyńskim, poza płocią drugim ważnym komponentem rybostanu była ukleja, zaś trzecim okoń. Jest to również zjawisko naturalne, bowiem generalnie wśród ryb młodocianych, płoć i okoń tworzą zazwyczaj grupę stabilnie współwystępujących gatunków, zidentyfikowaną wielokrotnie w strefie litoralu zbiorników (Brosse i Lek 2002). Odsetek pozostałych składników rybostanu w badanych akwenach był mocno zróżnicowany, co można tłumaczyć właściwościami siedlisk specyficznych dla danego taksónu i odmiennością ich ontogenetycznych preferencji odnośnie wyboru habitatu czy rodzaju pokarmu (Winfield 2004). Chociaż nasze dane nie pozwalają na jednoznaczne wnioskowanie

o mechanizmach i przyczynach takiego zróżnicowania, wyniki badań eksperymentalnych sugerują, że czynniki decydujące o strukturze rybostanu są złożone i prawdopodobnie obejmują zarówno procesy fizyczne, jak i biotyczne (konkurencja i/lub drapieżnictwo) (Byström i in. 1998).

Zbiorniki zaporowe jako sztuczne ekosystemy, w których obserwowana jest modyfikacja komponentów hydrologicznych i środowiskowych, są miejscem gdzie następuje stopniowa homogenizacja struktury ichtiofauny (Clavero i Hermoso 2011). Badania bogactwa gatunkowego rybostanu przeprowadzone w dorzeczu rzeki Guadiana na Półwyspie Iberyjskim o powierzchni ponad 67,5 tys. km² wykazały, iż zespoły ryb bytujących w zbiornikach były mniej zróżnicowane taksonomicznie w stosunku do zespołów ryb rzek je zasilających, zarówno w odniesieniu do gatunków rodzimych, jak i obcych inwazyjnych. Dodatkowo w obrębie zbiorników, znacznie częściej ujawniano obecność przedstawicieli allochtonicznej inwazyjnej ichtiofauny. Wyniki te sugerują, że gatunki inwazyjne zasiedlające zbiorniki mogą stanowić swoisty filtr ekologiczny, systematycznie wykluczający większość rodzimych gatunków z takich ekosystemów (Clavero i García-Berthou 2006, Clavero i Hermoso 2011).

Stwierdzony niewielki odsetek przedstawicieli obcej inwazyjnej ichtiofauny odnotowany w obrębie badanych stanowisk Zbiornika Zegrzyńskiego, może wynikać z presji wykazywanej na te taksony ze strony rodzimych ryb drapieżnych (szczupaka, miętusa czy suma), zajmujących identyczne nisze ekologiczne oraz wykorzystujących podobne habitaty żerowiskowe i rozrodcze. Takie efekty odnotowano już w przypadku Zbiornika Włocławskiego, gdzie w diecie mniejszych (< 30 cm długości) osobników szczupaka i sandacza oraz większych (> 15 cm) okoni stwierdzono istotną rolę obcych babkowatych (Płachocki i in. 2012). Mimo to, udział liczbowy trzech gatunków babek w tym zbiorniku jest nadal istotny.

Wydaje się, że zwłaszcza miętus bytujący w Zbiorniku Zegrzyńskim może żerując na babkowatych, istotnie przyczyniać się do ograniczania ich liczebności. Co ciekawe jest to ryba powszechnie uznawana za gatunek zimnolubny, nie tworzący przy tym większych skupisk osobniczych. Według Rolik i Rembiszewskiego (1987) przy temperaturze wody powyżej 15°C zmienia swój behavior, pozostając w ukryciu lub w ukryciu przy brzegu. Najbardziej aktywny jest zimą i jesienią, prowadząc nocny tryb życia. Powyższe tezy nie znalazły jednak potwierdzenia w Zbiorniku Zegrzyńskim, bowiem miętusy łowiono w porównywalnej liczbie w trakcie całego sezonu w obrębie preferowanego przez nie stanowiska, niezależnie od termiki wody i warunków pogodowych.

W Zbiorniku Włocławskim obce babkowate czyli babka łysa i szczupła zostały odnotowane po raz pierwszy w latach 2000-2001. Jednak już kilka lat później w połowach badawczych z zastosowaniem włoczek narybkowego, dokonanych w strefie brzegowej

tego akwenu, babka szczupła była jednym z gatunków subdominujących, stanowiąc 18,1% udziału liczbowego ogółu złowionych ryb. Łącznie pozyskano wtedy ryby należące do 18 gatunków (Kakareko i in. 2009). Spośród ryb, których odsetek był najwyższy, istotną rolę stanowiła ukleja (21,0%), płoć (18,2%) oraz ciernik (17,3%). Babka była mniej liczna, a jej udział oszacowano na podobnym poziomie jak w przypadku leszcza czy okonia. Badania te udowodniły jednoznacznie, że pontokaspijskie babkowate rozprzestrzeniły się z powodzeniem w dolnej Wiśle, stając się pospolitym komponentem rybostanu strefy przybrzeżnej zbiornika.

Babka rurkonosa, która pojawiła się w Zbiorniku Włocławskim w 2008 r. (Grabowska i in. 2008), została zarejestrowana kilkanaście lat wcześniej w Czechach, w strefie litoralu płytkiego nizinnego Zbiornika Mušov na rzece Dyje w dorzeczu Dunaju (Lusk i Halacka 1995). Wkrótce potem odnotowano jej bardzo liczne stada w zespołach litoralowych również dwóch kolejnych dużych zbiorników (Včstonice i Nové Mlýny) (Prášek i Jurajda 2005). Z kolei w Zbiorniku Vranov babka ta, uważana za typowo bentosowy gatunek (Naseka i in. 2005), była obecna zarówno w zespole litoralowym ichtiofauny ale co zaskakujące, także w zespole młodocianych ryb bytujących w strefie pelagialu. Wskazuje to na duży potencjał gatunku w kontekście potencjalnej inwazji na nowe obszary (Vašek i in. 2011).

Utrata i degradacja siedlisk spowodowana zabudową hydrotechniczną rzek wpływa negatywnie na rodzime populacje i zespoły ryb. Elementem mających niwelować lub minimalizować takie niekorzystne zmiany w Zbiorniku Zegrzyńskim i Włocławskim, są podejmowane aktualnie przez użytkownika rybackiego działania ukierunkowane na ochronę gatunków ryb cennych gospodarczo i przyrodniczo. Ich wyrazem są konsekwentnie prowadzone zarybienia oraz biernie formy wspomagania ich naturalnego tarła. Jednocześnie podejmowane są próby limitowania liczebności ryb obcych, choć mają one wyłącznie lokalny charakter.

Szczególnie ważne wydaje się być eliminowanie z tych ekosystemów śródkowodnych obcego inwazyjnego karsia srebrzystego, który jako gatunek ekspansywny i powszechnie rozprzestrzeniony w Polsce, może niekiedy zdominować ichtiofaunę. Jego obecność w dłuższej perspektywie, wiąże się z wielopoziomowym oddziaływaniem na rodzimą ichtiofaunę i może skutkować finalnie zanikiem cennych, pokrewnych mu autochtonicznych taksonów (karaś pospolity (*Carassius carassius*), lin, leszcz), jak i niezwykle ważnych gospodarczo i przyrodniczo ryb drapieżnych. Ten negatywny wpływ może przejawiać się konkurencją o pokarm z rodzimymi gatunkami, a pośrednio oddziaływać na populacje współbytujących w danym ekosystemie z rybami np. bezkręgowców wodnych. Uważa się, że obce gatunki ryb dynamizują w ekosystemach napięcia międzygatunkowe, co wynika z ograniczania obszaru dotychczasowych naturalnych sie-

dlisk, żerowisk czy miejsc tarła (Copp i in. 2008, Hliwa 2010). Interakcje pokarmowe z rodzimymi gatunkami ryb mogą nasilać się szczególnie w biotopach z ubogą bazą pokarmową czy w warunkach ograniczonej strefy żerowania, jaką jest sublitoral. Potencjalnie istnieje też ryzyko związane z możliwością wyjadania ikry oraz narybku rodzimych ryb, co zostało już udokumentowane w przypadku obcych taksonów, takich jak babka tusa (Grabowska i Grabowski 2005).

Zanotowany układ struktury rybostanu pod względem gatunkowym, a przede wszystkim ilościowym, wynika w dużej mierze ze stabilności warunków środowiskowych (hydrologicznych) oraz troficznych, panujących w analizowanych zbiornikach. Jest to też z pewnością efektem regularnie prowadzonych zarybień, zwłaszcza rybami drapieżnymi, będących obiektem zainteresowania zdecydowanej większości amatorów wędkarstwa. Uzupełnianie i wspomaganie populacji natywnych gatunków ryb, realizowane w ramach akcji zarybieniowych jest jednym z najważniejszych zadań obligatoryjnych zapisanych w operacie rybackim. Jest równocześnie działaniem mającym znaczenie tzw. proekologiczne, które docelowo ma limitować biomasę drobnych zooplanktonożernych młodocianych stadiów ryb karpiowatych, bezpośrednio oddziałujących na poziom trofii zbiorników, a tym samym decydujących o stanie jakości jego wód. Aby zapobiegać dalszemu rozprzestrzenianiu ryb nierodzimych, bezwzględnie konieczne jest weryfikowanie jakości materiału zarybieniowego wprowadzanego do wód zbiorników, przestrzeganie zakazu stosowania takich gatunków jako żywych przynęt oraz popularyzację akcji edukacyjno-informacyjnych wśród wędkarzy, na temat zagrożeń i skutków natury przyrodniczej oraz ekonomicznej, jakie wiążą się z obecnością ryb obcych inwazyjnych.

Badania sfinansowano ze środków tematu statutowego UWM w Olsztynie nr 11.610.015-110

Literatura

- Błońska D., Kobak J., Grabowska J. 2017 – Shelter competition between the invasive western tubenose goby and the native stone loach is mediated by sex – J. Limnol. 76(2): 221-229.
- Borcherding J., Dolina M., Heermann L., Knutzen P., Krüger S., Matern S., van Treeck R., Gertzen S. 2013 – Feeding and niche differentiation in three invasive gobies in the Lower Rhine, Germany – Limnologica 43: 49-58.
- Borcherding J., Staas S., Krüger S., Ondračková M., Šlapanský L., Jurajda P. 2011 – Non-native Gobiid species in the lower River Rhine (Germany): recent range extensions and densities – J. Appl. Ichthyol. 27: 1-3.
- Brosse S., Grossman G.D., Lek S. 2007 – Fish assemblage patterns in the littoral zone of a European reservoir – Fresh. Biol. 52: 448-458.

- Brosse S., Lek S. 2002 – Relationships between environmental characteristics and the density of age-0 Eurasian perch *Perca fluviatilis* in the littoral zone of a lake: a nonlinear approach – T. Am. Fish. Soc. 131: 1033-1043.
- Bystrom P., Persson L., Wahlstrom E. 1998 – Competing predators and prey: juvenile bottlenecks in whole lake experiments – Ecology 79: 2153-2167.
- Clavero M., Garcia-Berthou E. 2006 – Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula – Ecol. Appl. 16: 2313-2324.
- Clavero M., Hermoso V. 2011 – Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins – Biodivers. Conserv. 20: 41-57.
- Copp G.H. 2010 – Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: a review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing – Fish Fish. 11: 439-460.
- Copp G.H., Kovac V., Zweimuller I., Dias A., Nascimento M., Balazova M. 2008 – Preliminary study of dietary interactions between invading Ponto-Caspian gobies and some native fish species in the River Danube near Bratislava (Slovakia) – Aquat. Invasions 3: 193-200.
- Czerwiński T. 2014 – Analiza gospodarki rybackiej prowadzonej w wybranych zbiornikach zaporowych w latach 2002-2013 – W: Opracowanie rybackiego modelu zrównoważonego wykorzystania i ochrony zasobów ryb w zbiornikach zaporowych (Red.) W. Wiśniewolski i P. Buras. Wyd. IRS, Olsztyn: 29-38.
- Erős T., Sevcsik A., Tóth B. 2005 – Abundance and nighttime habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary – J. Appl. Ichthyol. 21: 350-357.
- Grabowska J., Grabowski M. 2005 – Diel-feeding activity in early summer of racer goby *Neogobius gymnotrachelus* (Gobiidae): a new invader in the Baltic basin – J. Appl. Ichthyol. 21: 282-286.
- Grabowska J., Kotusz J., Witkowski A. 2010 – Alien invasive fish species in Polish waters: an overview – Folia Zool. 59(1): 73-85.
- Grabowska J., Pietraszewski D., Ondračková M. 2008 – Tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) has joined three other Ponto-Caspian gobies in the Vistula River (Poland) – Aquat. Invasions 3(2): 261-265.
- Hladík M., Kubečka J., Mrkvička T., Čech M., Draštík V., Frouzová J., Hohausová E., Matěna J., Matěnová V. 2008 – Effects of the construction of a reservoir on the fish assemblage in an in-flow river – Czech J. Anim. Sci. 53(12): 537-547.
- Hliwa P. 2010 – Elementy biologii rozrodu przedstawicieli obcej inwazyjnej ichtiofauny, babki tysej *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) i czebaczka amurskiego *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) – Rozprawy i monografie, nr 156, Wyd. UWM Olsztyn, s. 1-98.
- Holmgren K., Appelberg M. 2000 – Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients – J. Fish Biol. 57: 1312-1330.
- Hyslop E.J. 1980 – Stomach content analysis: a review of methods and their application – J. Fish Biol. 17: 411-429.
- Järvalt A., Krause T., Palm A. 2005 – Diel migration and spatial distribution of fish in a small stratified lake – Hydrobiologia 547: 197-203.
- Jepsen N., Koed A., Økland F. 1999 – The movements of pikeperch in shallow reservoir – J. Fish Biol. 54: 1083-1093.
- Kakareko T., Kobak J., Poznańska M., Jermacz Ł., Copp G.H. 2016 – Underwater evaluation of habitat partitioning in a European river between a non-native invader, the racer goby and a threatened native fish, the European bullhead – Ecol. Freshw. Fish 25: 60-71.

- Kakareko T., Płachocki D., Kobak J. 2009 – Relative abundance of Ponto-Caspian gobiids in the lower Vistula River (Poland) 3-to 4 years after first appearance – J. Appl. Ichthyol. 25: 647-651.
- Kostrzewa J., Grabowski M. 2002 – Monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1811), in the Vistula River – a phenomenon of Ponto-Caspian Gobiidae invasion – Przegląd Zoologiczny 46(3-4): 235-242.
- Kováč V., Copp G.H., Sousa R.P. 2009 – Life-history traits of invasive bighead goby *Neogobius kessleri* (Günther, 1861) from the middle Danube River, with a reflection on which goby species may win the competition – J. Appl. Ichthyol. 25: 33-37.
- Kubečka J. 1993 – Succession of fish communities of Central and East European reservoirs – W: Comparative reservoir limnology and water quality management (Red.) M. Straskraba, J.S. Tundisi, A. Duncan. Kluwer, Dordrecht, Germany, 153-168.
- Loisl F., Singer G., Keckeis H. 2014 – Method-integrated fish assemblage structure at two spatial scales along a free flowing stretch of the Austrian Danube – Hydrobiologia 729: 77-94.
- Lusk S., Halacka K. 1995 – The first finding of the tubenose goby, *Proterorhinus marmoratus*, in the Czech Republic – Folia Zoologica 44: 90-92.
- Mehner T. 2012 – Diel vertical migration of freshwater fishes – proximate triggers, ultimate causes and research perspectives – Freshw. Biology 57: 1342-1359.
- Mierzejewska K., Martyniak A., Kakareko T., Dzika E., Stańczak K., Hliwa P. 2011 – *Gyrodactylus proterorhini* Ergens, 1967 (Monogeneoidea, Gyrodactylidae) in gobiids from the Vistula River – the first record of the parasite in Poland – Parasitol. Res. 108: 1147-1151.
- Mierzejewska K., Martyniak A., Kakareko T., Hliwa P. 2010 – First record of *Nippotaenia mogurndae* Yamaguti and Miyata, 1940 (Cestoda, Nippotaeniidae), a parasite introduced with Chinese sleeper to Poland – Parasitol. Res. 106: 451-456.
- Moss B. 1998 – Ecology of fresh waters: man and medium, past to future – Blackwell Science.
- Moyle P.B., Cech J.J. 2004 – Fishes: An introduction to ichthyology (5th ed.). San Francisco: Pearson Benjamin Cummings.
- Muška M., Tušer M., Frouzova J., Draštik V., Čech M., Juza T., Kratochvíl M., Mrkvička T., Peterka J., Prchalová M., Říha M., Vašek M., Kubečka J. 2013 – To migrate, or not to migrate: partial diel horizontal migration of fish in a temperate freshwater reservoir – Hydrobiologia 707: 17-28.
- Naseka A.M., Boldyrev V.S., Bogutskaya N.G., Delitsyn V.V. 2005 – New data on the historical and expanded range of *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) (Teleostei: Gobiidae) in eastern Europe – J. Appl. Ichthyol. 21: 300-305.
- Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Kurkilahti M., Ala-Opas P., Ylönen O. 2002 – Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient – J. Fish Biol. 60: 593-612.
- Płachocki D., Kobak J., Kakareko T. 2012 – First report on the importance of alien gobiids in the diet of native piscivorous fishes in the lower Vistula River (Poland) – Oceanol. Hydrobiol. St. 41: 83-89.
- Prášek V., Jurajda P. 2005 – Expansion of *Proterorhinus marmoratus* in the Morava River basin (Czech Republic, Danube R. watershed) – Folia Zool. 54(1-2): 189-192.
- Roche K.F., Janač M., Jurajda P. 2013 – A review of Gobiid expansion along the Danube-Rhine corridor - geopolitical change as a driver for invasion – Knowl. Manag. Aquat. Ec. 411(1): 1-23.
- Rolik H., Rembiszewski J.M. 1987 – Ryby i kragłouste. PWN, Warszawa.

- Samourdan A., Tzanatos E. 2022 – Fish distribution and behaviour with regard to the time of day and the anthropogenic structural modification of the shallow littoral – J. Fish Biol. 100(3): 820-830.
- Seitz R.D., Wennhage H., Bergstrom U., Lipcius R.N., Ysebaert T. 2014 – Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species – ICES J. Mar. Sci. 71: 648-665.
- Szalóky Z., Bammer V., György Á.I., Pehlivanov L., Schabuss M., Zornig H., Weiperth A., Erös T. 2015 – Offshore distribution of invasive gobies (Pisces: Gobiidae) along the longitudinal profile of the Danube River – Fund. Appl. Limnol./Archiv für Hydrobiologie 187: 127-133.
- Tewson L.H., Cowx I.G., Nunn A.D. 2016 – Diel variations in the assemblage structure and foraging ecology of larval and 0+ year juvenile fishes in a man-made floodplain waterbody – J. Fish Biol. 88: 1486-1500.
- Valová Z., Konečná M., Janáč M., Jurajda P. 2015 – Population and reproductive characteristics of a non-native western tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) population unaffected by gobiid competitors – Aquat. Invasions 10(1): 57-68.
- Vašek M., Juza T., Cech M., Kratochvíl M., Prchalová M., Frouzová J., Ríha M., Tušer M., Sedá J., Kubecka J. 2011 – The occurrence of non-native tubenose goby *Proterorhinus semilunaris* in the pelagic 0+ year fish assemblage of a central European reservoir – J. Fish Biol. 78: 953-961.
- Winfield I.J. 2004 – Fish in the littoral zone: ecology, threats and management – Limnologica 34: 124-131.
- Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P. 2011 – Changes occurring over time in commercially exploited fish assemblages in lowland dam reservoirs – Arch. Pol. Fish. 19: 267-283.
- Witkowski A., Grabowska J. 2012 – Non-indigenous freshwater fishes of Poland: threats to the native ichthyofauna and consequences for the fishery: a review – Acta Ichthyol. Piscat. 42(2): 77-87.



Kormorany na Szybie

Jan
1902

Presja kormorana po okresie lęgowym na jeziorach Polski w 2021 roku

Dariusz Ulikowski¹, Piotr Traczuk¹, Krystyna Kalinowska¹, Andrzej Kapusta², Michał Kozłowski³, Konrad Stawecki², Arkadiusz Duda², Robert Czerniawski⁴, Jan Mazurkiewicz⁵, Jacek Rechulicz⁶, Krzysztof Kozłowski⁷

¹Zakład Rybactwa Jeziorowego, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

²Zakład Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

³Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

⁴Katedra Hydrobiologii i Zoologii Ogólnej, Uniwersytet Szczeciński

⁵Zakład Doświadczalny Technologii Produkcji Pasz i Akwakultury w Muchocinie,
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

⁶Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

⁷Katedra Ichtiologii i Akwakultury, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wstęp

Kormoran jest dużym, rybożernym ptakiem, licznie występującym na terenie Polski, którego populacja lęgowa od ponad 10 lat przekracza 25 tys. par (Krzywosz i Traczuk 2013, Bregnballe i in. 2014, Wardecki i in. 2021, Traczuk i in. 2022). Jest to ptak migrujący, który przylatuje na teren naszego kraju najczęściej wczesną wiosną (luty/marzec) i przebywa przez cały sezon lęgowy, czyli do końca lipca (Bzoma 2011). Po tym okresie kormorany mogą opuścić dotychczasową kolonię lęgową i przenieść się na inne, bardziej odległe tereny łowieckie. Zjawisko to określane jest jako dyspersja połęgowa (Hénaux i in. 2007). Pod koniec lata i/lub wczesną jesienią rozpoczynają się typowe migracje na cieplejsze tereny umożliwiające prezimowanie kormoranów. Warto zaznaczyć, iż spora grupa ptaków zimuje w Polsce. Od kilkunastu lat przybywa danych na temat rozmieszczenia kolonii lęgowych kormorana w Polsce, liczebności gniazdujących ptaków a ostatnio także w zakresie liczebności zimujących ptaków i ich miejsc zimowania. Pomimo tej aktualnie prowadzonej inwentaryzacji, niewiele jest informacji o wielkości populacji ptaków niegniazdujących i usytuowaniu

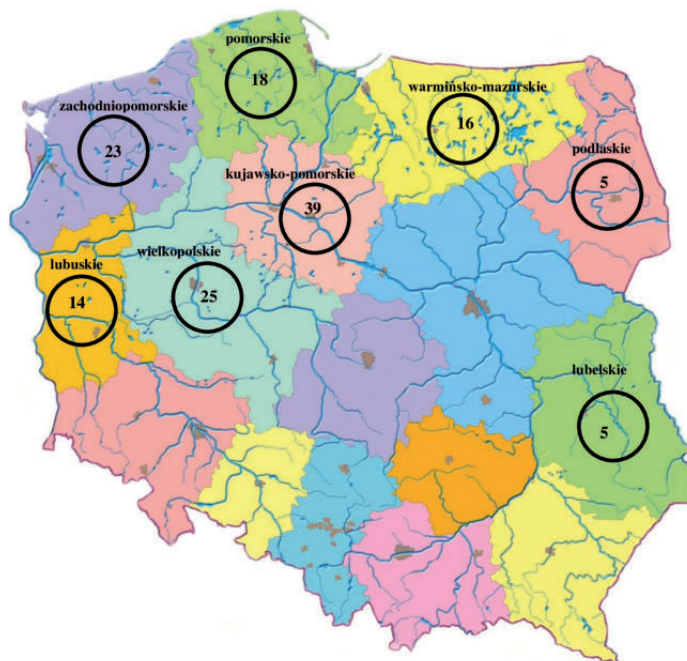
miejsc noclegowych. Ponadto, jeszcze mniej wiadomo o wielkości populacji ptaków przemieszczających się w obrębie naszego kraju lub migrujących z innych terenów, pomimo że powszechnie widziane są kormorany w okresie wczesnojesiennym.

Kormorany odżywiają się wyłącznie rybami, bezsprzecznie powiązane są ze zbiornikami wodnymi, które są dla nich żerowiskiem. Natomiast wyspy i obszary nadbrzeżne są lęgowiskami, noclegowiskami i miejscami odpoczynku (Traczuk 2013). Dzielne zapotrzebowanie pokarmowe kormorana zawiera się w szerokim zakresie od 251 do 1410 g (Carss 1997, Grémillet i in. 2000), chociaż w wielu opracowaniach przyjmuje się, że ptak ten zjada 400-500 g ryb dziennie. Długotrwały pobyt kormoranów związany z okresem lęgowym, czy też późniejszym rozproszeniem i migracją może znacząco oddziaływać na strukturę ichtiofauny w akwenach, na których żeruje (Gwiazda i Amirowicz 2010, Ovegård i in. 2021). W dotychczasowych badaniach wykazano, że głównymi ofiarami kormoranów są ryby o niewielkich rozmiarach (Martyniak i in. 2003, Russel i in. 2003, Gaye-Siessegger 2014), głównie reprezentujące gatunki licznie występujące w zbiornikach wodnych, takie jak okoń, płoć, ukleja, krąp i leszcz (Krzywosw i Traczuk 2009, Bzoma 2011, Traczuk i in. 2021). Prowadzone w 2021 r. badania ichtiofauny w wybranych jeziorach Polski pozwoliły na określenie struktury gatunkowej ryb, a jednocześnie dostarczyły informacji o obecności kormoranów na analizowanych wodach.

Celem niniejszej pracy było oszacowanie presji kormoranów po okresie lęgowym na 145 jeziorach Polski o powierzchni ≥ 50 ha, położonych w ośmiu województwach. Liczbę jezior przypadającą na poszczególne województwa przedstawiono na rycinie z układem podziału administracyjnego Polski (rys. 1). Badania były prowadzone w okresie od 5 lipca do 5 października 2021 r.

Materiał i metody

Morfometryczna i troficzna charakterystyka badanych jezior została przedstawiona w tabeli 1. Temperaturę, tlen rozpuszczony w wodzie oraz nasycenie wody tlenem mierzono *in situ* w profilu pionowym, co 1 m przy pomocy wieloparametrycznej sondy pomiarowej (YSI, USA). Przezroczystość wody określano przy pomocy krążka Secchiego. Stan troficzny jezior według Carlsona (1979) określono na podstawie widzialności krążka Secchiego (TSI_{SD}). Jeziora z $TSI < 40$ zakwalifikowano do jezior oligotroficznyc, z TSI od 40 do 50 – mezotroficznyc, TSI w zakresie 50-70 – eutroficznyc oraz $TSI \geq 70$ – hypereutroficznyc. Jeziora podzielono na cztery typy rybackie: sielawowe, leszczowe, sandaczowe oraz linowo-szczupakowe (w skład tego typu włączono jeziora karasiowe) (Rudnicki i in. 1971). Kryterium dopasowania do typu rybackiego jeziora była wyłącznie głębokość maksymalna zbiornika.



Rys. 1. Mapa Polski z zaznaczeniem liczby badanych jezior w poszczególnych województwach.

Presja kormorana określana była jednokrotnie na aktualnie odławianym jeziorze rano lub wieczorem. Określenie poziomu presji kormorana na ichtiofaunę danego jeziora dokonano w pięciostopniowej skali:

- 0 – brak kormoranów,
- 1 – rano lub wieczorem zaobserwowano żerujące na jeziorze kormorany w ilości poniżej 10 osobników,
- 2 – rano lub wieczorem zaobserwowano żerujące na jeziorze kormorany w ilości pomiędzy 10 a 20 osobników,
- 3 – rano lub wieczorem zaobserwowano żerujące na jeziorze kormorany w ilości pomiędzy 20 a 100 osobników,
- 4 – rano lub wieczorem zaobserwowano żerujące na jeziorze kormorany w ilości powyżej 100 osobników.

Ryby łowiono przy użyciu zestawów sieci nordyckich zgodnie z normą europejską (EN 14757). Wontony denne miały 30 m długości i 1,5 m wysokości a wontony pelagiczne miały 27,5 m długości i 6 m wysokości. Czas połowu wynosił 12 h (od 18.00 do 6.00). Wszystkie złowione ryby były oznaczone do gatunku i policzone. Pomiaru długości całkowitej (TL) i masy ciała (BW) złowionych osobników określono z dokładnością odpo-

wiednio do 1,0 mm i do 0,1 g. Efektywność nakładu połowowego (CPUE) przeliczono na powierzchnię 100 m² sieci korzystając z liczebności (NPUE) i biomasy (WPUE).

Po zakończonym sezonie połowowym, na podstawie danych dotyczących inwentaryzacji kolonii lęgowych kormoranów w Polsce (Wardecki i in. 2021) ustalono, że na 6 jeziorach, na których były prowadzone nasze badania, funkcjonowały w 2021 r. kolonie lęgowe kormorana.

Różnice pomiędzy poszczególnymi typami jezior w parametrach morfometrycznych i troficznych badano przy zastosowaniu jednoczynnikowej analizy wariancji, a następnie parametrycznego testu post-hoc Tukeya. Zależność pomiędzy NPUE oraz WPUE wybranych gatunków a presją kormorana określono na podstawie analizy korelacji liniowej Pearsona. Analizy statystyczne wykonano przy użyciu programu STATISTICA 8.0.

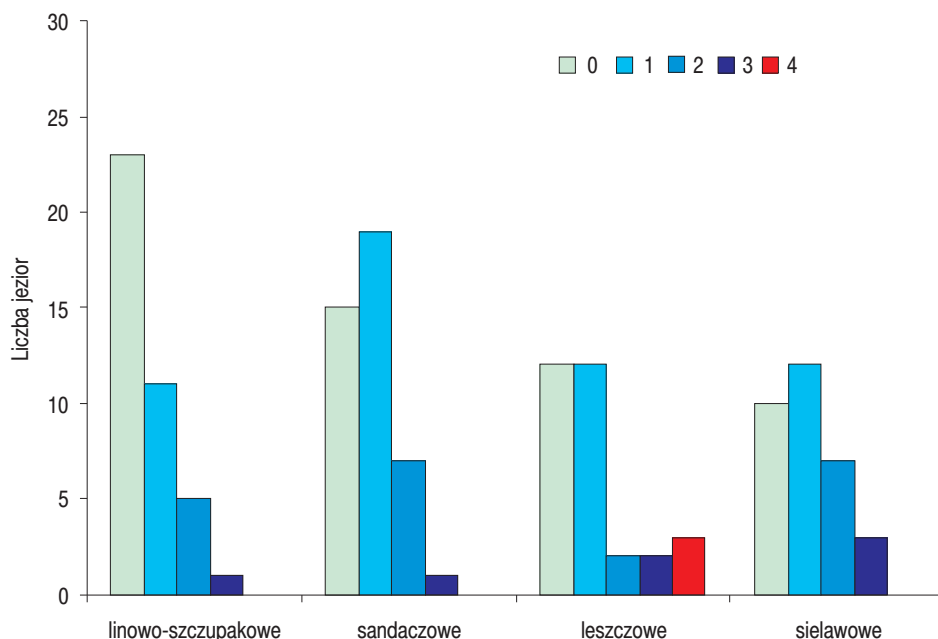
Wyniki

Spośród 145 badanych jezior najwięcej (60 jezior, 41,4% wszystkich jezior) było takich, na których nie zaobserwowano kormoranów (presja 0) (tab. 1). Nieznacznie mniej jezior (54 jeziora, 37,2% badanych jezior) zanotowano z najmniejszą presją. Liczba jezior z presją 2 była zdecydowanie niższa (21 jezior, 14,5% wszystkich jezior). Najsilniejszą presję kormorana (3 i 4) odnotowano zaledwie na kilku jeziorach (odpowiednio w siedmiu i trzech jeziorach; 4,8 i 2,1% wszystkich jezior). Powierzchnia jezior z presją 0 i 1 była istotnie statystycznie niższa niż powierzchnia jeziora z presją 3 i 4 ($p < 0,05$). Nie stwierdzono natomiast istotnych statystycznie różnic ($p > 0,05$) pomiędzy jeziorami o różnej presji w pozostałych parametrach morfometrycznych i troficznych.

TABELA 1

Presja kormorana a wybrane parametry morfometryczne i troficzne oraz udział procentowy warstwy tlenowej ($> 1 \text{ mg l}^{-1}$) w całej kolumnie wody jezior (wartości średnie \pm SD oraz zakresy w nawiasach). Różne indeksy literowe wskazują na statystycznie istotną różnicę na poziomie $p < 0,05$

Presja kormorana	Liczba jezior	Udział jezior (%)	Powierzchnia (ha)	Głębokość maksymalna (m)	Widzialność krążka Secchiego (m)	Stan troficzny (TSI)	Zawartość tlenu (%)
0	60	41,4	114,7 \pm 75,6 ^a (50,0–402,0)	11,7 \pm 10,3 ^a (1,1–45,0)	1,3 \pm 1,0 ^a (0,2–4,4)	60,6 \pm 11,2 ^a (38,6–83,2)	65,6 \pm 32,3 ^a (13,7–100)
1	54	37,2	120,7 \pm 83,3 ^a (50,0–551,9)	14,5 \pm 10,8 ^a (0,4–44,5)	1,6 \pm 1,1 ^a (0,2–4,9)	56,5 \pm 11,0 ^a (37,1–83,2)	48,6 \pm 27,5 ^a (11,8–100)
2	21	14,5	165,9 \pm 122,7 ^{ab} (52,2–461,3)	14,4 \pm 10,0 ^a (2,0–32,9)	1,3 \pm 1,0 ^a (0,3–3,5)	59,5 \pm 10,2 ^a (41,9–77,4)	51,5 \pm 34,4 ^a (14,0–100)
3	7	4,8	428,3 \pm 313,9,3 ^b (52,0–790,7)	19,1 \pm 13,2 ^a (4,5–45,0)	2,2 \pm 1,2 ^a (0,5–3,6)	51,7 \pm 11,1 ^a (41,5–70,0)	55,7 \pm 27,5 ^a (26,5–100)
4	3	2,1	369,4 \pm 84,4 ^b (304,3–464,7)	15,0 \pm 0,2 ^a (14,8–15,1)	1,7 \pm 0,7 ^a (0,9–2,3)	53,8 \pm 7,5 ^a (48,0–62,3)	42,3 \pm 13,8 ^a (26,7–53,0)

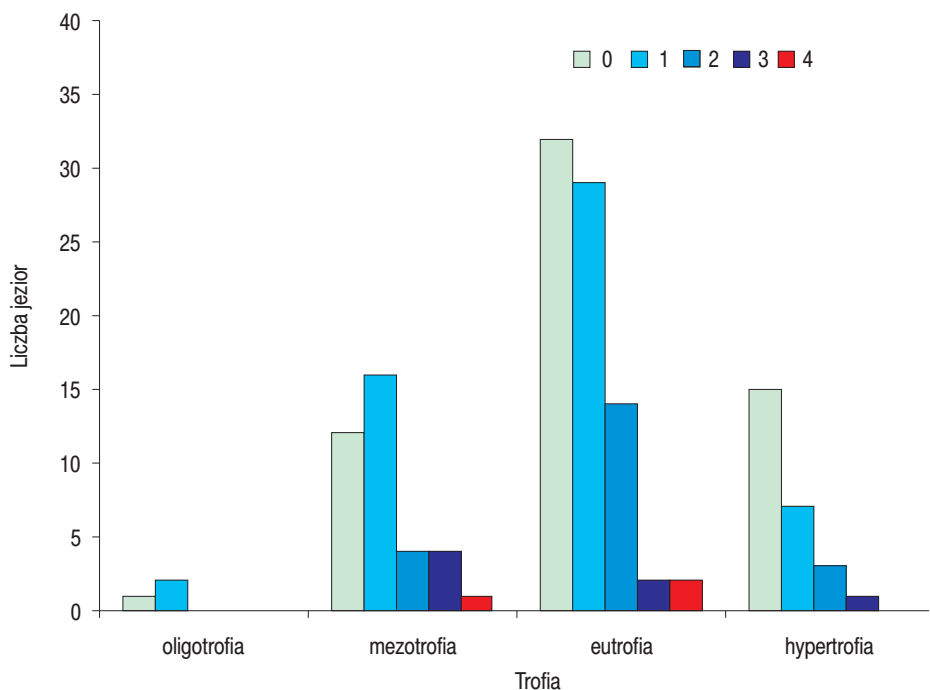


Rys. 2. Liczba jezior o określonej presji kormoranów (presja 0-4) w różnych typach troficznych jezior.

Biorąc pod uwagę stan troficzny jezior (rys. 2) wykazano, że tylko w jeziorach mezotroficznych i eutroficznych był najwyższy poziom presji (presja 4), natomiast w jeziorach oligotroficznych nie stwierdzono obecności kormoranów lub presja była na poziomie 1. Jeziora eutroficzne charakteryzowały się największą liczbą zbiorników bez presji kormoranów lub o presji na poziomie 1 i 2.

Pod względem typów rybackich (rys. 3) najwyższy poziom presji kormoranów (presja 4) stwierdzono wyłącznie w jeziorach typu leszczowego. We wszystkich typach rybackich najwięcej było jezior, na których nie zaobserwowano kormoranów lub presja była na poziomie 1. Umiarkowana presja (poziom 2) dotyczyła największej liczby jezior w typach sandaczowym i sielawowym.

We wszystkich typach jezior o różnej presji gatunkami dominującymi w liczebności były: okoń, płoć i ukleja (rys. 4a), natomiast w biomacie: okoń, płoć i krąp/leszcz (rys. 4b). Przy czym okoń dominował w liczebności, natomiast płoć w biomacie. Zarówno ukleja (27,8% NPUE), jak i krąp/leszcz (25,4% WPUE) dominowały w jeziorach, na których nie stwierdzono obecności kormoranów. Najsilniejsza presja kormorana (presja 3-4) przypadała na jeziora, w których łączny udział okonia i płoci wynosił odpowiednio 78,4 i 82,5% NPUE oraz 74,5 i 67,3% WPUE. Dają się zauważyć pewne tendencje, a mianowicie presja kormorana wzrastała wraz ze zwiększaniem się udziału tych dwóch gatunków w całkowitej liczebności i masie ichtiofauny.



Rys. 3. Liczba jezior o określonej presji kormorana (presja 0-4) przypadająca na poszczególne typy rybackie jezior.

Poziom presji kormorana wyraźnie wzrastał istotnie statystycznie ($p < 0,05$) wraz ze wzrostem udziału okonia w całkowitej liczebności i biomacie ryb (rys. 5). Takiej zależności nie stwierdzono dla płoci, zwłaszcza dla jej udziału w całkowitej liczebności, chociaż w obu przypadkach zależności nie były statystycznie istotne ($p > 0,05$). Natomiast w przypadku uklei oraz krąpia/leszcza, poziom presji kormoranów znacząco się obniżał wraz ze wzrostem udziału tych gatunków, zarówno w liczebności (% NPUE), jak i biomacie (% WPUE). W przypadku uklei zależności były nieistotne statystycznie ($p > 0,05$), zaś dla krąpia/leszcza były to zależności istotne ($p < 0,05$).

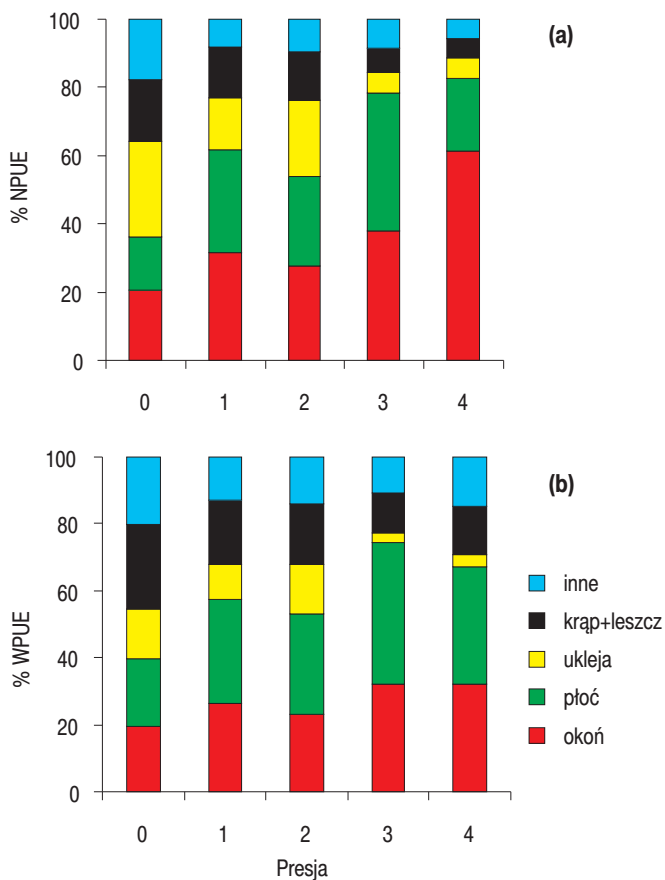
Na podstawie dostępnych informacji (Wardecki i in. 2021) stwierdzających, że w 2021 r. na sześciu badanych przez nas jeziorach istniały kolonie lęgowe kormorana, zestawiono niektóre parametry opisujące jeziora w odniesieniu do zanotowanej tam presji kormorana (tab. 2). Dane własne oraz informacje ustne wskazują, że w koloniach tych gniazdowało od kilkudziesięciu do kilkuset par kormoranów.

Pomimo obecności co najmniej kilkudziesięciu par lęgowych kormorana w okresie rozrodu, presja w okresie po lęgowym na tych jeziorach była zróżnicowana w zakresie 1-4. Najniższą presję odnotowano w najmniejszych i najpińszych jeziorach: Chobienickim i Łasińskim, gdzie jednocześnie stwierdzono najmniej gatunków ryb. Natomiast naj-

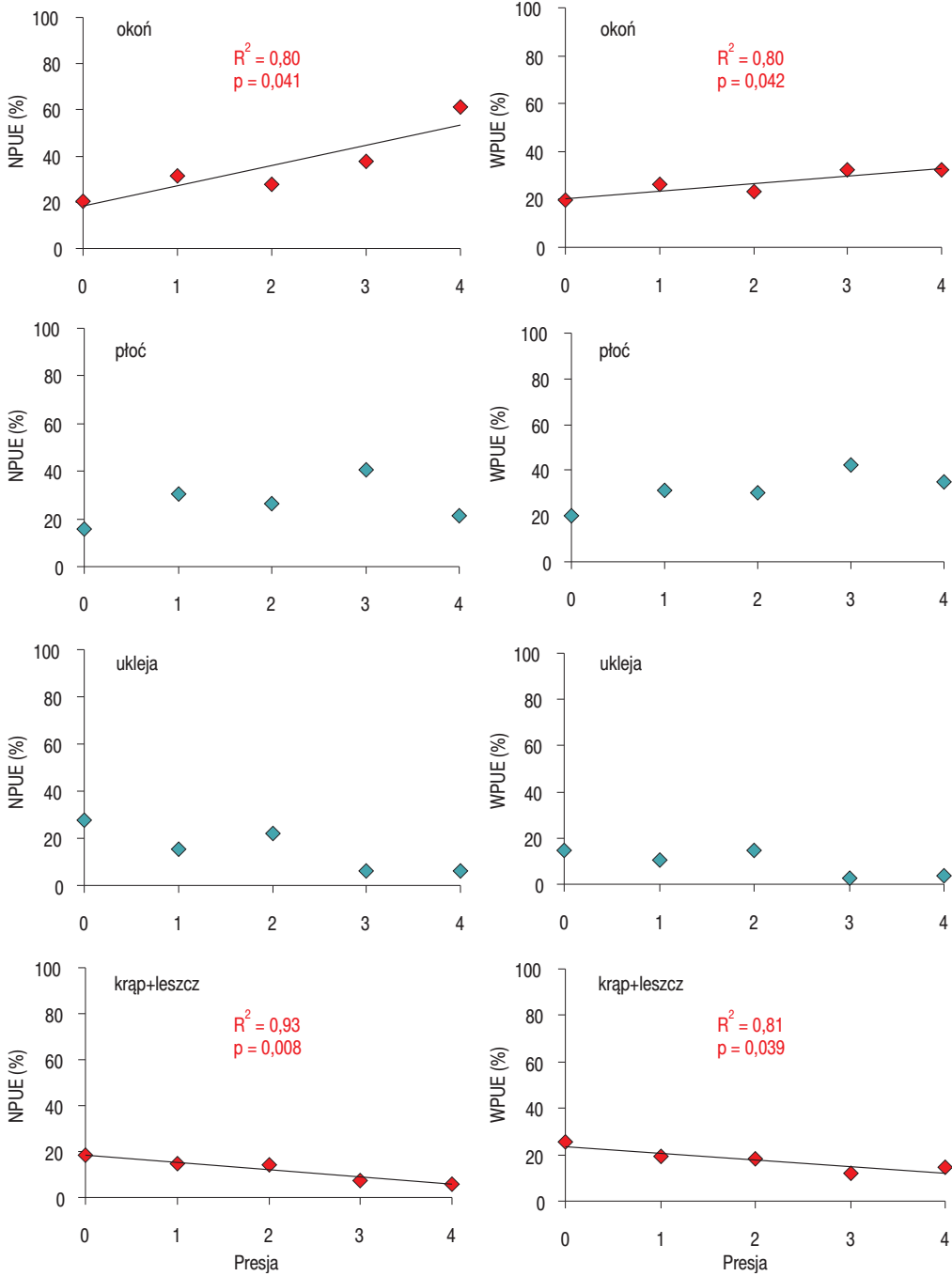
TABELA 2

Presja kormoranów na jeziorach, na których zanotowano obecność kolonii lęgowych kormorana w 2021 r.

Jeziro	Presja kormorana	Powierzchnia (ha)	Głębokość maksymalna (m)	Widzialność krążka Secchiego (m)	Stan troficzny TSI	Liczba gatunków ryb
Chobienickie	1	230,3	3,4	0,2	83,2	9
Łasińskie	1	155,2	5,2	0,5	70,0	6
Jasień Południowy	2	336,7	22,6	0,8	63,2	15
Kruszyńskie	3	461,3	7,0	0,4	73,2	11
Chrzypskie	4	304,3	15,0	2,3	48,0	15
Pakoskie Południowe	4	464,7	14,8	0,85	62,3	10



Rys. 4. Udział wybranych gatunków ryb w całkowitej liczbie złowionych ryb na jednostkę połowową (NPUE) (a) oraz w całkowitej masie złowionych ryb na jednostkę połowową (WPUE) (b) w analizowanych jeziorach o różnej presji kormorana (średni udział dla grupy jezior).



Rys. 5. Zależności pomiędzy średnim udziałem wybranych gatunków ryb w liczebności (lewy panel) i biomacie (prawy panel) ryb żłowiowych w jeziorach a presją kormorana (różnice istotne statystycznie zaznaczono kolorem czerwonym).



Fot. 1. Kormorany na wodzie.

wyższa presja (poziom 4) dotyczyła jezior o dużej powierzchni i głębokości maksymalnej około 15 m (Jezioro Chrzypskie i Pakoskie Południowe).

Dyskusja

Badania dotyczące presji kormorana na ichtiofaunę jezior prowadzone były do tej pory głównie w okresie lęgowym. Brak danych na temat presji w okresie późniejszym był motywacją do przeprowadzenia badań w okresie połęgowym wraz z prowadzonym w tym samym czasie monitoringiem ichtiofauny. Przeprowadzone badania były pierwszymi w Polsce na temat dyspersji oraz charakterystyki siedlisk wybieranych jako żerowiska w okresie połęgowym. Dokonana ocena presji kormorana w tym okresie miała charakter pilotażowy, którego celem było ogólne zarejestrowanie miejsc (jezior), na których przebywają i żerują kormorany. Przyjęty poziom presji kormorana w zakresie od 0 do 4 pozwolił na zróżnicowanie jezior pod względem nie tylko obecności, ale i liczebności tych ptaków. Uzyskane wstępne dane były podstawą do poszukiwania zależności pomiędzy presją kormorana a parametrami morfometrycznymi i troficznymi jezior, a także typami rybackimi. Przeprowadzone badania wykazały, że jezior z najsilniejszą presją kormorana było stosunkowo niewiele (3 jeziora). Były to jeziora o stosunkowo



Fot. 2. Leczące stado kormoranów.



Fot. 3. Kolonia kormoranów na Jeziorze Chrzypskim.

dużej powierzchni, zaliczone do typu rybackiego jezior leszczowych, które według danych literaturowych (Rudnicki i in. 1971) charakteryzują się głębokością 12-20 m oraz ichtiofauną reprezentowaną głównie przez leszcza, lina, płoć, wzdręgę, krąpia i ukleję. Niniejsze badania pokazały, że we wszystkich jeziorach leszczowych z najsilniejszą presją gatunkami zdecydowanie dominującymi były okoń i/lub płoć. Jedno z jezior o presji 4

wykazywało charakter mezotroficzny, zaś dwa pozostałe były zbiornikami eutroficznymi. Cechą charakterystyczną tych jezior był stosunkowo niski udział strefy tlenowej w całej kolumnie wody (27, 47 i 53%), pomimo ich znacznej głębokości.

Najwięcej było jezior (60 zbiorników), na których nie stwierdzono obecności kormorana. Stanowiły one 41% wszystkich jezior. Dość liczne (54 zbiorniki) były także jeziora o niskiej presji (poziom 1), które stanowiły 37% wszystkich badanych jezior. Gatunkami dominującymi we wszystkich jeziorach, na których stwierdzono presję kormorana (poziom 1-4) były okoń i płoć, których łączny udział w liczebności i biomacie ryb przekraczał 53%. Według danych literaturowych są to gatunki najczęściej występujące w diecie kormorana (Traczuk i in. 2021). Nasze badania wykazały, że kormorany mogą wybierać jeziora, w których okoń i płoć występują licznie i mają stosunkowo niewielkie rozmiary, chociaż wielkość konsumowanych przez kormorany ryb mieści się w bardzo szerokim zakresie (Martyniak i in. 2003, Russel i in. 2003, Krzywosz i Traczuk 2009, Bzoma 2011, Gaye-Siessegger 2014, Ovegård i in. 2021, Traczuk i in. 2021).

Analiza statystyczna wykazała silną zależność pomiędzy poziomem presji kormorana a udziałem procentowym wybranych gatunków ryb w liczebności i biomacie. W przypadku okonia presja kormorana wzrastała wraz ze wzrostem jego udziału, natomiast w przypadku uklei oraz krąpia/leszcza zależność ta była odwrotna. Powyższe stwierdzenia odnoszą się zaledwie do jednego roku badań i jednokrotnej oceny presji kormorana, dlatego wymagają dalszych, bardziej szczegółowych badań oraz opracowania odpowiedniej metodyki pozyskiwania danych. Tym nie mniej wydaje się, iż nasze badania mogą dostarczyć dość cennych informacji na temat rozmieszczenia i liczebności kormoranów na jeziorach usytuowanych w różnych regionach Polski. W przyszłości istotne może być zajęcie się takimi kwestiami, jak wybór siedlisk przez kormorany w okresie połęgowym na obszarze całego kraju, określenie czasu przebywania nad poszczególnymi zbiornikami wodnymi i rzekami oraz ich wpływu na zasoby rybne.

Badania zrealizowano w ramach zadań statutowych Z-016 i Z-003 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Bzoma S. 2011 – Program ochrony kormorana *Phalacrocorax carbo* w Polsce. Strategia zarządzania populacją kormorana w Polsce – Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa, s. 120.
- Carlson R.E. 1977 – A trophic state index for lakes – *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-369.
- Carss D.N. 1997 – Techniques for assessing Cormorant diet and food intake: towards a consensus view – *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 26: 197-230.

- Gaye-Siessegger J. 2014 – The great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) at lower lake Constance/Germany: dietary composition and impact on commercial fisheries – Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 414: 04.
- Grémillat D., Stoeck S., Peters G. 2000 – Determining food requirements in marine top predators: a comparison of three independent techniques in great Cormorants, *Phalacrocorax carbo carbo* – Can. J. Zool. 78(9): 1567-1579.
- Gwiazda R., Amirowicz A. 2010 – Towards the optimal foraging strategy: is seasonal shift in the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo* in a dam reservoir the effect of water temperature or size pattern in fish assemblages? – Pol. J. Ecol. 58: 783-792.
- Hénaux V., Bregnballe T., Lebreton J.D. 2007 – Dispersal and recruitment during population growth in a colonial bird, the great cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* – J. Avian Biol. 38(1): 44-57.
- Krzywosz T., Traczuk P. 2009 – Skład diety kolonii kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo sinensis* (L.) na Jeziorze Dobskim – Komun. Ryb. 2: 15-19.
- Krzywosz T., Traczuk P. 2013 – Populacja lęgowa kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo* w Polsce w 2013 r. – Komun. Ryb. 4: 25-27.
- Martyniak A., Wziątek B., Szymańska U., Hliwa P., Terlecki J. 2003 – Diet composition of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Kąty Rybackie, NE Poland, as assessed by pellets and regurgitated prey (1996 and 1997) – Vogelwelt 123: 217-226.
- Ovegård M.K., Jepsen N., Bergenius Nord M., Petersson E. 2021 – Cormorant predation effects on fish populations: a global meta-analysis – Fish and Fisheries 22(3): 605-622.
- Przybysz J. 1997 – Kormoran – Wyd. Lubelskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 108.
- Rudnicki A., Waluga J., Waluś T. 1971 – Rybactwo jeziorowe – Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, s. 403.
- Russel I.C., Cook A.C., Kinsman D.A., Ives M.J., Lower N.J. 2003 – Stomach content analyses of great cormorants *Phalacrocorax carbo* at some different fishery types in England and Wales – Vogelwelt 124: 255-259.
- Traczuk P. 2013 – Charakterystyka kolonii lęgowych kormorana czarnego w północno-wschodniej Polsce – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 r. (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 81-92.
- Traczuk P., Ulikowski D., Kalinowska K. 2021 – Stomach contents of the great cormorant *Phalacrocorax carbo* inhabiting north-eastern Poland – Fisheries & Aquatic Life 29(4): 202-210.
- Traczuk P., Ulikowski D., Kalinowska K., Kapusta A. 2022 – Ogólny przegląd zagadnień dotyczących kormorana – Przegląd Rybacki, 2(182): 4-8.
- Wardecki Ł., Chodkiewicz T., Beuch S., Smyk B., Sikora A., Neubauer G., Meissner W., Marchowski D., Wylegała P., Chylarecki P. 2021 – Monitoring Ptaków Polski w latach 2018–2021 – Biuletyn Monitoringu Przyrody 22: 1-8.



Korowód kormoranów nad Szybą

Produkcja sielawy towarowej w systemach RAS

Zdzisław Zakęś¹, Mirosław Szczepkowski², Renata Pietrzak-Fiećko³

¹Zakład Akwakultury,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

²Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

³Katedra Towaroznawstwa i Badań Żywności,

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wstęp

Ryby siejowate należą do gatunków, których podaż nie pokrywa popytu. Główną przyczyną tego stanu rzeczy są szeroko rozumiane efekty działalności człowieka, w tym coraz bardziej widoczne w ostatnich latach zmiany klimatu (Baer i in. 2021). Odłowry rybackie tych gatunków są ograniczone i w dłuższej perspektywie czasowej wykazują tendencję malejącą, zarówno w skali ogólnoswiatowej, jak i krajowej (Baer i in. 2021, Draszkiewicz-Mioduszeńska i Wołos 2021). W 2020 r. odłowry siei (*Coregonus lavaretus*) wyniosły 9,5 tony, a sielawy (*Coregonus albula*) 213 ton (Draszkiewicz-Mioduszeńska i Wołos 2021). Odnosić należy, że w Polsce dzikie populacje tych gatunków są wspierane systematycznymi zarybieniami, których wartości w przeliczeniu na 1 ha wód powierzchniowych zarybianych sielawą i sieją w 2020 r. wyniosły odpowiednio 27,07 zł i 41,29 zł (Mickiewicz i in. 2022). Produkcja materiału zarybieniowego ryb siejowatych w polskiej akwakulturze charakteryzuje się jednak dużymi fluktuacjami wynikającymi z warunków atmosferycznych panujących w danym roku, a produkowany jest głównie wylęg i narybek letni. W 2019 r. jego wartość nominalna została oszacowana na 1,4 mln zł, przy całkowitej wartości materiału zarybieniowego ok. 24 mln zł (Zakęś i Rożyński 2021).

Ograniczona podaż tzw. ryby konsumpcyjnej wyzwała impuls rozwoju produkcji danego gatunku w obiektach akwakultury. Z taką sytuacją mamy do czynienia w przypadku siei gdzie produkcja ryby towarowej w obiektach akwakultury dorównuje wielkości

odłowów rybackich. Podobny trend występuje też w Finlandii i Federacji Rosyjskiej, które należą do największych producentów tego gatunku (Baer i in. 2021). W Polsce produkcja siei towarowej w akwakulturze sięga 6 ton, a odłowy rybackie ok. 9,5 tony (dane za 2020 r.; Draszkiewicz-Mioduszevska i Wołos 2021, Lirski i Myszkowski 2021). Nie jest to więc skala znacząca, ale zaczyna dorównywać odłowom prowadzonym w wodach otwartych. Do tej pory w obiektach akwakultury nie produkuje się drugiego rodzimego gatunku ryb głąbielowatych, tj. sielawy wielkości towarowej. Fakt ten należy głównie łączyć z wyjątkową wrażliwością tego gatunku na warunki środowiskowe w obiektach stawowych, a także brakiem odpowiedniej technologii. Bez wątpienia zainteresowanie produkcją danego gatunku jest powiązane też z jego ceną. Obserwowany w ostatnich latach duży popyt na sielawę głównie w rejonach turystycznych, przyczynił się do istotnego wzrostu jej ceny, która z poziomu 25 zł/kg (2019 r.) wzrosła do 35,4 zł/kg (2020 r.). Przekroczyła więc cenę sandacza (*Sander lucioperca*) (33,6 zł/kg; 2020 r.) i awansowała na drugie miejsce, po węgorzu (*Anguilla anguilla*) (84,3 zł/kg; 2020 r.). Dla porównania, w przypadku siei ceny utrzymywały się na w miarę stabilnym poziomie i wynosiły 28 zł/kg (2019 r.) i 25,6 zł/kg (2020 r.) (Lirski i Myszkowski 2022).

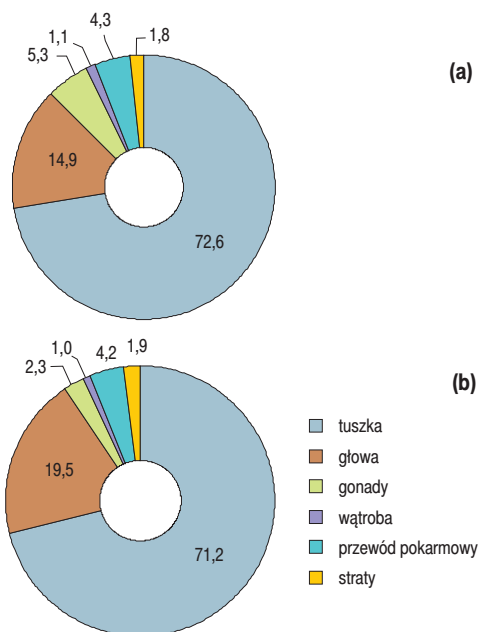
Wydaje się, że szanse zwiększenia podaży ryb siejowatych można szukać w wykorzystaniu systemów recyrkulacyjnych (RAS). Technologia produkcji siei w RAS została w znacznym stopniu opracowana, a gatunek ten zaliczany jest do grupy perspektywicznych w kontekście hodowli ryb w tego rodzaju urządzeniach (Bregnballe 2015). Szczegółowo zostały zgłębiane zagadnienia dotyczące wymogów środowiskowych i żywieniowych siei (m.in. Koskela i Eskelinen 1992, Szczepkowska i Szczepkowski 2005, Szczepkowski i in. 2006, Szczepkowska i in. 2007, 2008, Szczepkowski 2011). Podjęto również próby produkcji narybku i selektów sielawy w RAS, wykorzystując elementy technologii opracowanej dla siei (Szczepkowski i Szczepkowska 2012, Szczepkowska i in. 2014, Szczepkowski i in. 2018). Okazało się, że sielawa ma zbliżone wymagania środowiskowe do siei. Charakteryzują ją jednak jeszcze większe wymagania co do jakości paszy komponowanej. Generalnie przy stosowaniu tych samych warunków podchowu w RAS uzyskuje się o 15-30% niższą przeżywalność sielawy niż siei. Prowadzone badania wykazały, że sielawa cechuje się też odmiennym behawiorem. Jest gatunkiem bardziej płochliwym i podatnym na stres, co odbija się nie tylko na przeżywalności, ale również na tempie wzrostu i efektywności wykorzystania pasz (Szczepkowski i in. 2018). Okazało się jednak, że w RAS przy zastosowaniu wysokiej jakości paszy (odpowiedni skład komponentowy) można uzyskać sielawę o wielkości konsumpcyjnej (ok. 100 g) w niespełna rok. Zauważać warto, że to właśnie czas cyku produkcyjnego, tolerowanie dużych zagęszczeń obsad i efektywne przyswajanie pasz komponowanych są podstawowymi kryteriami predysponującymi dany gatunek do jego tuczu w systemach RAS

(Bregnballe 2015). Co prawda technologia produkcji sielawy w RAS wymaga dopracowania, to jednak wydaje się, że gatunek ten spełnia ww. kryteria. Oczywiście istotne są też preferencje konsumenckie i zaakceptowanie nowego produktu na rynku. Decydują o tym cechy użytkowe takie jak: wartość rzeźna, dietetyczna i kulinarna. W niniejszym opracowaniu odniesiono się właśnie do tego zagadnienia porównując sielawę dziką i hodowlaną wyprodukowaną w RAS w kontekście cech użytkowych.

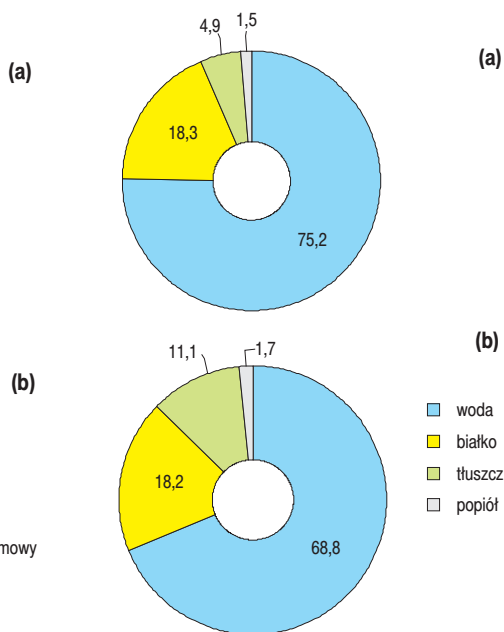
Materiał, wyniki i ich omówienie

Podchów sielawy hodowlanej prowadzono w systemach RAS (Szczepkowska i in. 2014, Zakęś i in. 2020). W ostatniej fazie podchowu ryby żywiono paszą E-Stella 1P (Skretting, Norwegia) o średnicy granul 2,5 mm, zawierającą 47,0% białka, 14,0% tłuszczu, 21,0% węglowodanów, 7,5% popiołu i 2,9% błonnika. Dobowa dawka paszy w końcowej fazie tuczu wynosiła 0,5% biomasy obsad. Średnia temperatura wody podczas podchowu wynosiła 18,0°C (zakres 13,0-21,5°C). Koncentracja tlenu na odpływie z basenów podchowowych nie spadała poniżej 6,2 mg O₂/l, a odczyn wody pH mieścił się w zakresie 7,20-7,67. We wrześniu odłowiono po 12 osobników z RAS i dzikożyjących. Ryby dzikie pozyskano z jeziora Harsz (Pojezierze Mazurskie, północno-wschodnia Polska). Średnia masa ciała ryb z RAS wynosiła 73 g, a osobników dzikich 69 g. Ryby bezpośrednio po odłowieniu schładzano, a po dostarczeniu do laboratorium patroszono i odgławiano. Wszystkie uzyskane części ciała ważono, a były to: (1) ryba patroszona, trzewia razem, wątroba, gonady, (2) ryba patroszona i odgłowiona, głowa z płetwami piersiowymi. Obliczono udział procentowy poszczególnych części ciała w stosunku do całkowitej masy ciała ryby (m.c.). Zawartości podstawowych składników (białko, tłuszcz, woda) i skład kwasów tłuszczowych określono w tuszce (ryba patroszona i odgłowiona) (szczegóły w Zakęś i in. 2020). Wartość kaloryczną tuszek sielawy z RAS i dzikiej określono na podstawie wyników analiz składu chemicznego podstawowego tego produktu, stosując równoważniki kaloryczne, tj. 4,0 kcal/g białka i 9,0 kcal/g tłuszczu.

Z punktu widzenia potencjalnego przetwórcy, ale i konsumenta ryb istotny jest udział tzw. części jadalnych. W przypadku sielawy jest to tusza patroszona (np. popularny surowiec do wędzenia) lub tusza patroszona i odgłowiona. Z uwagi na niewielkie rozmiary tego gatunku ryby tej się nie filetuje. Wydajność tuszy patroszonej sielawy z RAS była o ok. 3% wyższa niż sielawy dzikiej (91% wobec 88% m.c.). Różnice te zmniejszyły się w przypadku ryby patroszonej i odgłowionej (72% m.c. – ryby z RAS i 71% m.c. – osobniki dzikie; rys. 1). Podkreślić warto, że wydajności te w porównaniu z innymi gatunkami były korzystne. Przykładowo u szczupaka (*Esox lucius*), sandacza, okonia (*Perca fluviatilis*) i suma euro-



Rys. 1. Wydajność rzeźna sielawy dzikiej (a) i osobników z RAS (b) (% masy ciała).



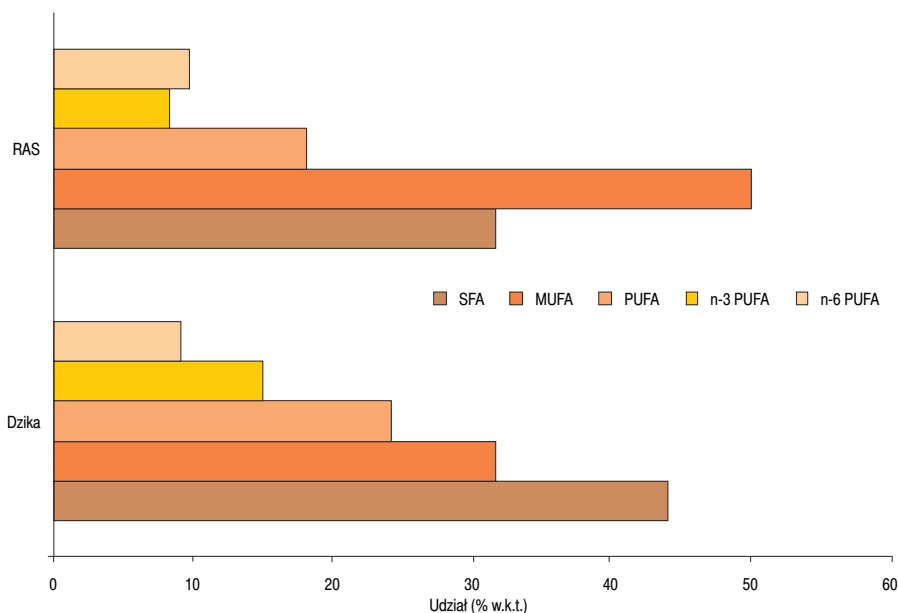
Rys. 2. Podstawowy skład chemiczny tuszek sielawy dzikiej (a) i osobników z RAS (b) (% masy mokrej).

pejskiego (*Silurus glanis*) wydajności tuszki patroszonej i odgłowiej przyjęły następujące wartości: 66% m.c. (sandacz dziki) i 63% m.c. (sandacz z RAS), 69% m.c. (okoń dziki) i 64% m.c. (okoń z RAS), 69% m.c. (szczupak dziki) i 66% (szczupak z RAS), sum europejski (61% zarówno u ryb dzikich, jak i z RAS) (Zakęś i in. 2007). Żywnienie wymienionych gatunków ryb drapieżnych, poza sumem, wysokoenergetyczną paszą komponowaną, przyczyniło się do obniżenia wydajności rzeźnej. Fakt ten można łączyć głównie ze zwiększeniem masy trzewi, wynikającym z odkładania tzw. tłuszczu okołojelitowego. Co istotne, zjawiska tego nie stwierdzono u sielawy. Masa przewodu pokarmowego (razem z tłuszczem okołojelitowym) stanowiła nieznacznie ponad 4% m.c., zarówno u dzikiej, jak i hodowlanej sielawy (rys. 1).

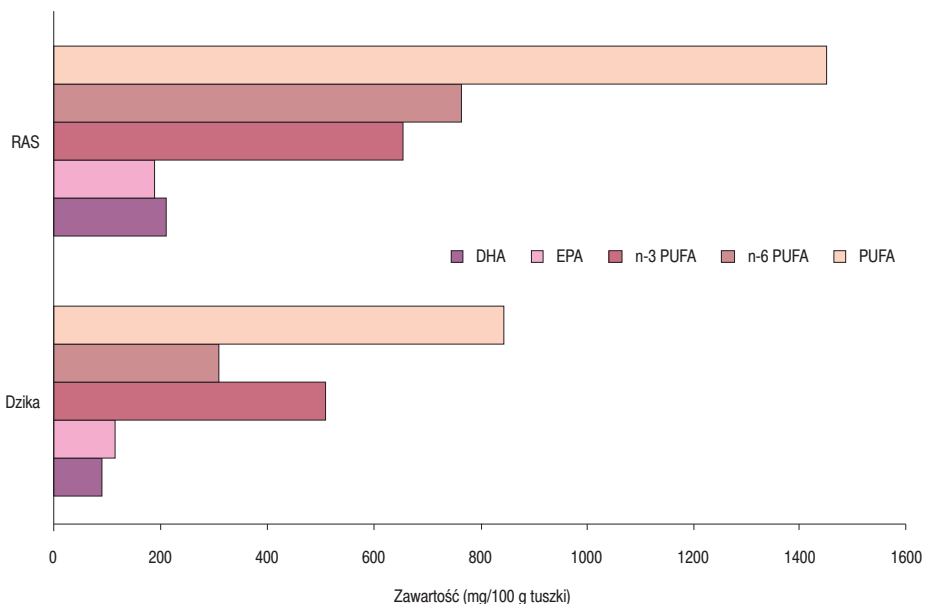
Biorąc pod uwagę zawartość tłuszczu ryby zostały podzielone na cztery grupy: gatunki o mięsie chudym (< 2% tłuszczu), nisko tłustym (2-4% tłuszczu), średnio tłustym (4-8% tłuszczu) i tłustym (> 8% tłuszczu) (Macrae i in. 1993). Zawartość tłuszczu w tuszce dzikiej sielawy wyniosła 4,9% (produkt średnio tłusty), a u ryb z RAS wzrosła do ponad 11% (wzrost o 6,3%; produkt tłusty) (rys. 2). W rezultacie wartość kaloryczna tuszki sielawy z RAS była o ok. 50% wyższa niż u dzikich osobników (174 wobec 117 kcal/100 g tuszki) (Zakęś i in. 2020). Należy odnotować, że zawartość tłuszczu w mięsie sielawy jest cechą populacyjną, a decydują o niej głównie warunki pokarmowe panujące w danym

akwencie. Zależy też od pory roku i może mieścić się w przedziale od 0,5 do 4,9% (np. Woźniak i in. 2013). W przypadku ryb drapieżnych (sandacz, okoń, szczupak, sum europejski) ich podchów w RAS i żywienie wysokoenergetycznymi paszami skutkowało wzrostem zawartości tłuszczu w filetach, w porównaniu do osobników dzikich, maksymalnie do poziomu 3,5% (mięso nisko tłuste; Zakęś i in. 2007). Żywienie sielawy podobną paszą skutkowało dużo istotniejszym wzrostem zawartości tłuszczu. Wydaje się więc, że gatunek ten nadmiar energii zawartej w pokarmie magazynuje głównie w mięsie, co może mieć pozytywne, ale i negatywne konsekwencje.

W przypadku nowego produktu, a takim jest surowiec pochodzący z RAS, istotne są nie tylko jego cechy sensoryczne (smak, zapach, tekstura), ale oczywiście również dietetyczne. Zmiana podstawowego składu chemicznego tuszki sielawy z RAS, w kontekście wartości dietetycznej, głównie zawartości tłuszczu skutkowało również modyfikacją profilów kwasów tłuszczowych. Co prawda skład jakościowy kwasów tłuszczowych sielawy z RAS i dzikiej był podobny, to jednak istotne różnice odnotowano w przypadku składu ilościowego (Zakęś i in. 2020). Wiązało się to z odmiennym profilem grup kwasów tłuszczowych, tj. kwasów tłuszczowych nasyconych (SFA), jednonienasyconych (MUFA) i wielonienasyconych (PUFA) (rys. 3). Kwasy MUFA u ryb z RAS stanowiły bez mała 50% wszystkich kwasów tłuszczowych (w.k.t.), a zawartość PUFA była o ponad 6% w.k.t. niższa niż u dzikich osobników (rys. 3). Warto odnotować, że w tuszce sielawy



Rys. 3. Profil kwasów tłuszczowych tuszek sielawy dzikiej i z RAS (% wszystkich kwasów tłuszczowych; w.k.t.). SFA – nasycone kwasy tłuszczowe, MUFA – jednonienasycone kwasy tłuszczowe, PUFA – wielonienasycone kwasy tłuszczowe, n-3 PUFA – wielonienasycone kwasy tłuszczowe z szeregu n-3, n-6 PUFA – wielonienasycone kwasy tłuszczowe z szeregu n-6.



Rys. 4. Udział wybranych kwasów tłuszczowych w tuszkach sielawy dzikiej i osobników z RAS (mg/100 g tuszki). PUFA – wielonienasycone kwasy tłuszczowe, n-6 PUFA – wielonienasycone kwasy tłuszczowe z szeregu n-6, n-3 PUFA – wielonienasycone kwasy tłuszczowe z szeregu n-3, EPA – kwas eikozapentaenowy (20:5 n-3), DHA – kwas dokozaheksaenowy (22:6 n-3).

z RAS stwierdzono mniejszą zawartość n-3 PUFA (8,4 wobec 15,0% w.k.t.), a więcej n-6 PUFA (9,8 wobec 9,2% w.k.t.). Decydowało to o wartości bardzo istotnego wskaźnika dietetycznej jakości produktu, jakim jest iloraz kwasów n-3/n-6, który w przypadku sielawy dzikiej i z RAS wyniósł odpowiednio 1,6 i 0,9, czyli w przypadku ryb z RAS przyjętą zauważalnie mniej korzystne wartości.

O ile profil kwasów tłuszczowych lipidów zawartych w tuszce sielawy z RAS był mniej korzystny niż u sielawy dzikiej, o tyle zawartość bezwzględna PUFA, n-3 PUFA, n-6 PUFA i szczególnie cennych dla człowieka kwasów EPA (eikozapentaenowego; 20:5 n-3) i DHA (dokozaheksaenowego; 22:6 n-3), wyrażona w mg na 100 g tuszki, była istotnie wyższa. Wynikało to bezpośrednio z wyższego poziomu tłuszczu w tuszce ryb z RAS. W rezultacie zawartości wyżej wymienionych grup kwasów oraz EPA i DHA w tuszce sielawy z RAS były istotnie wyższe (rys. 4). W przypadku n-3 PUFA u ryb z RAS i osobników dzikich wyniosła ona ok. 660 i 510 mg/100 g tuszki, a szczególnie cennego w diecie ludzkiej DHA, odpowiednio 210 i 92 mg/100 g tuszki.

Podsumowanie

Sielawa jako gatunek ma szereg cech predysponujących ją do chowu w systemach RAS. Wśród nich należy wymienić tolerowanie dość dużych zagęszczeń obsad i łatwość

akceptowania pasz komponowanych. Z ekonomicznego punktu widzenia ważne jest, że gatunek ten nie wymaga wysokich temperatur wody w czasie tuczu, a cykl produkcyjny w RAS do osiągnięcia wielkości konsumpcyjnej nie przekracza 12 miesięcy. Obecnie istnieją jedynie zarysy technologii chowu sielawy w RAS. Przede wszystkim konieczne jest dopracowanie zagadnień związanych z żywieniem tego gatunku, które jak się okazało dość istotnie odbiega od siei. Istotne jest poznanie wymagań żywieniowych np. w kontekście optymalnego składu komponentowego pasz i opracowanie konkretnych harmonogramów żywienia w całym cyklu produkcyjnym (od wylęgu po rybę konsumpcyjną). Sielawa okazała się też rybą wyjątkowo podatną na stres, co implikuje konieczność opracowania procedur manipulacji rybami (np. sortowania). Wyniki naszych badań wskazują, że dietetyczna jakość mięsa tego gatunku w sposób bardzo istotny determinowana jest składem ilościowym i jakościowym pasz. W związku z tym niezbędne będzie przeprowadzenie testów paszowych weryfikujących przydatność określonych diet tuczowych do uzyskiwania surowca o wysokich walorach dietetycznych charakterystycznych dla mięsa sielawy dzikiej. Co istotne, wykazano również, że w warunkach RAS możliwe jest tworzenie stad tarłowych tego gatunku. Opracowanie tego etapu podchowu sielawy w RAS pozwoliłoby na zamknięcie cyklu produkcji w tego rodzaju urządzeniach. Oczywiście zasadność wdrażania i perspektywy rozwoju takiej technologii zweryfikuje rynek i konsument, w związku z czym duże znaczenie będą miały również działania promocyjne i marketingowe.

Badania zrealizowano w ramach zadania statutowego Z-013 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza oraz Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie (projekt nr 528-0704-0806).

Literatura

- Baer J., DeWeber J.T., Rösch R., Brinker A. 2021 – Aquaculture of coregonid species – *quo vadis* – Ann. Zool. Fennici 58: 307-318.
- Bregnballe J. 2015 – A guide to recirculation aquaculture. An introduction to the new environmentally friendly and highly productive closed fish farming systems – FAO and EUROFISH, 95 s.
- Draszkiewicz-Mioduszevska H., Wołos A. 2021 – Gospodarka rybacka w śródlądowych wodach płynących w 2020 roku. Część 1. Uprawnieni do rybactwa, obwody rybackie, połowy gospodarcze, zatrudnienie i połowy amatorskie – Komun. Ryb. 6: 10-19.
- Koskela J., Eskelinen U. 1992 – Growth of larval European whitefish (*Coregonus lavaretus*) at different temperatures – W: Biology and management of Coregonid fishes (Red.) T.N. Todd, M. Łuczyński 39: 677-682.
- Lirski A., Myszkowski L. 2021 – Polska akwakultura w 2020 roku na podstawie analizy kwestionariuszy statystycznych RRW-22. Część 1 – Komun. Ryb. 6: 2-9.

- Lirski A., Myszkowski L. 2022 – Polska akwakultura w 2020 roku na podstawie analizy kwestionariuszy statystycznych RRW-22. Część 2 – Komun. Ryb. 1: 1-7.
- Macrae R., Robinson R.K., Sadler M.J. 1993 – Encyclopaedia of food science, food technology and nutrition. Academic Press, London, UK.
- Mickiewicz M., Draszkievicz-Mioduszevska H., Wołos A. 2022 – Gospodarka rybicka w śródlądowych wodach płynących w 2020 roku. Część 2. Charakterystyka zarybień – Komun. Ryb. 1: 8-14.
- Szczepkowska B., Szczepkowski M. 2005 – Wpływ czasu żywienia na wyniki chowu narybku siei (*Coregonus lavaretus*) w obiegu recyrkulacyjnym – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb sumokształtnych i innych gatunków (Red.) Z. Zakęś. Wyd. IRS, Olsztyn: 221-224.
- Szczepkowska B., Szczepkowski M., Piotrowska I. 2014 – Impact of feed ration on growth, selected body parameters and maturation of vendace, *Coregonus albula* L., reared in RAS – Arch. Pol. Fish. 22: 145-150.
- Szczepkowska B., Szczepkowski M., Wunderlich K. 2007 – Jak długo i ile solowca podawać larwom siei – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb jeziorowych i innych gatunków (Red.) J. Wolnicki, Z. Zakęś, R. Kamiński. Wyd. IRS, Olsztyn: 91-97.
- Szczepkowska B., Szczepkowski M., Wunderlich K. 2008 – Porównanie przydatności żywych naupliusów i suszonych cyst solowa jako dodatku do pasz w odchowie larw siei (*Coregonus lavaretus*) – W: Biotechnologia w akwakulturze (Red.) Z. Zakęś, J. Wolnicki, K. Demska-Zakęś, R. Kamiński, D. Ulikowski. Wyd. IRS, Olsztyn: 299-303.
- Szczepkowski M. 2011 – Możliwości intensywnego chowu siei (*Coregonus lavaretus*) – W: Nowe gatunki w akwakulturze – rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 53-63.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2012 – Możliwości intensywnego chowu sielawy w systemie recyrkulacyjnym – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybickich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 143-151.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B., Krzywosz T. 2006 – The impact of water temperature on selected rearing indices of juvenile whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in a recirculating system – Arch. Pol. Fish. 14: 95-104.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B., Piotrowska I., Kozłowski M., Stabiński R., Bujkowski W. 2018 – Chów sielawy w basenach z zastosowaniem pasz – aktualne możliwości – Działalność podmiotów rybickich i wędkarskich w 2017 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 157-165.
- Woźniak M., Poczyczyński P., Kozłowski K. 2013 – The nutritional value of selected species of fish from lake and fish farm of north-eastern Poland – Pol. J. Nat. Sci. 28: 295-304.
- Zakęś Z., Jankowska B., Żmijewski T. 2007 – Wpływ intensywnego żywienia ryb jeziorowych na wartość rzeźną i wybrane wskaźniki jakości mięsa – W: Rozród, podchów i profilaktyka ryb jeziorowych i innych gatunków (Red.) J. Wolnicki, Z. Zakęś, R. Kamiński. Wyd. IRS, Olsztyn: 197-208.
- Zakęś Z., Pietrzak-Fiećko R., Szczepkowski M., Modzelewska-Kapituła M. 2020 – Slaughter yield and dietary value of wild and cultured vendace (*Coregonus albula*) – Fish. Aquat. Life 28: 91-98.
- Zakęś Z., Rożyński M. 2021 – Charakterystyka produkcji polskiej akwakultury zachowawczej w latach 2010-2019 – W: Akwakultura jako narzędzie ochrony ichtiofauny (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś. Wyd. IRS, Olsztyn: 11-25.



Łyska na jez. Kalwa Wilk

Zmiany poziomu zarażenia nicieniem *Anguillicola crassus* węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* z Zalewu Wiślanego na przestrzeni lat 2014-2020

Katarzyna Nadolna-Aftyn, Tomasz Nermer, Piotr Pankowski, Joanna Pawlak,
Łukasz Giedrońc

Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy Gdynia

Wstęp

W wodach europejskich nicienie *Anguillicola crassus* jest gatunkiem inwazyjnym, który został przypadkowo zawleczony z Tajwanu około 1980 r. (Koops i Hartmann 1989, Køie 1991). To naturalny pasożyt węgorza japońskiego (*Anguilla japonica*) (Kuwahara i in. 1974) występujący w pęcherzu pławnym tej ryby. Wpływa on niekorzystnie na węgorza europejskiego (*Anguilla anguilla*) z uwagi na fakt, że jest to nowy żywiciel ostateczny dla tego gatunku pasożyta. Pasożyt rozprzestrzenił się szybko, a zarażenie notowane było niemal we wszystkich populacjach węgorza europejskiego. Pierwsze przypadki występowania *A. crassus* w Polsce rejestrowano w 1988 r. u węgorza z Zalewu Wiślanego (Rolbiecki i Rokicki 2005). Od tamtego czasu liczne doniesienia potwierdzały obecność nicieni u węgorza z wód morskich południowego Bałtyku jak i z rzek oraz jezior północnej Polski (Rolbiecki i Rokicki 2005).

Cykl życiowy pasożytniczego nicienia *Anguillicola crassus* jest dobrze znany (De Charleroy i in. 1990). Larwy (L2) opuszczają pęcherz pławny żywiciela i migrują poprzez przewód pokarmowy do wody. Przedstawiciele skorupiaków, np. widłonogów (Copepoda) lub małżoraczków (Ostracoda) odgrywają rolę żywicieli pośrednich, w których następuje przeobrażenie z postaci larwalnej L2 do L3 (Moravec 2013). Żywiciel pośredni potyka larwę, która pozostaje w hemocelu aż do chwili, gdy Copepoda zostanie zjedzony przez żywiciela ostatecznego – węgorza europejskiego. Larwy penetrują ścianę jelita

(gdzie L3 rozwija się poprzez L4 do postaci *pre-adult*), dostają się do pęcherza pławnego i rozwijają w postaci dorosłe. Larwy L2 są uwalniane przez samice. Zarażony żywiciel pośredni może zostać zjedzony przez ryby różnych gatunków (żywiciele parateniczni), ale larwy pasożyta nie osiągają wówczas postaci dorosłej. Jeśli taka zarażona ryba zostanie zjedzona przez węgorza, żywiciel ostateczny zostanie zarażony i cykl życiowy pasożyta będzie zamknięty.

Pomimo, że *A. crassus* żyje w pęcherzu pławnym i odżywia się krwią ryby, pasożyt powoduje niewielkie szkody u rodzimych żywicieli (Nagasawa i in. 1994). Węgorz japoński został ewolucyjnie uodporniony na negatywne konsekwencje obecności tego pasożyta (Egusa 1979), gdyż produkcja przeciwciał przeciw pasożytowi jest silna i gwałtowna (Nielsen 1997, Knopf i Lucius 2008). Gospodarz ma możliwość otorbienia i eliminacji larw (Heitlinger i in. 2009). Przeciwnie węgorz europejski, nie posiada adaptacji związanej z długotrwałą koewolucją pasożyta i jego żywiciela (Kirk 2003). Obecność tego pasożyta powoduje poważne negatywne konsekwencje w kontekście zdrowia i kondycji żywiciela ostatecznego. Ponadto w przypadku żywiciela ostatecznego, jakim jest węgorz europejski, pasożyty osiągają dużo większe rozmiary (Münderle i in. 2006), a zatem również większą biomasę i potencjał reprodukcyjny niż w przypadku węgorza japońskiego (Knopf i Mahnke 2004, Weclawski i in. 2014). U węgorza europejskiego ekstensywność zarażenia jest dużo wyższa i może sięgać 100%. Również intensywność zarażenia jest bardzo wysoka: do kilkudziesięciu osobników na zarażoną rybę (Rolbiecki i Rokicki 2005). *A. crassus* wywołuje chorobę (z ang. *anguillicolosis*), której objawy to przewlekłe stany zapalne, obrzęki i zwłóknienia pęcherza pławnego oraz narządów przyległych (Van Banning i Haenen 1990, Molnár i in. 1993). Nicienie w sposób mechaniczny uszkodzają nabłonek pęcherza pławnego, co w rezultacie powoduje zapadanie organu (Würtz i Taraschewski 2000). Ten nicien jako inwazyjny patogen był nawet typowany jako jedna z przyczyn zmniejszających się zasobów węgorza europejskiego (Sures i Knopf 2004).

Celem prezentowanych badań było prześledzenie zmian poziomu zarażenia węgorzy europejskich, odłowionych w Zalewie Wiślanym w latach 2014-2020.

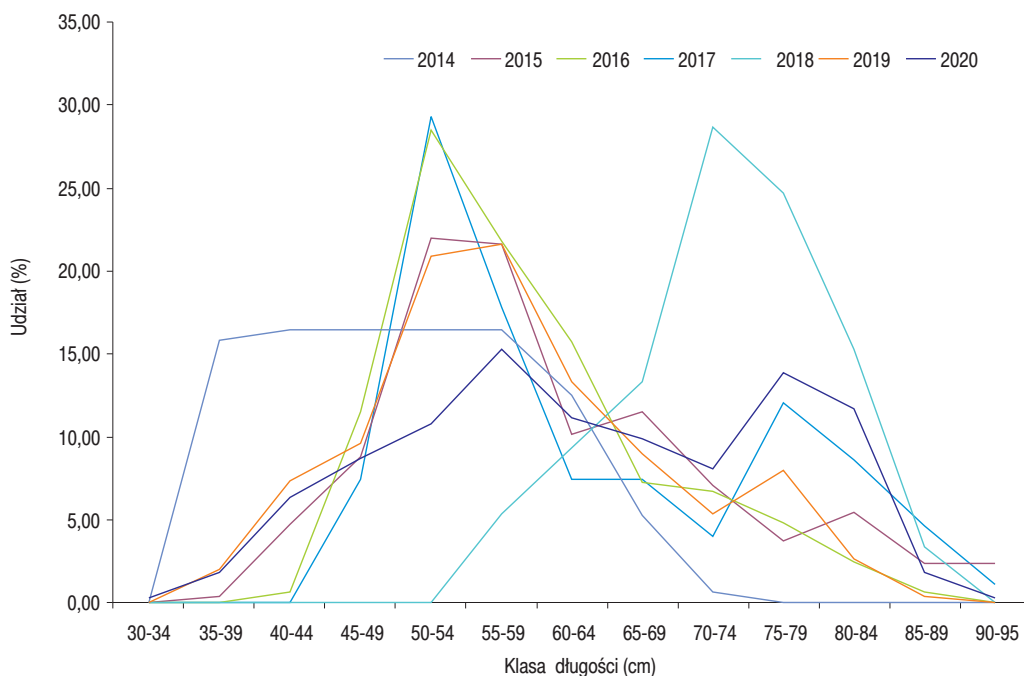
Materiał i metody

Węgorze zostały odłowione w Zalewie Wiślanym w różnych sezonach na przestrzeni lat 2014-2020. Ryby poddano standardowej analizie ichtiologicznej. Podczas sekcji sprawdzano obecność nicieni *A. crassus* w pęcherzach pławnych analizowanych ryb, odnotowywano obecność i liczbę nicieni. Identyfikacja taksonomiczna nicieni odbywała się na podstawie cech opisanych przez Moravec i Taraschewski (1988).

Ekstensywność i intensywność zarażenia wyliczono wg definicji podanych w pracy Busha i in. (1997), gdzie ekstensywność zarażenia to odsetek ryb zarażonych wśród wszystkich ryb badanych, a intensywność zarażenia to liczba pasożytów przypadających na jednego zarażonego żywiciela.

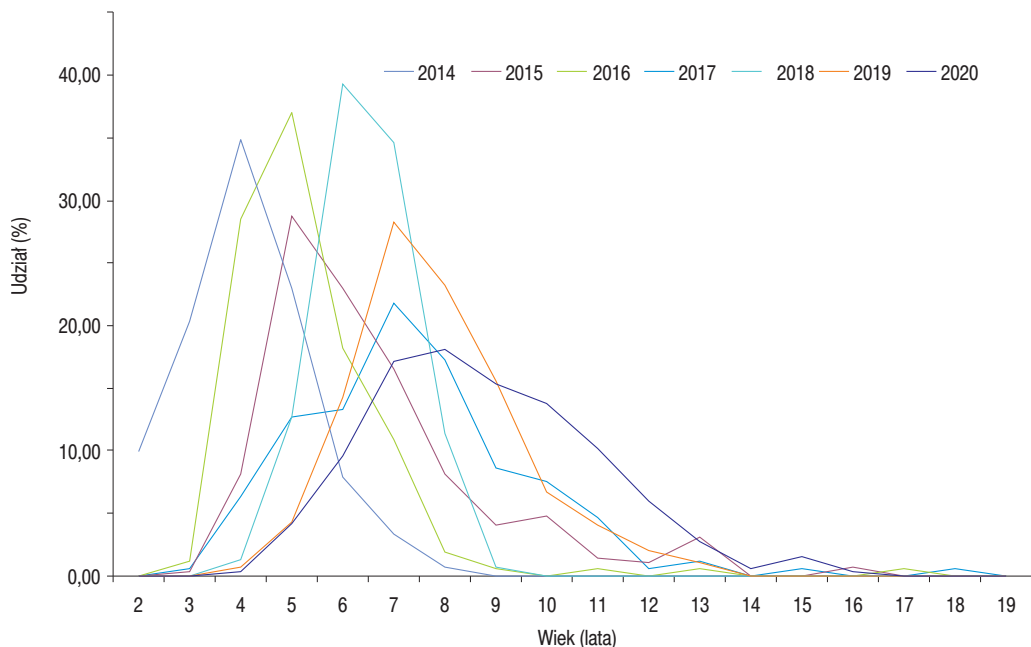
Wyniki

W latach 2014-2020 analizom ichtiologicznym poddano łącznie 1571 węgorzy z Zalewu Wiślanego. W poszczególnych latach odławiane ryby różniły się między sobą pod względem mediany długości: w prawie każdym roku badań dominowały ryby z klas długości między 50-59 cm, z wyjątkiem 2017 r. (dominowały ryby z klas długości od 40 cm do 59 cm) i 2018 r. (dominowały ryby dłuższe, tj. 70-79 cm) (rys. 1).



Rys. 1. Udział ryb w klasach długości w poszczególnych latach badań.

Mediana wieku różniła się w zależności od roku połowu ryb (rys. 2). W 2014 r. dominowały osobniki w wieku 6-8 lat i następnie wartość mediany wieku z każdym rokiem malała, osiągając w 2017 r. zakres 3-5 lat. Z kolei dla lat 2017-2020 obserwowano sukcesywnie rosnące wartości mediany, która dla 2019 r. i 2020 r. plasowała się w przedziale wieku 7-9 lat.

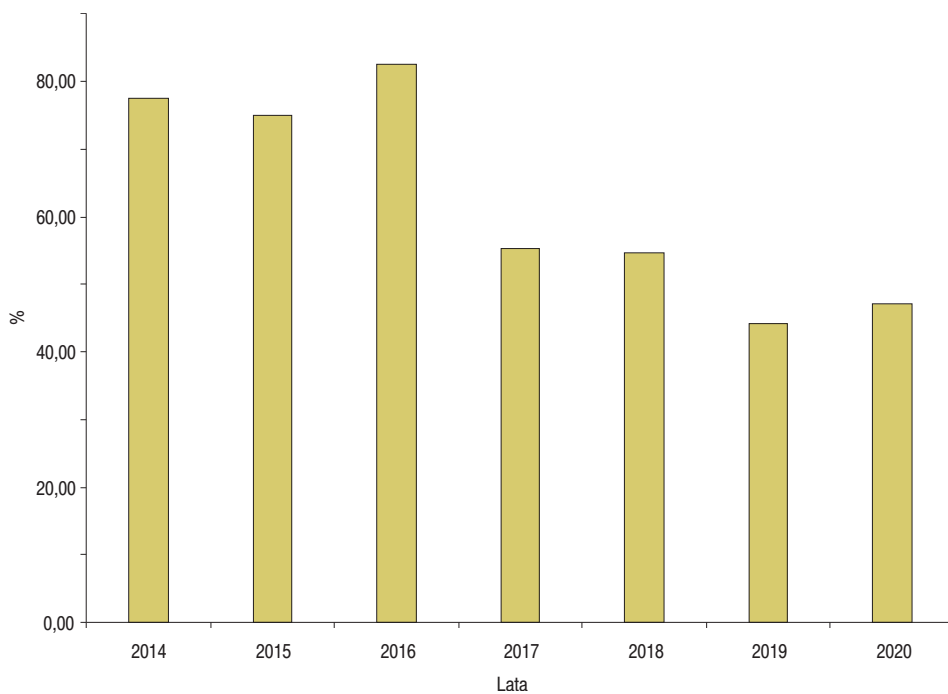


Rys. 2. Udział ryb w grupach wieku w poszczególnych latach badań.

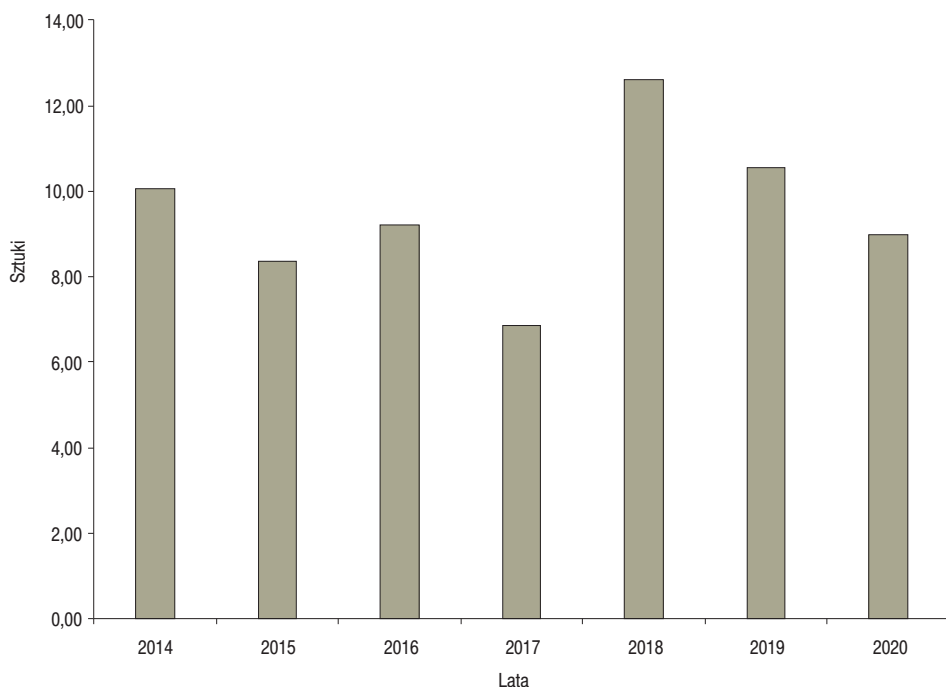


Fot. 1. Nicień *A. crassus* z pęcherza pławnego węgorza europejskiego.

W każdym roku badań odnotowano występowanie nicieni *A. crassus* u węgorzy z Zalewu Wiślanego (fot. 1). Ekstensywność zarażenia różniła się w zależności od roku badań. Najwyższą ekstensywność zarażenia odnotowano w 2016 r. – ponad 80%, a w kolejnych latach obserwowano tendencje spadkowe (rys. 3). Intensywność zaraże-



Rys. 3. Ekstensywność zarażenia węgorki europejskich z Zalewu Wiślanego nicieniem *A. crassus* w poszczególnych latach badań.



Rys. 4. Średnia intensywność zarażenia węgorki europejskich z Zalewu Wiślanego nicieniami *A. crassus* w poszczególnych latach badań.

nia węgorzy nicieniem wahała się między 1 a 95 pasożytów na rybę, natomiast średnio wynosiła między prawie 7 nicieni na 1 zarażonego węgorza w 2017 r. do ponad 12 w 2018 r. (rys. 4). Łącznie stwierdzono obecność 8887 osobników *A. crassus*.

Zarażenie notowano u ryb o długości ciała od 35 cm. Nie obserwowano wyraźnych tendencji co do ekstensywności zarażenia węgorzy europejskich z Zalewu Wiślanego nicieniami *A. crassus* w zależności od klasy długości żywiciela w poszczególnych latach badań.

Zarażenie węgorzy europejskich nicieniem *A. crassus* notowano już u ryb dwuletnich. Nie obserwowano wyraźnych trendów ekstensywności zarażenia ryb z Zalewu Wiślanego *A. crassus* w zależności od klasy wieku żywiciela w poszczególnych latach badań.

Dyskusja

Podczas badań przeprowadzonych w latach 2014-2020 zaobserwowano zmienny poziom zarażenia węgorzy europejskich z Zalewu Wiślanego nicieniem *A. crassus* w zależności od analizowanego roku badań. Najwyższą ekstensywność zarażenia (ponad 80%) odnotowano w 2016 r., a następnie obserwowano tendencje spadkowe. Występowanie nicieni u węgorzy odłowionych w tym rejonie notowano już w 1988 r. i wówczas ekstensywność zarażenia wynosiła 63,3-75,0%, a w latach 2000-2002 była na poziomie 73,6-76,2% (Rolbiecki i Rokicki 2005). Ostatnie badania poziomu ekstensywności zarażenia węgorzy nicieniem *A. crassus* z 2019 r. i 2020 r. to odpowiednio 44% i 47%, zatem są to najniższe wartości na przestrzeni ponad 30 lat obserwacji prowadzonych w tym rejonie.

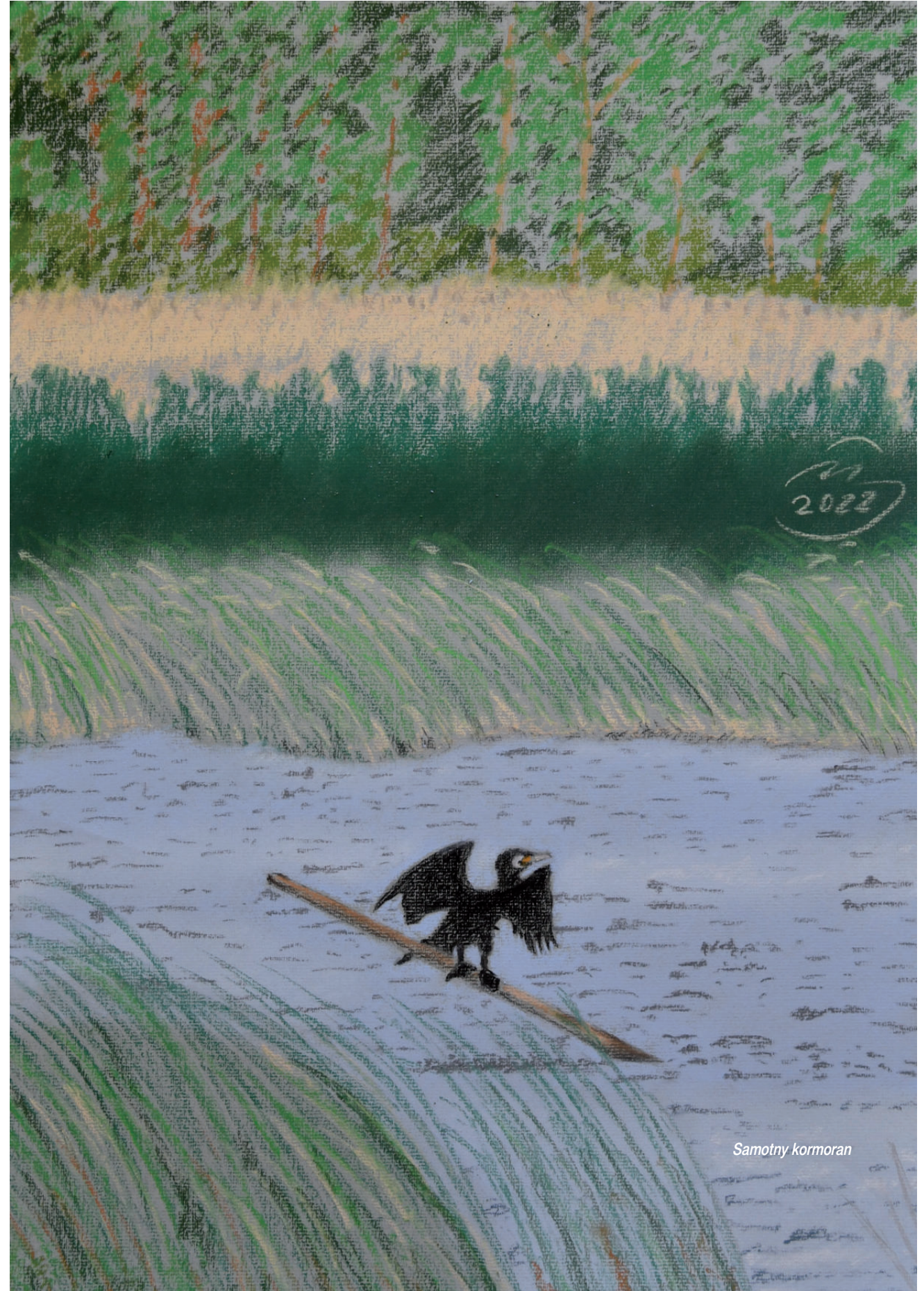
W analizowanym okresie średnia intensywność zarażenia węgorzy europejskich nicieniem była najwyższa w 2018 r. (1-57 pasożytów na 1 zarażoną rybę, średnio ponad 12), co wiąże się z faktem, że odłowione i badane wówczas ryby miały największą długość ciała. To z kolei łączy się z intensywnym żerowaniem, a zatem większym narażeniem na zarażenie pasożytami poprzez zjedzenie dużej ilości zarażonego pokarmu. W 2018 r. dominowały ryby 6 i 7-letnie, zatem czas ekspozycji żywiciela na pokarm zarażony nicieniami był stosunkowo długi. Najniższą średnią intensywność zarażenia odnotowano w 2017 r. (1-35 pasożytów na 1 zarażoną rybę, średnio prawie 7), gdy wśród odłowionych ryb dominowały osobniki w wieku 3-5 lat (najniższa mediana wieku spośród analizowanych lat). Osobniki młode żerowały w ciągu swojego życia krócej niż osobniki starsze, przez co i czas ekspozycji na zarażony pokarm był krótszy, co może tłumaczyć niski średni poziom intensywności zarażenia. Współczynnik ten w przypadku węgorzy z Zalewu Wiślanego, badanych w 1988 r. wynosił 1-25 pasożytów na zarażoną rybę, a w latach 2000-2001, 1-53 pasożytów na zarażoną rybę (Rolbiecki i Rokicki 2005).

Nie obserwowano żadnych trendów ekstensywności zarażenia węgorzy europejskich z Zalewu Wiślanego nicieniami *A. crassus* w zależności od klasy długości czy wieku żywiciela w poszczególnych latach badań. W niektórych latach, nawet u przedstawicieli najmniejszych klas długości czy ryb najmłodszych, obserwowano zarażenie u wszystkich osobników, co może wiązać się z niską liczebnością w skrajnych (najmniejszych i największych) klasach długości czy wieku żywicieli. Z uwagi na fakt dużych zmian wartości współczynników zarażenia węgorzy europejskich nicieniem *A. crassus* w badanym okresie, zasadne jest kontynuowanie badań w kolejnych latach.

Literatura

- Bush A.O., Lafferty K.D., Lotz J.F., Shostak A.W. 1997 – Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited – *Journal of Parasitology* 83: 575-583.
- De Charleroy D., Grisez L., Thomas K., Belpaire C., Ollevier F. 1990 – The life cycle of *Anguillicola crassus* – *Dis. Aquat. Org.*, 8: 77-84.
- Egusa S. 1979 – Notes on the culture of the european eel (*Anguilla anguilla* L.) in japanese eel - farming ponds – *Rapp. P. v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.*, 174: 51-58.
- Heitlinger E.G., Laetsch D.R., Weclawski U., Han Y.-S., Taraschewski H. 2009 – Massive encapsulation of larval *Anguillicoloides crassus* in the intestinal wall of Japanese eels – *Parasit Vectors*, 2: 48.
- Kirk R.S. 2003 – The impact of *Anguillicola crassus* on European eels – *Fisheries Management and Ecology*, 10: 385-394.
- Knopf K., Lucius R. 2008 – Vaccination of eels (*Anguilla japonica* and *Anguilla anguilla*) against *Anguillicola crassus* with irradiated L3 – *Parasitology* 135: 633-640.
- Knopf K., Mahnke M. 2004 – Differences in susceptibility of the European eel (*Anguilla anguilla*) and the Japanese eel (*Anguilla japonica*) to the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* – *Parasitology* 129: 491-496.
- Køie M. 1991 – Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyrus* spp.) parasitic on the European eel (*Anguilla anguilla*) – *Journal du Conseil International pour l'exploration de la Mer* 47: 391-398.
- Koops H., Hartmann F. 1989 – *Anguillicola* infestations in Germany and in German eel imports – *Journal of Applied Ichthyology* 1: 41-45.
- Kuwahara A., Niimi A., Itagaki H. 1974 – Studies of a nematode parasitic in the air bladder of the eel: 1. Description of *Anguillicola crassa* n. sp. (Philometridae, Anguillicolidae) – *Jpn. J. Parasitol.*, 23: 275-279.
- Molnár K., Baska F., Csaba G., Glávits R., Székely C.S. 1993 – Pathological and histopathological studies of the swimbladder of eels *Anguilla anguilla* infected by *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) – *Dis. Aquat. Org.*, 15: 41-50.
- Moravec F. 1994 – Parasitic nematodes of freshwater fishes of Europe – Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, Vol. 385: 473.
- Moravec F., Taraschewski H. 1988 – Revision of the genus *Anguillicola* Yamaguti, 1935 (Nematoda: Anguillicolidae) of the swimbladder of eels, including descriptions of two new species, *A. novaezealandiae* sp. n. and *A. paperni* sp. n. – *Folia Parasitologica* 35: 125-146.

- Münderle M., Taraschewski H., Klar B., Chang C.W., Shiao J.C., Shen K.N., He J.T., Lin S.H., Tzeng W.N. 2006 – Occurrence of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) in Japanese eels *Anguilla japonica* from a river and an aquaculture unit in SW Taiwan – Dis. Aquat. Org. 71: 101-108.
- Nagasawa K., Kim Y., Hirose H. 1994 – *Anguillicola crassus* and *A. globiceps* (Nematoda: Dracunculoidea) parasitic in the swimbladder of eels (*Anguilla japonica* and *A. anguilla*) in East Asia: a review – Folia Parasitologica 41: 87-93.
- Nielsen M.E. 1997 – Infection status of the swimbladder worm, *Anguillicola crassus* in silver stage European eel, *Anguilla anguilla*, from three different habitats in Danish waters – J. Appl. Ichthyol. 13: 195-196.
- Rolbiecki L., Rokicki J., Wojtkiewicz D. 2000 – The first record of the nematode *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) in eel of the Gulf of Gdańsk (Poland) – Oceanological studies 29 (2): 75-81.
- Rolbiecki L., Rokicki J. 2005 – *Anguillicola crassus* – an alien nematode species from the swim bladder of eel (*Anguilla anguilla*) in the polish zone of the southern Baltic and in the waters of northern Poland – Oceanological and Hydrobiological Studies Vol. XXXIV (1): 121-136.
- Sures B., Knopf K. 2004 – Parasites as a threat to freshwater eels? – Science 304: 209-211.
- Van Banning P., Haenen O.L.M. 1990 – Effects of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in wild and farmed eel, *Anguilla anguilla* – W: Pathology in Marine Science, Perkins F.O., Cheng T.C. (Red.), New York, Academic Press: 317-330.
- Weclawski U., Heitlinger E.G., Baust T., Klar B., Petney T., Han Y.-S., Taraschewski H. 2014 – Rapid evolution of *Anguillicola crassus* in Europe: species diagnostic traits are plastic and evolutionarily labile – Frontiers in Zoology 11: 74.
- Würtz J., Taraschewski H. 2000 – Histopathological changes in the swimbladder wall of the European eel *Anguilla anguilla* due to infections with *Anguillicola crassus* – Diseases of Aquatic Organisms, 39: 121-134.



2022

Samotny kormoran

Struktura populacji ryb w jeziorach a kormorany

*Dariusz Ulikowski¹, Piotr Traczuk¹, Krystyna Kalinowska¹, Maciej Szkudlarek¹,
Andrzej Kapusta¹, Konrad Stawecki¹, Michał Kozłowski¹, Robert Czerniawski²,
Jan Mazurkiewicz³, Jacek Rechulicz⁴, Krzysztof Kozłowski⁵, Robert Stabiński⁶*

¹Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

²Katedra Hydrobiologii i Zoologii Ogólnej, Uniwersytet Szczeciński

³Zakład Doświadczalny Technologii Produkcji Pasz i Akwakultury w Muchocinie,
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

⁴Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

⁵Katedra Biologii i Hodowli Ryb, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

⁶Polski Związek Wędkarski, Gospodarstwo Rybackie w Suwałkach

Wstęp

Ryby są kluczowym elementem ekosystemów wodnych, chociaż ich udział w całkowitej biomacie zbiornika wodnego wynosi jedynie 0,7% (Kopylov i in. 2018). Struktura gatunkowa i wielkościowa oraz obfitość ryb w jeziorach kształtowana jest przez szereg czynników fizycznych, chemicznych i biologicznych (Downing i Plante 1993, Viadero 2005). Znaczenie poszczególnych czynników może zmieniać się w zależności od produktywności jezior, obfitości i dostępności pokarmu (kontrola bottom-up), obecności drapieżników (kontrola top-down), pory roku, itp. (Colby i in. 1972). Wzrost produktywności jezior może oddziaływać na ryby w sposób stopniowy, zmieniając ich warunki pokarmowe, rozrodcze, tempo wzrostu, rozmieszczenie przestrzenne i przeżywalność. Może także prowadzić do masowych śnięć, np. podczas intensywnego rozwoju toksycznych sinic powodujących deficyty tlenowe (Opuszyński 1997).

Główną rolę w kontroli top-down przypisuje się kormoranom, mniejsze znaczenie mają inne ptaki. Udokumentowane jest, że kormorany powodują znaczne zmiany w liczebności, składzie gatunkowym i strukturze wielkościowej i wiekowej ichtiofauny (Klimaszyk i Rzymski 2016, Traczuk i Kapusta 2017), co z kolei może mieć znaczący wpływ na niższe poziomy troficzne sieci pokarmowej ekosystemu jeziora.

Celem pracy jest analiza struktury gatunkowej i struktury dominacji ryb w jeziorach oraz badanie potencjalnego wpływu presji kormorana na liczebność i biomasę różnych gatunków ryb, a także na strukturę wielkościową okonia w wybranych jeziorach.

Materiały i metody

Badania przeprowadzono w 145 jeziorach o powierzchni ≥ 50 ha położonych na terenie ośmiu województw w 2021 roku. Odłowry ryb były prowadzone w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Badania prowadzono w okresie od 05 lipca do 05 października 2021 r. Temperaturę, tlen rozpuszczony w wodzie i nasycenie wody tlenem mierzono *in situ* w profilu pionowym, co 1 m przy pomocy wieloparametrycznej sondy pomiarowej (Yellow Spring Instruments, USA). Przezroczystość wody określano przy pomocy krążka Secchiego. Wskaźnik stanu troficznego (TSI) jezior obliczono na podstawie widzialności krążka Secchiego według Carlsona (1977). Przyjęto, że jeziora z TSI < 40 to jeziora oligotroficzne, 40-50 – mezotroficzne, 50-70 – eutroficzne oraz >70 – hypereutroficzne. Ryby łowiono przy użyciu zestawów sieci nordyckich zgodnie z normą europejską (EN 14757). Wontony denne miały 30 m długości i 1,5 m wysokości i składały się z 12 paneli o długości 2,5 m o różnej wielkości oczek w zakresie od 5 do 55 mm. Wontony pelagiczne miały 27,5 m długości i 6 m wysokości i składały się z 11 paneli o wielkości oczek od 6,25 do 55 mm. Czas połowu wynosił 12 godz. (18.00-6.00). Wszystkie złowione ryby były oznaczone do gatunku i policzone. Pomiary długości całkowitej (TL) i masy ciała (BW) złowionych osobników określono z dokładnością odpowiednio do 1,0 mm i do 0,1 g.

Presja kormorana określana była jednokrotnie na aktualnie odławianym jeziorze. W zależności od możliwości odbywało się to rano lub wieczorem. Określenie poziomu presji kormorana na ichtiofaunę danego jeziora dokonywano w 5 stopniowej skali ocen:

- 0 – brak kormoranów,
- 1 – rano lub wieczorem zaobserwowano żerujące na jeziorze kormorany w ilości poniżej 10 osobników,
- 2 – rano lub wieczorem zaobserwowano żerujące na jeziorze kormorany w ilości pomiędzy 10 a 20 osobników,
- 3 – rano lub wieczorem zaobserwowano żerujące na jeziorze kormorany w ilości pomiędzy 20 a 100 osobników,
- 4 – rano lub wieczorem zaobserwowano żerujące na jeziorze kormorany w ilości powyżej 100 osobników.

Jeziora analizowano według typów rybackich (Rudnicki i in. 1971), tj.: sielawowe, leszczowe, sandaczowe i linowo-szczupakowe (w skład tego typu włączono jeziora karasiowe). Jako kryterium dopasowania do typu rybackiego jeziora przyjęto tylko głąbo-

kość maksymalną zbiornika. W celu ułatwienia prezentacji potencjalnego wpływu presji kormorana na liczebność i biomasę różnych gatunków ryb oraz strukturę wielkościową okonia, jeziora uszeregowane według w/w. skali przypisano do trzech kategorii:

- brak presji (brak kormoranów, bez zmian – ocena 0),
- niska presja (1-20 kormoranów, połączone jeziora z oceną 1 i 2),
- wysoka presja (powyżej 20 kormoranów, połączone jeziora z oceną 3 i 4).

Analizę wpływu presji kormorana na strukturę wielkościową okonia przeprowadzono dla 31 jezior typu leszczowego, gdzie zaobserwowana presja była największa.

Różnice pomiędzy poszczególnymi typami jezior w parametrach morfometrycznych i troficznych badano przy zastosowaniu jednoczynnikowej analizy wariancji, a następnie parametrycznego testu post-hoc Tukeya. Analizy statystyczne wykonano przy użyciu programu STATISTICA 8,0.

Wyniki i ich omówienie

Charakterystyka badanych jezior

Charakterystykę badanych jezior w podziale na typy rybackie przedstawiono w tabeli 1. Liczba jezior zakwalifikowanych do poszczególnych typów rybackich była mniej więcej równo rozłożona. Najwięcej jezior należało do typu jezior sandaczowych (42 jeziora, 29% badanych jezior), a najmniej do jezior leszczowych (31 jezior, 21% badanych jezior). Średnie wartości wyliczonych wskaźników morfometrycznych i troficznych oraz udziału warstwy natlenionej w całej kolumnie wody wykazały różnice istotne statystycznie ($p < 0,05$) pomiędzy różnymi typami rybackimi. Wraz ze wzrostem głębokości, od jezior typu linowo-szczupakowych przez sandaczowe i leszczowe do sielawowych wzrastała średnia powierzchnia i widzialność krążka Secchiego, a zmniejszały się wartości wskaźnika trofii jezior i udział warstwy natlenionej (tab. 1). Średnia wartość presji kormorana (dla skali pięciostopniowej) była najniższa w jeziorach linowo-szczupakowych (0,6) i była ona prawie dwukrotnie niższa niż w typach jezior leszczowych i sielawowych (po 1,1 w obu typach). Jedynie w typie jezior leszczowych odnotowano jeziora najwyższej wartości presji kormorana (4). W pozostałych jeziorach wahała się ona od 0 do 3 przy bardzo dużej zmienności wśród jezior tego samego typu.

Liczba gatunków

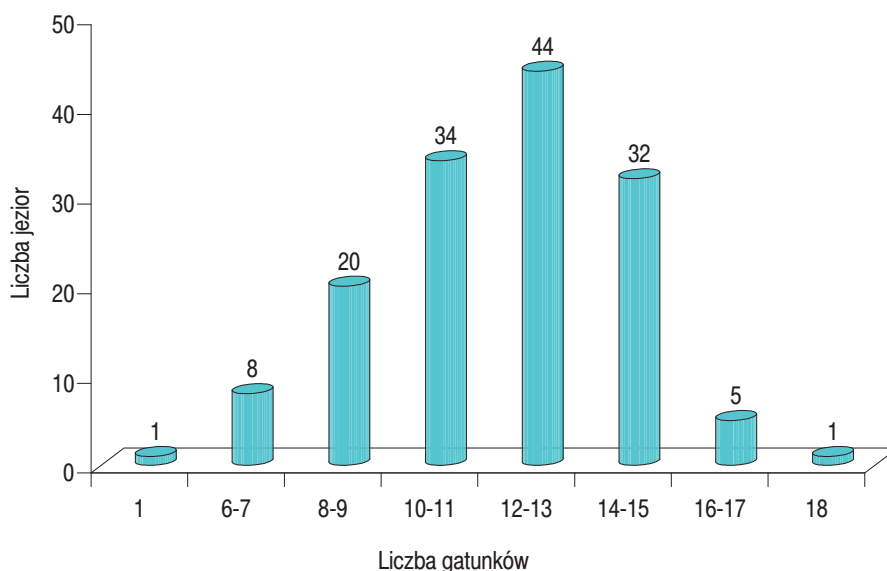
Dane literaturowe wskazują, że w jeziorach liczba gatunków ryb waha się od 3 do 16, a najczęściej notuje się 11 gatunków. Dominującymi gatunkami w połowach są okoń i płoć (Kapusta i in. 2021). W naszych badaniach liczba gatunków ryb zmieniała się

TABELA 1

Wybrane wskaźniki morfometryczne i troficzne jezior, presja kormorana oraz udział procentowy warstwy tlenowej ($> 1 \text{ mg l}^{-1}$) w całej kolumnie wody w zależności od typu rybackiego badanych jezior (wartości średnie \pm odchylenie standardowe oraz zakresy w nawiasach). SDD – widzialność krążka Secchiego, TSI – wskaźnik stanu trofii jezior.

Różne indeksy literowe wskazują na różnicę istotną statystycznie ($p < 0,05$)

Typ rybacki	Liczba jezior	Średnia presja kormorana	Powierzchnia (ha)	Głębokość maksymalna m(m)	SDD (m)	TSI	Tlen (%)
Linowo-szczupakowe	40	$0,6 \pm 0,8^a$ (0–3)	$112,6 \pm 126,0^a$ (50,0–790,7)	$3,7 \pm 1,9^a$ (0,4–10,5)	$0,8 \pm 0,7^a$ (0,2–3,5)	$67,1 \pm 9,7^a$ (41,9–83,2)	$87,5 \pm 22,9^a$ (27,8–100)
Sandaczowe	42	$0,9 \pm 0,8^a$ (0–3)	$123,5 \pm 80,8^{ab}$ (52,0–461,3)	$8,6 \pm 1,6^b$ (6,1–12,0)	$1,3 \pm 0,8^b$ (0,3–4,4)	$58,7 \pm 8,8^b$ (38,6–78,4)	$55,1 \pm 23,8^b$ (16,7–100)
Leszczowe	31	$1,1 \pm 1,3^a$ (0–4)	$150,5 \pm 101,9^{abc}$ (50,1–464,7)	$15,7 \pm 2,4^c$ (12,1–19,5)	$1,8 \pm 1,0^b$ (0,5–4,0)	$54,4 \pm 9,2^b$ (40,0–70,0)	$41,0 \pm 23,8^b$ (14,0–100)
Sielawowe	32	$1,1 \pm 1,0^a$ (0–3)	$207,6 \pm 182,7^c$ (59,0–765,3)	$30,1 \pm 7,4^d$ (20,6–45,0)	$2,3 \pm 1,2^c$ (0,3–4,9)	$50,7 \pm 9,6^c$ (37,1–77,4)	$33,8 \pm 23,1^c$ (11,8–100)



Rys. 1. Rozkład liczby gatunków ryb i liczby jezior w których występowały.

w dość szerokim zakresie od jednego do 18 taksonów (rys. 1). Najniższą, jak i najwyższą liczbę gatunków zanotowano w pojedynczych jeziorach. Jezioro, w którym stwierdzono tylko jeden gatunek to stratyfikowane Jezioro Czarne położone w województwie pomorskim, o głębokości maksymalnej 23,1 m i powierzchni 61,0 ha, o niskiej przezroczystości wody (0,3 m), a w konsekwencji o wysokiej trofii (TSI 77,37), co zalicza je do jezior hypereutroficznych (silnie zeutrofizowanych). Tym jedynym zanotowanym gatunkiem był okoń. Dwa jeziora z największą liczbą gatunków znajdowały się w województwie lubu-

skim. Pierwsze z nich niestratyfikowane Jezioro Wielgie, w którym zidentyfikowano 17 gatunków, to jezioro eutroficzne (TSI 65,15) o niskiej przezroczystości wody (0,7 m), powierzchni 81,9 ha i maksymalnej głębokości 7,7 m. Drugie jezioro z największą liczbą gatunków (18 gatunków) to Jezioro Wielkie (pow. 167,5 ha, gł. maks. 2,7 m, SD 0,4 m), również niestratyfikowane, silnie zeutrofizowane (TSI 73,22). W Jeziorze Wielkim zarówno pod względem liczebności, jak i biomasy dominowała płoć, stanowiąc odpowiednio 52,6% i 44,8% całkowitej liczebności i biomasy złowionych ryb. Z kolei, w Jeziorze Wielkim, zarówno w liczebności, jak i biomasy dominowała ukleja, która stanowiła odpowiednio 52,6% i 35,9% całkowitej liczebności i masy złowionych ryb. Najczęściej w jeziorach notowano 12-13 gatunków ryb (44 jeziora, 30% wszystkich badanych jezior). Liczba jezior, w których zidentyfikowano 10-11 oraz 14-15 gatunków była nieznacznie niższa (odpowiednio 34 i 32 jeziora, 23 i 22% wszystkich jezior). Według Kapusta i in. (2021) bogactwo gatunkowe zespołów ryb wahało się od 3 do 16. Najczęściej odnotowano 11 gatunków ryb. Zdecydowanie dominującymi gatunkami w połowach były okoń i płoć, czyli tak jak w prezentowanych przez nas obecnie badaniach.

Struktura dominacji

Ogólnie w badanych jeziorach stwierdzono dominację 12 gatunków ryb, przy czym w liczebności dominantami było 8 gatunków, zaś w biomasy 10 gatunków (tab. 2). Sześć gatunków dominowało zarówno w liczebności, jak i w biomasy. Były to krąp, leszcz, okoń, płoć, sumik karłowaty i ukleja. Jazgarz dominował tylko w jednym jeziorze (niestratyfikowane Jezioro Grójeckie o pow. 70,5 ha, gł. maks. 5,6 m, SD 0,22 m, TSI 81,84) położonym w województwie wielkopolskim, stanowiąc 34,2% całkowitej liczebności złowionych ryb. Sumik karłowaty okazał się gatunkiem dominującym w niestratyfikowanym jeziorze Uściwierz położonym w województwie lubelskim (pow. 284,1 ha, gł. maks. 6,6 m, SD 2,15 m, TSI 48,96), w którym stanowił 34,1% całkowitej liczebności i 36,5% całkowitej biomasy. Najczęściej dominującym gatunkiem w badanych jeziorach był okoń, który dominował w 73 jeziorach (50,3% wszystkich jezior). Drugim najczęściej dominującym gatunkiem była płoć (29 jezior, 20% wszystkich jezior). Stosunkowo dużo jezior (16 jezior, 11,0% wszystkich jezior) było zdominowanych przez ukleję.

Nieco inaczej przedstawiała się struktura dominacji w biomasy ryb. Aż 10 gatunków było dominujących (karaś, krąp, leszcz, lin, okoń, płoć, sandacz, sumik karłowaty, ukleja i wzdręga). Lin, sandacz i wzdręga dominowały tylko w pojedynczych jeziorach. Najczęściej dominującymi gatunkami, podobnie jak w liczebności, były: okoń (47 jezior, 32,4% wszystkich jezior) i płoć (43 jeziora, 29,7% wszystkich jezior) (tab. 2).

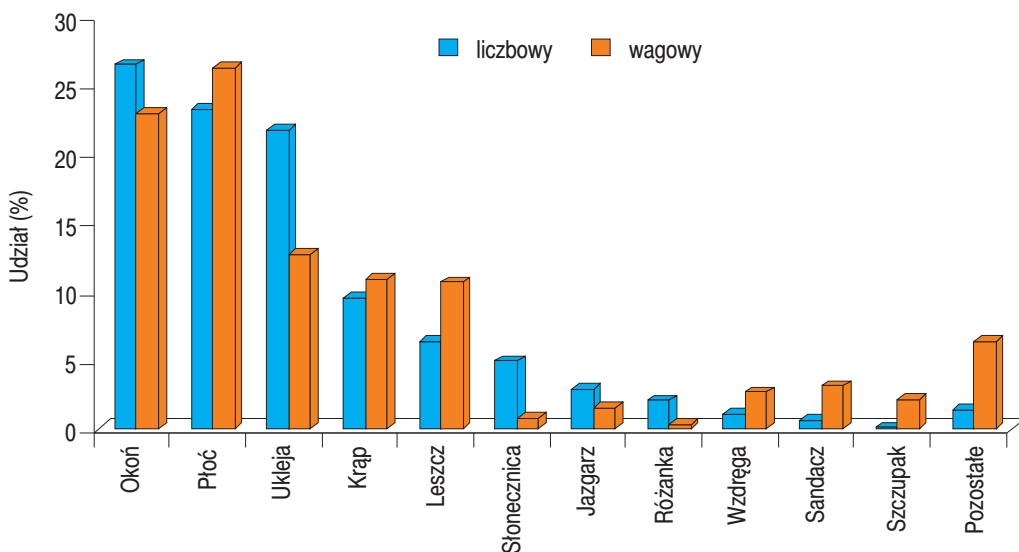
TABELA 2

Dominujące gatunki ryb w 145 badanych jeziorach na podstawie odłowów monitoringowych

Gatunek	Dominacja w liczebności	Liczba jezior (% wszystkich jezior)	Dominacja w biomase	Liczba jezior (% wszystkich jezior)
Okoń	X	73 (50,3%)	X	47 (32,4%)
Płoć	X	29 (20,0%)	X	43 (29,7%)
Ukleja	X	16 (11,0%)	X	8 (5,5%)
Krąp	X	10 (6,9%)	X	11 (7,6%)
Leszcz	X	4 (2,8%)	X	11 (7,6%)
Słonecznica	X	2 (1,4%)	-	-
Jazgarz	X	1 (0,7%)	-	-
Sumik karłowaty	X	1 (0,7%)	X	2 (1,4%)
Karaś	-	-	X	2 (1,4%)
Lin	-	-	X	1 (0,7%)
Sandacz	-	-	X	1 (0,7%)
Wzdręga	-	-	X	1 (0,7%)
Łącznie	8	136 (93,8%)	10	127 (87,6%)

Struktura gatunkowa ryb w jeziorach

Strukturę najliczniej reprezentowanych w odłowach gatunków ryb w badanych 145 jeziorach w 2021 roku przedstawiono na rysunku 2. Okoń i płoć to gatunki, których udziały liczbowy oraz wagowy były najwyższe (odpowiednio 26,5 i 22,99% oraz 23,2 i 26,3%). Łącznie oba gatunki stanowiły blisko 50% odłowu ryb. Przy czym okoń nieznacznie przeważał liczebnie, a płoć wagowo. Zaskoczeniem jest trzecia pozycja uklei, zarówno pod względem liczbowym (21,7%) i wagowym (12,7%). Razem z okoniem i płocią ryby te stanowiły aż 71% liczby i 62% masy wszystkich odłowionych ryb w badanych jeziorach. Na kolejnych miejscach w udziałach liczbowych i wagowych uplasowały się krąp (odpowiednio 9,5 i 10,9%) i leszcz (odpowiednio 6,3 i 10,6%). W dalszej kolejności uplasowały się: słonecznica, jazgarz, różanka, wzdręga, sandacz i szczupak z udziałami poniżej 5%. Pozytywnym zaskoczeniem jest stosunkowo wysoki udział liczbowy różanki (2,0%) – gatunku chronionego, a niemiłym zaskoczeniem odległa pozycja w udziale liczbowy ryb drapieżnych – sandacza (0,6%) i szczupaka (0,1%). Średni udział wagowy tych drapieżników wygląda nieco lepiej (sandacz 3,1% i szczupak 2,1%). Analizując jednak całą strukturę odłowionych ryb, tak znaczne udziały drobnych ryb karpio-watych i niskie udziały ryb drapieżnych (z wyłączeniem okonia) wskazują na nieprawidłową, zaburzoną strukturę ichtiofauny w znacznej części badanych jezior. Prawdopodobną przyczyną jest wysoka presja połowowa ukierunkowana na te dwa gatunki.



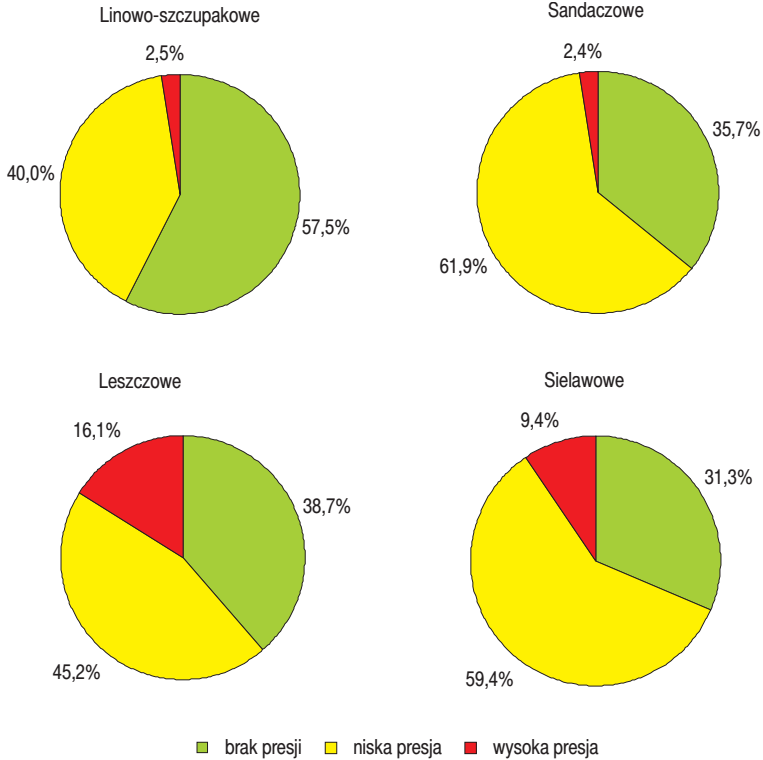
Rys. 2. Struktura udziałów liczbowych i wagowych najczęściej występujących w odłowach gatunków ryb ze 145 jezior odłowionych w 2021 roku.

Presja kormorana w zależności od typu rybackiego jezior

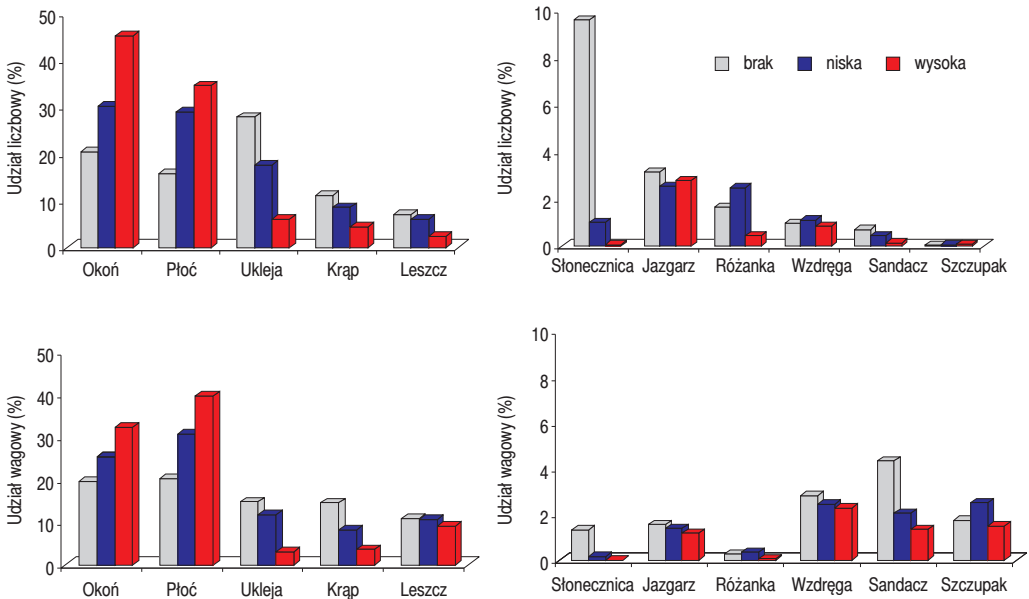
Na rysunku 3 przedstawiono rozkład presji kormorana w zależności od typu rybackiego jezior. W grupie jezior typu leszczowego było najwięcej jezior w kategorii presji wysokiej (5 jezior, 16,1% tego typu jezior), a najwięcej jezior z brakiem presji kormorana było w jeziorach należących do typu linowo-szczupakowego (23 jeziora, 57,5% tego typu jezior). Typ rybacki jezior określa także główne gatunki ryb, które powinny być popierane w gospodarce rybackiej na takich jeziorach. Oprócz zmian w strukturze głównych gatunków ryb występują również różnice w strukturze pozostałych gatunków, w tym tych stanowiących pokarm kormorana. Dlatego rozkład presji kormorana na jeziorach różnego typu rybackiego był odmienny. Wskazuje on, że kormorany preferowały jeziora należące do typu leszczowego i sielawowego.

Wpływ presji kormorana na strukturę gatunkową w badanych jeziorach

Wpływ presji kormorana na strukturę gatunkową w badanych jeziorach przedstawiono na rysunku 4. Poziom presji kormorana według przyjętych trzech kategorii (brak, niska i wysoka presja) był różny w zależności od gatunku i jego udziału w odłowach w badanych jeziorach typu leszczowego. W przypadku okonia i płoci poziom presji kormorana wzrasta wraz ze wzrostem udziałów tych gatunków w odłowach. Wydaje się to być sytuacją normalną, ponieważ w jeziorach, gdzie więcej jest potencjalnych ofiar kormorana, a okoń i płoc są głównym składnikiem jego diety, ptak ten występuje liczniej. W przypadku uklei,



Rys. 3. Rozkład presji kormorana w zależności od typu rybackiego jezior.

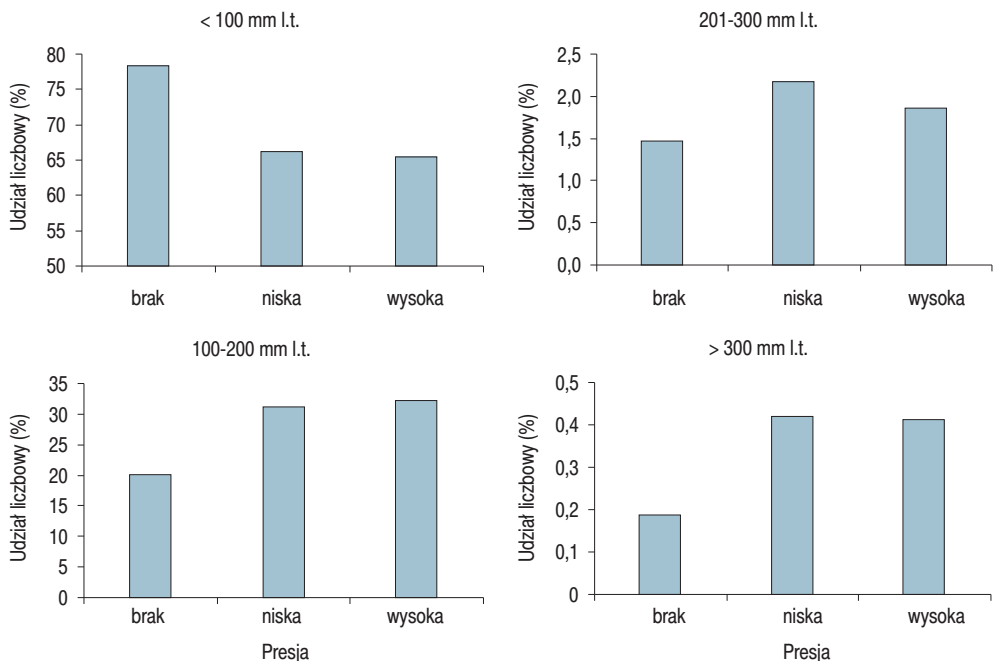


Rys. 4. Wpływ presji kormorana na strukturę gatunkową w badanych jeziorach.

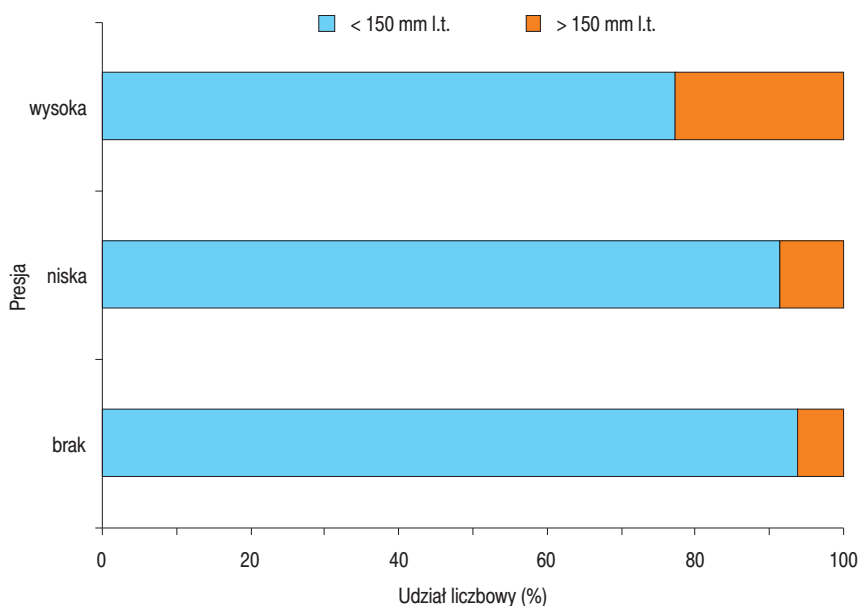
krapia, leszcza, słońceznicy i sandacza zależność jest wyraźnie odwrotna, gdyż poziom presji kormorana maleje wraz ze spadkiem udziałów tych gatunków w odłowie. Może to wskazywać na wpływ kormoranów na ichtiofaunę prowadzący do spadku liczebności i biomasy ww. gatunków ryb. W celu potwierdzenia powyższej tezy potrzebna byłaby wewnątrzgatunkowa analiza struktury wielkościowej każdego z tych gatunków. Niemniej znane są przykłady powodowania dużych strat w rybostanie przez kormorany. Na przykład, na terenie kolonii lęgowej położonej na wyspie na jeziorze Warnoły odnotowano przypadki znalezienia znacznych ilości sandacza wśród ryb wykrztuszonych (Traczuk i Kapusta 2017). Można więc przypuszczać, że spadki udziałów w odłowie przynajmniej niektórych z tych gatunków są spowodowane zwiększoną presją kormorana. W przypadku jazgarza, różanki, wzdręgi i szczupaka zmiany udziałów w odłowie tych gatunków nie wykazują jednoznacznego powiązania ze zmianami presji kormorana.

Wpływ presji kormorana na strukturę wielkościową okonia w jeziorach typu leszczowego

Wpływ presji kormorana na strukturę wielkościową okonia dla wybranych sortymentów przedstawiono na rysunku 5. Analiza wpływu różnego poziomu presji kormorana wykazała, że w przypadku sortymentu okonia (< 100 mm l.t.) skupiającego najmniejsze



Rys. 5. Wpływ presji kormorana na strukturę wielkościową okonia w jeziorach typu leszczowego.



Rys. 6. Wpływ presji kormorana na udział liczbowy (%) w stadzie okonia poniżej (potencjalne jego ofiary) i powyżej 150 mm l.t. (rzadziej padające jego łupem).

osobniki, udział liczbowy tych ryb w odłowie tego gatunku był największy przy braku presji kormorana, a w pozostałych jeziorach z presją niską lub wysoką był on o 12-13% niższy. Natomiast w przypadku pozostałych sortymentów (101-200, 201-300, > 300 mm l.t.) było odwrotnie, przy braku presji udziały liczbowe poszczególnych sortymentów wielkościowych były mniejsze niż w grupie jezior z niską lub wysoką presją. Może to oznaczać, że presja kormorana na okonia z sortymentu z osobnikami o najmniejszej wielkości wpływa korzystnie na wzrost udziałów liczbowych pozostałych sortymentów. W przypadku największych okoni (> 300 mm l.t.) ich udziały w jeziorach z presją niską lub wysoką były ponad dwukrotnie wyższe niż w jeziorach, w których brak było presji kormorana. Jeszcze dokładniej widać to na rysunku 6, gdzie przedstawiono wpływ presji kormorana na okonia, którego odłów podzielono tylko na dwa sortymenty wielkościowe, poniżej lub powyżej 150 mm l.t. W przypadku osobników okonia poniżej 150 mm l.t., ich udział maleje wraz ze wzrostem presji. Natomiast udział osobników większych jest nawet trzykrotnie wyższy w jeziorach z najwyższym poziomem presji kormorana w porównaniu do jezior, gdzie kormoranów nie zaobserwowano. Większość okoni padających łupem kormorana ma rozmiar ciała poniżej 150 mm l.t. (Krzywosz i Traczuk 2009, Traczuk i in. 2021).

Podsumowując uzyskane wyniki wyraźnie wskazały, że kormoran występował najliczniej na jeziorach gdzie były najliczniejsze populacje okonia i płoci. Oznacza, to że istniejąca

baza pokarmowa kormorana oparta jest głównie na tych dwóch gatunkach i po przez jej ograniczenie, można by było także ograniczyć liczebność populacji kormorana. Jednocześnie, co jest dużym zaskoczeniem, w przypadku okonia większa presja kormorana sprzyjała poprawie struktury wielkościowej stada okonia w jeziorach typu leszczowego. W jeziorach takich udziały liczbowe okonia z sortymentów większych były nawet kilkukrotnie wyższe niż w jeziorach, gdzie było brak presji kormorana. Pozytywny efekt oddziaływania większej presji kormorana prowadzący do ograniczenia udziałów liczbowych i wagowych obserwowano w przypadku ryb drobnych i mało cennych tj. ukleja, krąp, słonecznica i jazgarz. Niewątpliwie niekorzystnym efektem zwiększonej presji kormorana był natomiast spadek udziałów liczbowych i wagowych cennego gospodarczo sandacza.

Badania zrealizowano w ramach zadań statutowych nr Z-016 i Z-003 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie im. Stanisława Sakowicza. Składamy podziękowania Głównemu Inspektorowi Ochrony Środowiska za zgodę na wykorzystanie części z zebranych danych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska do przygotowania tej pracy.

Literatura

- Carlson R.F. 1977 – A trophic state index for lakes – *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.
- Colby P.J., Spangler G.R., Hurley D.A., McCombie A.M. 1972 – Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes – *J. Fish. Bd Can.*, 29(6): 975-983.
- Downing J.A., Plante C. 1993 – Production of fish populations in lakes – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50(1): 110-120.
- Kapusta A., Bogacka-Kapusta E., Czarkowski T. K., Czarnecki B., Duda A., Hutorowicz J., Jarmołowicz S., Napiórkowska-Krzebietke A., Prusińska M., Stawecki K., Traczuk P., Wiszniewski G. 2021 – Czy typ użytkowania rybackiego ma wpływ na strukturę zespołów ryb w jeziorach północnej Polski? – W: *Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych*. Wyd. IRS, Olsztyn: 99-109.
- Klimaszyk P., Rzymiski P. 2016 – The complexity of ecological impacts induced by great cormorants – *Hydrobiologia* 771: 13-30.
- Kopylov A.I., Kosolapov D.B., Lazareva V.I., Mineeva N.M., Pryanichnikova E.G. 2018 – Structure, biomass and production of the biotic component of the ecosystem of an growing eutrophic reservoir – *Biosystems Diversity* 26(2): 117-122.
- Krzywosz T., Traczuk P. 2009 – Skład diety kolonii kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo sinensis* (L.) na Jeziorze Dobskim – *Komun. Ryb.* 2: 15-19.
- Opuszyński K. 1979 – *Podstawy biologii ryb* – PWRL, Warszawa: 590 s.
- Traczuk P., Kapusta A. 2017 – Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) predation on pikeperch (*Sander lucioperca* L.) in shallow eutrophic lakes in Poland – *Arch. Pol. Fish.* 25: 123-130.
- Traczuk P., Ulikowski D., Kalinowska K. 2021 – Stomach contents of the great cormorant *Phalacrocorax carbo* inhabiting northeastern Poland – *Fisheries & Aquatic Life* 29: 201-210.
- Viadero R. C. 2005 – Factors affecting fish growth and production – *Water Encyclopedia*, 3, 129-133.



Luty 2022

2022

Farsze rybne – możliwości wykorzystania ryb małowcennych

Olga Szulecka

Zakład Ekonomiki Rybackiej, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy

Ryby określane mianem małowcenne, pochodzące z jezior, to głównie gatunki karpio-wate takie jak: leszcze w sortymencie M (o masie do 500 g) i S (od 500 g do 1000 g), płocie w sortymencie M (o masie do 200 g) oraz krąpie. Ryby te charakteryzują się stosunkowo niskim poziomem tłuszczu i wyższą zawartością wody niż ryby tłuste.

Wykorzystanie tych ryb na produkty rybne bezpośrednio w gospodarstwach rybackich zależy od wielu czynników, m.in. od możliwości przetwórczych tych gospodarstw, popytu na te ryby i produkty z nich wykonane, a także opłacalności połowów i produkcji samych wyrobów. Dla gospodarstw rybackich borykających się z problemami kadrowymi i rosnącymi kosztami pracy, rozwiązaniem tych problemów może być mechanizacja procesów przetwórczych.

Mniejsze sortymenty ryb karpio-watych mogą być oferowane jako ryby całe nie-odfuszczone lub odfuszczone, tusze, dzwonka czy nawet małe filety. Przygotowanie tych ostatnich jest jednak dość pracochłonne i jako wyrób finalny musi być opłacalne dla gospodarstwa. Czynnikiem utrudniającym wykorzystanie tych ryb karpio-watych na cele spożywcze są ości, szczególnie rozwidlane ości śródmięśniowe (rys. 1) umiejscowione w części grzbietowej. Spożycie produktów z takimi ościami może doprowadzić do utknięcia ości w przewodzie pokarmowym i zadławienia. Rozwiązaniem może być



Rys. 1. Ości śródmięśniowe leszcza S

nacinanie filetów lub tusz np. leszczy S i poprzez to pocięcie ości na kilkumilimetrowe kawałki oraz późniejsze poddanie produktu obróbce termicznej.

Mniejsze sortymenty ryb karpiowatych, szczególnie leszcz M, płoć M czy krąp, ze względu na budowę tych ryb i niewielką ilość mięsa w części żebrowej (skupioną głównie pomiędzy żebrami) nie nadają się do mechanicznego filetowania. Filetowanie ręczne, również z uwagi na małą ilość mięsa w części żebrowej, oraz z powodu niewielkich wymiarów ryb, jest mocno utrudnione i przy deklarowanych przez gospodarstwa rybackie trudnościach z kadrą przetwórczą oraz rosnącymi kosztami pracy, mało opłacalne.

Stąd też drugim kierunkiem wykorzystania takich ryb na produkty spożywcze jest poddanie ich operacji mechanicznego oddzielania mięsa od ości, kości, skór i łusek. Opisywana separacja pozwala na oszczędność pracy wynikającą z automatyzacji procesu, a także prowadzi do otrzymania półproduktu, który może być wykorzystany do różnych rodzajów wyrobów.

Operacja separacji pozwala na otrzymanie wysokiej jakości mięsa, bez części ubocznych, a także praktycznie bez ości. Według zapisów unijnego rozp. (WE) nr 853/2004 tego rodzaju produkty określa się jako mechaniczne odkostnione produkty rybołówstwa i zgodnie z definicją podaną w tym rozporządzeniu są to „*produkty uzyskane wskutek usunięcia z nich mięsa za pomocą środków mechanicznych, co prowadzi do utraty lub modyfikacji struktury mięsnej*”. Skrót, który określa taki rodzaj produktów to „MOPR”. Zaś po angielsku produkty te są określane jako „MSFP” - mechanically separated fishery product.

Według zapisów zawartych we wspomnianym rozporządzeniu produktami rybołówstwa określa się „*wszystkie zwierzęta morskie i słodkowodne (z wykluczeniem żywych małży, żywych szkarłupni, żywych osłonnic i żywych ślimaków morskich, a także wszystkich ssaków, gadów i żab), dzikie i hodowlane, oraz wszystkie ich jadalne formy, części i pochodzące z nich produkty*” (Rozp. (WE) nr 853/2004). Oznacza to, że farsz rybny może być produkowany zarówno z ryb morskich, jak i śródlądowych, zatem też z mniejszych sortymentów ryb karpiowatych.

Definicja farszu rybnego jest zawarta w normie PN-A-86770:1999 Ryby i przetwory rybne. Terminologia. Farsz rybny jest to „*mięso ryb rozdrobnione przez kutrowanie lub przez obróbkę w urządzeniu do oddzielania mięsa od kości i skóry, z dodatkiem lub bez dozwolonych substancji dodatkowych*” (ang. fish mince). W normie tej opracowano także definicję farszu rybnego płukanego czyli „*farszu poddanego 1-3 krotnemu płukaniu wodą pitną, z dodatkiem dozwolonych substancji dodatkowych*” (ang. washed fish mince).

Zastosowanie operacji separacji mięsa od skór, ości, kości i nawet łusek pozwala, szczególnie w przypadku mniejszych sortymentów ryb karpiowatych, na otrzymanie

półproduktu – farszu rybnego – do wytworzenia nowych produktów, takich jak wyroby formowane, np. burgery rybne czy pulpety. Do produkcji wyrobów formowanych najbardziej przydatne są farsze stabilizowane i pasteryzowane lub ich mieszaniny (Kołakowski, 1986). Innym kierunkiem wykorzystania farszu może być dodatek mięsa odkostnionego mechanicznie, np. z płoci do ciasta pszennego i otrzymanie wyrobów należących do żywności przekąskowej (Krzywiński i in., 2014). Farsz może być poddawany różnym modyfikacjom fizycznym, np. przemywaniu, w wyniku którego usuwa się m.in. białka sarkoplazmatyczne, hemoglobinę oraz enzymy własne. Operacja ta pozwala na poprawę barwy farszu (Krzywiński i in., 2014).

W zał. III, sek. VIII, rozdz. III, cz. C rozp. (WE) nr 853/2004 określono wymagania dla podmiotów prowadzących przedsiębiorstwa spożywcze dotyczące wytwarzania mechanicznie odkostnionych produktów rybołówstwa. Wymogi te odnoszą się do surowców stosowanych w wytwarzaniu mechanicznie odkostnionych produktów rybołówstwa oraz do samego procesu wytwórczego. Zgodnie z zapisami rozporządzenia do wytwarzania mechanicznie odkostnionych produktów rybołówstwa można używać całych ryb lub ości pozostałych po filetowaniu. Praktyka przetwórcza pokazuje jednak, że zazwyczaj do separacji stosowane są tusze, czyli ryby patroszone bez głowy, pasa barkowego i płetw piersiowych (PN-A-86770:1999). Obecnie coraz częściej mięso rybne odzyskiwane jest także z produktów ubocznych, po wcześniejszym filetowaniu większych ryb, np. z kręgosłupów po filetowaniu łososi. Ponadto żadne surowce stosowane do mechanicznego odkostniania produktów rybołówstwa nie mogą zawierać narządów wewnętrznych (Rozp. (WE) nr 853/2004).

W przypadku odzysku mięsa z produktów ubocznych po filetowaniu proces oddzielania mięsa od kręgosłupów powinien być wykonany niezwłocznie po filetowaniu. Zaś w przypadku zastosowania całych ryb powinny być one wypatroszone i umyte.

Wcześniejsze patroszenie ryb, także usunięcie nerki i skrzepów krwi oraz dokładne umycie jamy ciała ryby, jest kluczowe dla czystości otrzymanego mięsa rybnego. Zanieczyszczenie krwią lub pozostałościami narządów wewnętrznych przyspiesza zmiany chemiczne w farszach (Kołakowski, 1984), co powoduje szybsze psucie się otrzymanego mięsa. Mechanicznie odkostnione produkty rybołówstwa powinny być jak najszybciej zamrożone lub dodane do produktu przeznaczonego do zamrożenia czy obróbki stabilizującej (Rozp. (WE) nr 853/2004). Mięso po separacji może być przechowywane do 6 miesięcy w temp. od -25°C do -28°C (Bykowski i Dutkiewicz, 1996).

Przydatność ryb jako surowców do otrzymania farszów, zależy od właściwości mięsa z danego gatunku – w tym jego wodochłonności, zdolności emulgowania tłuszczu i żelowania białek oraz od tego jakie cechy mają mieć otrzymane wyroby (Sikorski, 2004). Białka białych ryb morskich mają większą zdolność żelowania niż ryb o ciemnym mięsie i ryb

słodkowodnych (Sikorski, 2004). Stąd też farsz z ryb słodkowodnych należy wzbogacić składnikami strukturotwórczymi o wyższej wodochłonności, by poprawić ich lepkość.

Do wytworzenia farszu można przeznaczać ryby zarówno świeże jak i mrożone, chude i tłuste, o białym i ciemnym mięsie (Sikorski, 2004). Mrożenie ryb przed przerobem ich na farsz obniża ich przydatność technologiczną, np. zdolność żelowania, w szczególności jeśli są składowane zamrażalniczo przez dłuższy czas (Kotakowski, 1986).

Kotakowski (1986) wskazuje na fakt, iż farsz wytworzony z ryb będących w stanie po stężeniu pośmiertnym wykazuje mniejsze zmiany tekstury w czasie mrożenia niż farsz wytworzony z ryb znajdujących się jeszcze w stanie stężenia pośmiertnego lub nawet przed jego wystąpieniem. Farsz, który jest przeznaczony do krótkotrwałego składowania w stanie mrożonym (do 3 miesięcy) powinien być wytwarzany z ryb w stadium po stężeniu pośmiertnym. Zaś farsz, który ma być przechowywany dłużej, jak i ten przetwarzany bez rozmrażania, powinny być wytwarzane z ryb przed wystąpieniem u nich stężenia, czyli od razu po połowie. Proces powolnego przemijania stężenia pośmiertnego podczas zamrażalniczego przechowywania farszu pozwala otrzymać produkt wysokiej jakości (Kotakowski, 1986).

Jeśli produkowany będzie farsz nieprzemiany, najlepszy wyrób będzie otrzymywany z ryb przed stężeniem pośmiertnym, jeśli zaś przemiany, to ryby chude mogą być przechowywane przez kilka do kilkunastu dni w stanie schłodzonym (od -1°C do $+3,3^{\circ}\text{C}$), zaś ryby tłuste powinny być przerobione zaraz po złowieniu (Kotakowski, 1986).

W przypadku zastosowania operacji jedno- lub kilkukrotnego przemiany farszu rybnego, należy liczyć się z utratą jego wielu składników. Usuwane są wówczas białka sarkoplazmatyczne, w tym barwniki mięśniowe i enzymy, niebiałkowe związki azotowe, liczne substancje zapachowe, rozpuszczalne składniki mineralne, a także wymywa się mechanicznie część tłuszczu (Sikorski, 2004). W przypadku przemiany farszu z kurka początkowa zawartość tłuszczu, białka i soli mineralnych wynosząca odpowiednio (w przeliczeniu na masę moką): 2,4%, 21,5 % i 2,5%, po jednokrotnym przemianowaniu wyniosła odpowiednio: 1,2%, 17,1% i 1,8%, zaś po dwukrotnym przemianowaniu wyniosła odpowiednio: 0,5%, 13,7% i 1,4%. Wzrosła natomiast zawartość wody z początkowej 73,2% poprzez 79,4% do 83,3% (Dolbisz, 1974). Wymywanie lipidów w przypadku ryb małowyczych, które charakteryzują się niskim poziomem tłuszczu (nie przekraczającym 1,5%), nie jest korzystną operacją w procesie otrzymywania wyrobów formowanych.

Ryby o niskiej zawartości tłuszczu, przechowywane zamrażalniczo przez kilka miesięcy, wykazują wyższą przydatność technologiczną do produkcji farszu. Jednakże, farsz z nich wytworzony wykazuje dużą ilość niezwiązanej frakcji ciekłej oraz włóknistą i twardą teksturę po obróbce termicznej (Kotakowski, 1986). Przydatność technolo-

giczną farszu z ryb chudych należy wziąć pod uwagę przy tworzeniu z tego farszu wyrobów gotowych.

Zabezpieczenie farszu przed niepożądanymi zmianami może następować w różny sposób, np. poprzez dodatek stabilizatorów, mrożenie, parowanie, gotowanie, solenie, suszenie czy zakwaszanie (Sikorski, 2004). Wybór odpowiedniej metody zabezpieczenia farszu powinien być podyktowany kierunkiem jego dalszego wykorzystania.

Urządzenia, w których prowadzi się operacje oddzielania mięsa od skór i ości to separatory. Zasada działania separatorów polega na docisku mięsa do perforowanego, obracającego się, stalowego bębna przez pas (taśmę) wykonany z tworzywa sztucznego. W wyniku nacisku surowiec rozdzielany jest na części miękkie, które przechodzą przez otwory bębna oraz twarde, które pozostają na powierzchni bębna i są usuwane na zewnątrz do pojemnika na odpady (Kawka i Dutkiewicz, 1986). Mięso zaś usuwane jest ze środka bębna przez zbierak lub ślimak wmontowany do wnętrza bębna. Nacisk wywierany przez pas może być regulowany w zależności od wielkości i rodzaju surowca wykorzystywanego do separacji oraz wielkości otworów w bębnie (Bykowski i Dutkiewicz, 1996).

Otwory w bębnie separatora mają zazwyczaj od 2 mm do 10 mm (Sikorski, 2004). Im mniejsze otwory tym mięso po separacji jest bardziej zmielone, ale jest wówczas praktycznie pozbawione ości (Bykowski i Dutkiewicz, 1996). Zaś przy zastosowaniu większych otworów otrzymany farsz będzie miał więcej ości, ale po obróbce cieplnej charakteryzować się będzie większą wytrzymałością na ściskanie (Sikorski, 2004). Obecnie najczęściej oferowane są na rynku separatory o średnicy otworów od 2 mm do 5 mm. Zaś w przetwórstwie rybnym często stosowane są urządzenia o średnicy otworów bębna od 1,5 do 3,5 mm.

Skuteczność separacji mięsa ryb na separatorze Bibun SD-16 przedstawili Kawka i Dutkiewicz za Wongiem (1986). W przypadku separatora o otworze separującym \varnothing 2 mm liczba kawałków kostnych w 100 g próbach mięsa po separacji wynosiła odpowiednio dla mintaja – $5,5 \pm 1,3$; zaś dla śledzia – $25,7 \pm 11,4$ sztuk. W przypadku otworów \varnothing 3 mm liczba ta wzrosła odpowiednio do $6,8 \pm 3,7$ i $35,0 \pm 11,5$ sztuk. Jednak już dla oczka \varnothing 5 mm liczba kawałków kostnych dla mintaja wyniosła $14,0 \pm 3,7$, zaś dla śledzia aż $323,0 \pm 64,8$ sztuk. Wyniki te pokazują, iż dla mniejszych sortymentów ryb, posiadających wiele małych ości, należy wybierać otwory bębna o średnicy ok. 3 mm lub nawet mniejsze.

Na skuteczność oddzielania części jadalnych z ryb wpływają różne czynniki, m.in. konstrukcyjne rozwiązanie urządzenia, parametry pracy urządzenia, biologiczne cechy surowca czy warunki jego przechowywania i świeżości (Kawka i Dutkiewicz, 1986).

Według Kawki i Dutkiewicza (1986) wydajność uzyskania mięsa przy produkcji farszu jest dwukrotnie wyższa niż przy filetowaniu. Wydajność otrzymywania farszu z tusz wynosi od 70% do 93%, a części pozostałych po filetowaniu od 31% do 72% w stosunku do masy odpadów. Zaś Kołakowski (1986) określa wydajność separacji części jadalnych ryb na poziomie 40-63%, w stosunku do odzysku mięsa podczas filetowania wynoszącego 28-33%.

Według Bykowskiego i Dutkiewicza (1996) wydajność otrzymywania mięsa oddzielanego mechanicznie w przypadku leszcza o masie do 1 kg wynosi 40% jego masy. Zaś według Kołakowskiego i in. (1997) w wyniku separacji tusz płoci można otrzymać ok. 65% farszu (w odniesieniu do masy tuszy), czyli 48% w stosunku do całej masy płoci.

Wstępne próby separacji mięsa z ryb małowartościowych zostały przeprowadzone przez pracowników Morskiego Instytutu Rybackiego – PIB w ramach projektu pt.: „Zmniejszenie negatywnego wpływu rybactwa śródlądowego na środowisko wodne poprzez innowacyjne zagospodarowanie małowartościowych gatunków ryb”. Wyniki wstępnych prób wydajności separacji mięsa z ryb świeżych (tusze nieodtuszczonych), separowanych na urządzeniu o średnicy otworów 3,3 mm, zaprezentowano w tabeli 1, a barwę uzyskanych farszów rybnych na rys. 2.

TABELA 1

Wyniki wydajności otrzymywania farszów rybnych z ryb małowartościowych

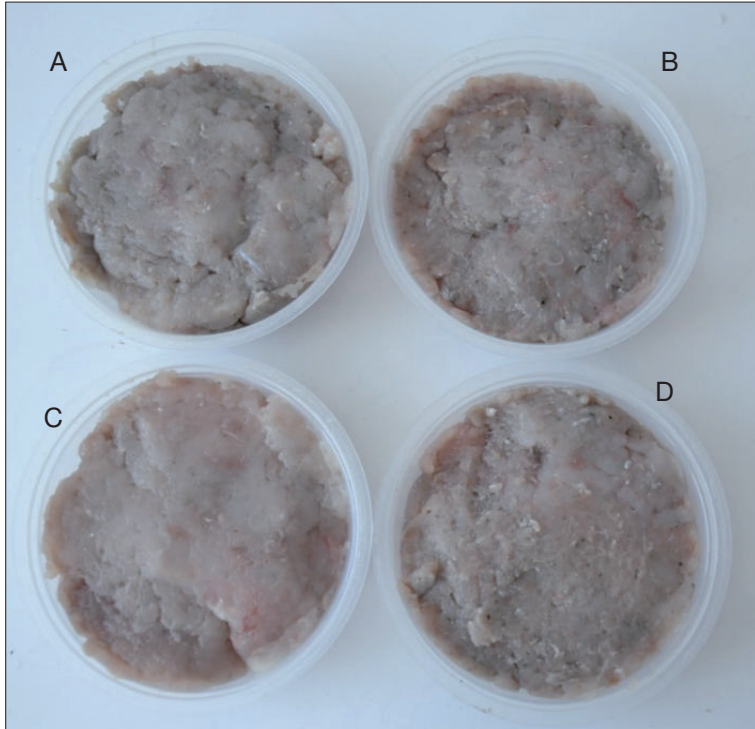
Gatunek i sortyment ryby	Wydajność w stosunku do masy całej ryby	Wydajność w stosunku do masy tuszy nieodtuszczonej
Leszcz S	43,2%	64,9%
Leszcz M	40,4%	60,2%
Krąp	30,5%*	43,9%*
Płoc M	40,6%	60,9%

*niższa wydajność separacji dla krąpia wynika z niewłaściwego wyregulowania pasa na początku separacji.

Wyniki przedstawione w tabeli 1 są nieco niższe od podawanych w literaturze (gdzie zazwyczaj prezentowano wyniki dla większych sortymentów ryb); jednak porównując je z wydajnością uzyskania mięsa z filetów bez skóry z ryb małowartościowych wynoszącą 23,5-31,8% można stwierdzić, iż separacja pozwala na znacznie większy odzysk mięsa, które dodatkowo jest pozbawione ości.

Otrzymane farsze rybne z leszczy, krąpi i płoci spełniają wymagania dla farszu rybnego zawarte w normie PN-A-86760:1996.

Zalecenia dotyczące produkcji farszu rybnego są zawarte w przyjętym w 2003 roku Code of Practice for Fish and Fishery Products (FAO i WHA, 2020). Zgodnie z zapisami tego dokumentu separator w czasie pracy powinien być wypełniany surowcem w sposób



Rys. 2. Farsze z ryb małowcennych. A – leszcz M, B – leszcz S, C – krap, D – płoc M.

ciągły, ale bez przepętnienia. Jeśli separowanym mięsem są płaty lub filety ryby powinny być podawane do separatora tak, by rozkrojona powierzchnia stykała się z perforowaną powierzchnią bębna. Ryby przed operacją separacji powinny być posegregowane gatunkowo i wielkościowo oraz przetwarzane w oddzielnych partiach. Rozmiary otworów w bębnie separatora i nacisk pasa powinien być dostosowany do cech, które ma posiadać produkt finalny. Odpady powinny być w sposób ciągły lub prawie ciągły usuwane z separatora do kolejnego etapu. Zalecane jest także monitorowanie temperatury produktu w celu uniknięcia nadmiernego wzrostu tego parametru (FAO i WHO, 2020).

W przypadku gdy mięso po separacji ma być poddane przemywaniu, należy pamiętać by mieszanie podczas przemywania wykonywać ostrożnie, w celu uniknięcia nadmiernego rozpadu tkanki, który może prowadzić do zmniejszenia wydajności separacji. Mięso po przemywaniu może być poddane odwodnieniu poprzez zastosowanie sit obrotowych lub wirówki oraz na koniec poprzez zastosowanie prasy, która pozwoli na otrzymanie odpowiedniej zawartości wody w farszu. W zależności od dalszego przeznaczenia farsz może być precedzony lub zemulgowany. Mięso po usunięciu wody powinno być utrzymywane w chłodniczych warunkach, zaś powstałe ścieki powinny być odpowiednio usunięte (FAO i WHO, 2020).

Wymagania jakościowe dla farszów rybnych są zawarte w normie *PN-A-86760:1996 Ryby i inne zwierzęta wodne oraz produkty z nich otrzymane. Mięso mielone i farsz rybny, mrożone*. Norma zawiera oprócz definicji związanych z mięsem mielonym i farszem rybnym także wymagania dla mięsa mielonego i farszu rybnego z wydzieleniem wymagań osobno dla produktów zamrożonych, po rozmrożeniu, po gotowaniu oraz wad fizycznych w dwóch klasach jakości E i A. Norma podaje także zalecane wymagania mikrobiologiczne stosowane w handlu europejskim.

Obecnie obowiązujące wymagania mikrobiologiczne dla produktów rybnych są zawarte w rozp. (WE) nr 2073/2005 w sprawie kryteriów mikrobiologicznych dotyczących środków spożywczych.

W przypadku produktów rybnych należy przestrzegać maksymalnych limitów zawartości bakterii z gatunku *Listeria monocytogenes*. Szczegółowe wymagania odnośnie poziomu tych bakterii zawarto w tabeli 2. Są to limity dla żywności gotowej do spożycia, w której możliwy jest wzrost *L. monocytogenes*, niebędącej żywnością przeznaczoną dla niemowląt ani żywnością specjalnego medycznego przeznaczenia oraz dla żywności, w której nie jest możliwy wzrost tych bakterii. Limity te powinny być stosowane do produktów gotowych do spożycia wytworzonych z farszy rybnych.

TABELA 2

Limity poziomów *Listeria monocytogenes* w żywności gotowej do spożycia

Rodzaj żywności	Plan pobierania próbek		Limity		Referencyjna metoda badania	Etap stosowania kryterium
	n	c	m	M		
A	5	0	100 jtk/g	EN/ISO 11290-2	Produkty wprowadzane do obrotu w ciągu okresu przydatności do spożycia	
	5	0	Nie wykryto w 25 g	EN/ISO 11290-1	Przed wyjściem żywności spod bezpośredniej kontroli przedsiębiorstwa sektora spożywczego, które jest jego producentem	
B	5	0	100 jtk/g	EN/ISO 11290-2	Produkty wprowadzane do obrotu w ciągu okresu przydatności do spożycia	

Legenda:

A - żywność gotowa do spożycia, w której możliwy jest wzrost *L. monocytogenes*, niebędąca żywnością przeznaczoną dla niemowląt ani żywnością specjalnego medycznego przeznaczenia

B - gotowa do spożycia żywność, w której niemożliwy jest wzrost *L. monocytogenes*, niebędąca żywnością przeznaczoną dla niemowląt ani żywnością specjalnego medycznego przeznaczenia.

n - liczba próbek,

c - liczba próbek dających wartości między m a M.

Źródło: Rozp. (WE) nr 2073/2005.

Zgodnie z zapisami rozp. (WE) nr 2073/2005 regularne badanie zgodności z poziomem *Listeria monocytogenes* nie jest wymagane w normalnych warunkach dla żywności poddanej obróbce cieplnej lub innej obróbce skutecznie eliminującej *L. monocytogenes*,

o ile po takiej obróbce nie jest możliwe wtórne zanieczyszczenie (np. dla produktów podanych obróbce cieplnej w końcowym opakowaniu).

Jeśli stosowane do produkcji farszu gatunki rybne należą do tych o podwyższonym poziomie histydyny, a są to w szczególności gatunki z rodzin: makrelowate (Scombridae), śledziowate (Clupeidae), sardelowate (Engraulidae), koryfenowate (Coryfenidae), tasergalowate (Pomatomidae), makreloszowate (Scombrosidae), również należy przestrzegać limitów dotyczących poziomu histaminy, zawartych w tabeli 3.

TABELA 3

Limity poziomów histaminy dla produktów rybołówstwa z gatunków o podwyższonym poziomie histydyny

Plan pobierania próbek		Limity		Referencyjna metoda badania	Etap stosowania kryterium
n	c	m	M		
9	2	100 mg/kg	200 mg/kg	EN ISO 19343	Produkty wprowadzane do obrotu w ciągu okresu przydatności do spożycia

Legenda:

n – liczba próbek;

c – liczba próbek dających wartości między *m* a *M*

Źródło: Rozp. (WE) nr 2073/2005.

Dużo bardziej szczegółowe wymagania mikrobiologiczne dla farszy rybnych świeżych, mrożonych, mięsa rybnego mielonego, zawarte są w uchylonym już rozporządzeniu Ministra Zdrowia z 2003 r. Przedstawiono je w tabeli 4.

TABELA 4

Wymagania mikrobiologiczne dla farszy rybnych świeżych, mrożonych, mięsa rybnego mielonego

Wskaźniki	Wymagania – limit w 1 g			
	n	c	m	M
Drobnoustroje tlenowe mezofilne	5	5	10 ⁵	5x10 ⁵
Bakterie beztlenowe przetrwalnikujące	5	0	0	-
Bakterie z grupy coli	5	2	0 (0,001 g)	0 (0,0001 g)
<i>Escherichia coli</i>	5	2	10	10 ²
<i>Salmonella</i>	5	0	0 (25 g)	-
<i>Staphylococcus aureus</i>	5	0	10 ²	-
<i>Listeria monocytogenes</i>	5	0	0 (1 g)	-

Legenda:

M – akceptowalna wartość progowa, powyżej której wyniki są dyskwalifikujące,

m – wartość równa lub poniżej której wszystkie wyniki uznawane są za zadowalające,

n – liczba próbek badanych w partii,

c – liczba próbek z partii dających wynik między *m* i *M*.

Źródło: Rozp. MZ z 13 stycznia 2003 r. w sprawie maksymalnych poziomów zanieczyszczeń chemicznych i biologicznych, które mogą znajdować się w żywności (...) uchylone w 2004 r.

Wykorzystanie ryb określanych mianem małowodne (mniejszych sortymentów leszczy, płoci czy krąpi) do produkcji wyrobów rybnych wiąże się z koniecznością uwzględnienia specyfiki gatunkowej tych ryb, czyli przede wszystkim obecności ości śródmięśniowych, cykloidalnych łusek oraz małej ilości mięsa w części żebrowej, co uniemożliwia mechaniczne filetowanie tych ryb. Rozwiązaniem powyższych trudności może być mechaniczne oddzielanie mięsa od skóry i ości z tusz tych ryb, dzięki któremu można otrzymać farsz bez ości oraz osiągnąć lepszą wydajność niż przy filetowaniu tych ryb. Powstały farsz rybny może być wykorzystany do wyrobów formowanych, takich jak burgery, pulpety czy też służyć jako dodatek do innych produktów Mięso ryb małowodnych charakteryzuje się niską zawartością tłuszczu i wyższą zawartością wody. Stąd też zagospodarowanie farszy z tych gatunków na produkty rybne powinno uwzględniać te parametry, a co za tym idzie konieczność zastosowania składników i dodatków do żywności, pozwalających na związanie wody i otrzymanie pożądanej konsystencji wyrobu.

Publikacja w ramach projektu: „Zmniejszenie negatywnego wpływu rybactwa śródlądowego na środowisko wodne poprzez innowacyjne zagospodarowanie małowodnych gatunków ryb”. Operacja jest współfinansowana ze środków Programu Operacyjnego „Rybnictwo i Morze” na lata 2014-2020 na podstawie umowy o dofinansowanie operacji nr 00001-6520.3-OR1100001/19.

Bibliografia

- Bykowski P., Dutkiewicz D. 1996 – Freshwater fish processing and equipment in small plants – FAO Fisheries Circular No. 905 FIU/C905. Rome, February.
- Dolbisz G.A. 1974 – Ispolzowanie morskogo pietuha dla prigotowlenija pischzewogo morozennogo farsza – Rybn. Chozj. Nr 2, 70-72. (Za): Kołakowski E. 1986. Technologia farszów rybnych. PWN. Warszawa.
- FAO i WHO 2020 – Code of Practice for Fish and Fishery Products – Rome, <https://doi.org/10.4060/cb0658en>.
- Kawka T., Dutkiewicz D. 1986. Maszyny do obróbki ryb i kalmarów. Zarys konstrukcji. Wydawnictwo Morskie. Gdańsk.
- Kołodkowski E. 1984. Technologia mrożonych przetworów rybnych. Wydawnictwo Morskie. Gdańsk.
- Kołodkowski E. 1986 – Technologia farszów rybnych – PWN. Warszawa.
- Kołodkowski E., Gazela B., Jabtonowska I., Bortnowska G., Wianecki M. 1997 – Przydatność technologiczna leszcza i płoci do otrzymywania mechanicznie odkostnionego mięsa i wędlin rybnych – XXVIII Sesja Naukowa Komitetu Technologii i Chemii Żywności PAN. „Postępy w technologii i chemii żywności”. Gdańsk, 9-11 września 1997.
- Krzywiński T., Domiszewski Z., Tokarczyk G., Bienkiewicz G. 2014 – Ocena przydatności mięsa ryb małowodnych do produkcji żywności przekąskowej – Żywność, Nauka, technologia. Jakość. 5(96): 111-123.

- PN-A-86760:1996 – Ryby i inne zwierzęta wodne oraz produkty z nich otrzymywane. Mięso mielone i farsz rybny, mrożone.
- PN-A-86770:1999 – Ryby i przetwory rybne. Terminologia.
- Rozporządzenie (WE) nr 853/2004 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 29 kwietnia 2004 r. ustanawiające szczególne przepisy dotyczące higieny w odniesieniu do żywności pochodzenia zwierzęcego (Dz.U. L 139 z 30.4.2004, s. 55, z późn. zm.).
- Rozporządzenie Komisji (WE) nr 2073/2005 z dnia 15 listopada 2005 r. w sprawie kryteriów mikrobiologicznych dotyczących środków spożywczych (Dz.U. L 338 z 22.12.2005, s. 1 z późn. zm.).
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 stycznia 2003 r. w sprawie maksymalnych poziomów zanieczyszczeń chemicznych i biologicznych, które mogą znajdować się w żywności, składnikach żywności, dozwolonych substancjach dodatkowych, substancjach pomagających w przetwarzaniu albo na powierzchni żywności (Dz.U. 2003 nr 37, poz. 326) – uchylone 28.05.2004 r.
- Sikorski Z. E. 2004 – Ryby i bezkręgowce morskie. Pozyskiwanie, właściwości i przetwarzanie – WNT. Warszawa.
- Wong J. i inni. Food Science, 43, nr 3, s. 897-909. (Za): Kawka T., Dutkiewicz D. 1986 – Maszyny do obróbki ryb i kalmarów. Zarys konstrukcji – Gdańsk, Wydawnictwo Morskie.