

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich
w 2020 roku w świetle uwarunkowań
gospodarczych, ekonomicznych
i środowiskowych

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych

pod redakcją
Agaty Kowalskiej
i Arkadiusza Wołosa



Olsztyn 2021

Recenzenci: prof. dr hab. Wiesław Wiśniewolski
dr hab. Konrad Turkowski, prof. UWM

Redakcja techniczna: Henryk Chmielewski

Projekt okładki: Arkadiusz Wołos, Henryk Chmielewski

Zdjęcia na okładce: Zbiomik Czorszyński (fot. Arkadiusz Wołos),
Połowy na jez. Łuknajno (fot. Marek Kragiel)

Skład, łamanie, grafika: Jarmila Grzegorzczak, Henryk Chmielewski

© Copyright by
Instytut Rybactwa Śródlądowego
Olsztyn 2021

ISBN 978-83-66805-03-3

Wydawnictwo Instytutu Rybactwa Śródlądowego
10-719 Olsztyn-Kortowo, ul. Oczapowskiego 10
tel. (089) 524 01 71, fax (089) 524 05 05
E-mail: wydawnictwo@infish.com.pl

Druk: Wydawnictwo Naukowe, Sieć Badawcza Łukasiewicz - Instytut Technologii Eksploatacji

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych

Autorzy:

prof. dr hab. Arkadiusz Wołos, dr inż. Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska,
dr inż. Tomasz Czerwiński, dr inż. Maciej Mickiewicz, mgr inż. Marek Trella,
dr inż. Andrzej Lirski, dr hab. Agata Kowalska, dr inż. Andrzej Kapusta,
dr inż. Elżbieta Bogacka-Kapusta, dr inż. Tomasz K. Czarkowski,
mgr inż. Bartosz Czarnecki, mgr inż. Arkadiusz Duda,
mgr inż. Joanna Hutorowicz, dr inż. Sylwia Jarmotowicz,
dr hab. Agnieszka Napiórkowska-Krzebietke, dr Maja Prusińska,
dr inż. Konrad Stawecki, mgr inż. Piotr Traczuk, mgr inż. Grzegorz Wiszniewski,
dr inż. Dariusz Ulikowski, dr inż. Krystyna Kalinowska,
mgr inż. Michał Kozłowski, prof. dr hab. Robert Czerniawski,
dr hab. Jan Mazurkiewicz, prof. UPP, dr hab. Jacek Rechulicz,
dr inż. Krzysztof Kozłowski, mgr inż. Robert Stabiński, mgr inż. Jan Krzystolik,
dr hab. Adam Tański, dr inż. Agata Korzelecka-Orkisz,
prof. dr hab. Krzysztof Formicki, mgr inż. Radosław Piesiewicz,
mgr inż. Rafał Pender, mgr inż. Łukasz Potkański, prof. dr hab. Zdzisław Zakęś,
dr hab. Mirosław Szczepkowski, prof. Instytutu, dr inż. Bożena Szczepkowska,
mgr inż. Iwona Piotrowska, dr inż. Maciej Szkudlarek, dr inż. Marek J. Łuczyński,
dr inż. Andrzej Szczerbowski, dr inż. Maciej Kwiatkowski

Spis treści

Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2020 roku.....	9
Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2020 roku	19
Arkadiusz Wołos, Tomasz Czerwiński, Maciej Mickiewicz	
Porównanie zarybień jezior w latach 2019 i 2020	33
Maciej Mickiewicz	
Ocena efektywności zarybień szczupakiem (<i>Esox lucius</i> L.) na przykładzie wybranych zbiorników zaporowych południowej Polski.....	43
Marek Trella, Arkadiusz Wołos	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2020 roku	55
Andrzej Lirski, Arkadiusz Wołos, Tomasz Czerwiński	
Charakterystyka presji i połowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2020 roku	77
Marek Trella, Arkadiusz Wołos	
Sztuka nęcenia – karmienie ekosystemów wodnych	89
Agata Kowalska	
Czy typ użytkowania rybackiego ma wpływ na strukturę zespołów ryb w jeziorach północnej Polski?	99
Andrzej Kapusta, Elżbieta Bogacka-Kapusta, Tomasz K. Czarkowski, Bartosz Czarnecki, Arkadiusz Duda, Joanna Hutorowicz, Sylwia Jarmołowicz, Agnieszka Napiórkowska-Krzebietke, Maja Prusińska, Konrad Stawecki, Piotr Traczuk, Grzegorz Wiszniewski	
Deficyty tlenowe w jeziorach Polski w 2020 roku.....	111
Dariusz Ulikowski, Krystyna Kalinowska, Piotr Traczuk, Andrzej Kapusta, Konrad Stawecki, Michał Kozłowski, Robert Czerniawski, Jan Mazurkiewicz, Jacek Rechulicz, Krzysztof Kozłowski, Robert Stabiński	
Zróznicowanie zespołów ryb w rzece przegrodzonej zaporą bez przepławki na przykładzie rzeki Bystrzycy powyżej i poniżej Zalewu Zemborzyckiego	123
Jacek Rechulicz	
Przeżywalność ikry troci wędrowej (<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>) w wybranych rzekach Pomorza Zachodniego	139
Jan Krzystolik, Adam Tański, Agata Korzelecka-Orkisz, Krzysztof Formicki, Radosław Piesiewicz, Rafał Pender, Łukasz Potkański	
Działania innowacyjne w akwakulturze realizowane w ramach unijnych programów pomocowych w Polsce	149
Zdzisław Zakęś	

Sztuczny rozród jesiota ostronosego – ważny krok w zachowaniu gatunku w Polsce	161
Mirosław Szczepkowski, Bożena Szczepkowska, Iwona Piotrowska, Michał Kozłowski	
Kompleksowe wykorzystanie oraz optymalizacja użycia energii odnawialnej w procesie rozrodu ryb, inkubacji ikry oraz podchowu wylęgu i narybku, ze szczególnym uwzględnieniem akwakultury środowiskowej – założenia i wybrane elementy realizacji projektu	169
Maciej Szkudlarek, Dariusz Ulikowski, Marek J. Łuczyński, Andrzej Szerbowski, Andrzej Kapusta, Mirosław Szczepkowski, Krystyna Kalinowska, Maciej Kwiatkowski	

Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2020 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 należało 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 2020 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 2020 roku oparta jest na danych zawartych w kwestionariuszach ankietowych nadesłanych do Zakładu Bioekonomiki Rybactwa IRS przez 86 podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, których łączna powierzchnia wynosiła 235038,86 ha. Analizowana powierzchnia stanowi zatem 87,1% 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 3060,6 ha, co oznacza wzrost areału stawów w stosunku do roku ubiegłego o 238,1 ha (Wołos 2020). 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 2020 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, dwa urzędy miast, 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” (20). W odmiennej nieco kolejności układa się wielkość całkowitej powierzchni jezior w poszczególnych regionach, a więc odpowiednio 120389,72 ha („Mazury”), 76721,08 ha („Pomorze”) i 37928,06 ha („Wielkopolska”).

Wyniki i dyskusja

Ogólna charakterystyka gospodarstw

Pod względem powierzchni jezior użytkowanych przez badane gospodarstwa zwraca uwagę przewaga regionu „Mazury”, który z areałem 120,39 tys. ha stanowił 51,2% całkowitej analizowanej powierzchni jeziorowej (tab. 1). Na region „Pomorze” przypada

TABELA 1

Ogólna charakterystyka gospodarstw

	Liczba gospodarstw	Pow. jezior		Liczba jezior	Średnia powierzchnia (ha)		Powierzchnia stawów		Dominujący region lub podmiot	% pow.
		ha	%		gospodarstwa*	jeziora	ha	%		
Regiony										
„Mazury”	30	120389,72	51,2	1010	4013,0	119,2	1207,6	39,5	Spółki	58,3
„Pomorze”	36	76721,08	32,6	994	2131,1	77,18	779,7	25,5	Spółki	55,7
„Wielkopolska”	20	37928,06	16,2	623	1896,4	60,88	1073,3	35,0	Spółki	60,9
Podmioty										
Spółki	33	131820,07	56,1	938	3994,6	140,53	2268,3	74,1	„Mazury”	50,0
PZW	15	67486,75	28,7	1457	4499,1	46,32	651,9	21,3	„Mazury”	57,8
Prywatne	29	19810,03	8,4	179	683,1	110,67	139,1	4,5	„Mazury”	59,7
Inne	9	15922,01	6,8	53	1769,1	300,42	1,3	0,1	„Pomorze”	72,2
Razem	86	235038,86	100,0	2627	2733,0	89,47	3060,6	100,0	Spółki	56,1

* bez powierzchni stawów

32,6% powierzchni jezior, a na region „Wielkopolska” 16,2%. Można zasadnie założyć, że taki układ odpowiada rzeczywistym różnicom między arealem jezior w wyróżnionych regionach geograficznych.

Pod względem liczby użytkowanych jezior wystąpiły nieznaczne różnice; na „Mazurach” ich liczba wynosiła 1010, na „Pomorz” 994, a w „Wielkopolsce” 623, zaś całkowita liczba 2627, czyli o 3 więcej niż w analizach rybackiej gospodarki jeziorowej z 2019 roku (Wołos 2020). Podobnie jak w roku ubiegłym zdecydowanie największe powierzchnie jezior użytkowały podmioty z regionu „Mazury” (średnio 4013,0 ha), następnie z regionu „Pomorze” (2131,1 ha), a najmniejsze z regionu „Wielkopolska” (1896,4 ha). Średnia powierzchnia 1 jeziora dla całego badanego zbioru gospodarstw wynosiła 89,47 ha, przy czym w regionie „Mazury” była największa (119,20 ha), mniejsza na „Pomorz” (77,18 ha) i najmniejsza w „Wielkopolsce” (60,88 ha).

Największe powierzchnie stawów użytkowały badane podmioty z regionu „Mazury” – w sumie 1207,6 ha, co stanowi 39,5% całkowitej powierzchni stawowej, następnie z regionu „Wielkopolska” (1073,3 ha; 35%) i zdecydowanie najmniejsze w regionie „Pomorze” (779,7 ha; 25,5%).

We wszystkich regionach dominującą formą własności gospodarstw rybackich były spółki, reprezentujące 60,9% powierzchni jezior w „Wielkopolsce”, 58,3% w regionie „Mazury” i 55,7% na „Pomorz”. W sumie spółki użytkowały 56,1% analizowanej powierzchni jezior, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego 28,7%, podmioty prywatne (osoby fizyczne) 8,4%, a gospodarstwa „inne” 6,8%. Zdecydowanie najwięcej jezior

użytkował Polski Związek Wędkarski (1457), następnie spółki (938), gospodarstwa prywatne (179), a na końcu „inne” podmioty (53).

Przy średniej powierzchni jednego gospodarstwa wynoszącej 2733 ha jezior, zwraca uwagę największa średnia wielkość powierzchni jezior w okręgach Polskiego Związku Wędkarskiego (4499,1 ha), a w następnej kolejności w gospodarstwach o charakterze spółek (3994,6 ha), gospodarstwach „innych” (1769,1 ha) i zdecydowanie najmniejsza w podmiotach prywatnych (683,1 ha). W wyodrębnionych grupach gospodarstw wystąpiły także znaczne różnice w średniej powierzchni użytkowanego jeziora – zdecydowanie największe były akweny użytkowane przez gospodarstwa „inne” (średnia powierzchnia 300,42 ha), a po przeciwnej stronie były jeziora Polskiego Związku Wędkarskiego (46,32 ha). Pomiędzy nimi znajdowały się jeziora użytkowane przez spółki (140,53 ha) i podmioty prywatne (110,67 ha).

Biorąc pod uwagę użytkowany areal obiektów stawowych, zdecydowanie przodowały gospodarstwa o charakterze spółek (74,1% całkowitej powierzchni stawów), następne były okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego (21,3%), podmioty prywatne (4,5%), zaś gospodarstwa „inne” praktycznie nie posiadały stawów (0,1%).

Charakterystyka produkcji rybackiej

Podstawowe parametry produkcyjno-gospodarcze uzyskane przez badane podmioty w 2020 roku, w podziale na wyróżnione regiony oraz formy własności, zestawiono w tabeli 2. Całkowita produkcja jeziorowa w badanym zbiorze 86 gospodarstw rybackich wyniosła 1652 tony ryb towarowych (o około 18 ton więcej niż w roku 2019, Wołos 2020), z czego 747 ton przypadało na region „Mazury”, 665 ton na „Pomorze” i 240 ton na „Wielkopolskę”. Średnia dla wszystkich badanych podmiotów wydajność nieco wzrosła w stosunku do roku 2019 i wyniosła 7,03 kg/ha, czyli była wyższa o 0,07 kg/ha. Pod względem osiągniętej wydajności wystąpiły różnice między regionami; najwyższą wydajność osiągnięto na „Pomorzu” (8,67 kg/ha), następnie w regionie „Wielkopolska” (6,34 kg/ha), zaś zdecydowanie najniższą na „Mazurach” (6,21 kg/ha). Trzeba stwierdzić, że w regionach „Pomorze” i „Wielkopolska” wydajność wzrosła w porównaniu z rokiem 2019, przy czym największy wzrost zanotowano w regionie „Wielkopolska”, natomiast w regionie „Mazury” spadała. W przypadku rodzajów podmiotów gospodarczych zdecydowanie najwyższą wydajność osiągnęły gospodarstwa określone jako „inne” (15,48 kg/ha), następnie spółki (8,10 kg/ha) i prywatne (6,68 kg/ha), zaś zdecydowanie najniższą gospodarstwa prowadzone przez badane okręgi PZW (3,05 kg/ha). Wyraźnie niższa niż w pozostałych grupach podmiotów wydajność osiągana w jeziorach Polskiego Związku Wędkarskiego

Tabela 2

Charakterystyka parametrów produkcyjno-gospodarczych

Region lub podmiot	Odłowy ryb jeziorowych			Liczba zatrudnionych					Pow. jezior w ha		% pow. stawów do pow. jezior	Kg/ha 2020/2019 [%]			
	Ogółem tony	kg/ha	kg na rybaka jezirowego*	Ogółem	Rybaków jeziorowych zatrudnionych			% rybaków jeziorowych do liczby zatrudnionych ogółem*	na pracownika	na rybaka*					
					na stałe	samozatrudnieni	sezonowi						razem		
Regiony															
„Mazury”	747,12	6,21	1818	6025	411	62	32	30	124	30,2	292,9	970,9	8,2	1,00	94,5
„Pomorze”	664,97	8,67	3122	5588	213	36	50	33	119	55,9	360,2	644,7	8,4	1,02	104,7
„Wielkopolska”	240,28	6,34	1397	5461	172	33	3	8	44	25,6	220,5	862,0	14,2	2,83	114,9
Podmioty															
Spółki	1068,03	8,10	2478	6210	431	102	35	35	172	39,9	305,9	766,4	5,5	1,72	103,9
PZW	205,50	3,05	809	5871	254	15	8	12	35	13,8	265,7	1928,2	41,6	0,97	102,4
Prywatne	132,30	6,68	1633	2406	81	9	25	21	55	67,9	244,6	360,2	3,3	0,70	82,0
Inne	246,54	15,48	8218	9862	30	5	17	3	25	83,3	530,7	636,9	2,1	0,01	94,0
Razem	1652,37	7,03	2076	5757	796	131	85	71	287	36,1	295,3	819,0	9,2	1,30	101,0

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

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” (3122 kg), co przynajmniej częściowo wynika z najwyższego udziału rybaków jeziorowych w ogólnym zatrudnieniu (55,9%) oraz niewielkiego arealu użytkowanych stawów. Zdecydowanie najwyższy stosunek powierzchni stawów do powierzchni jezior wystąpił w „Wielkopolsce” (2,83%).

W regionie „Mazury” zanotowano 6025 kg odłowionych ryb przypadających średnio na 1 rybaka jeziorowego, na „Pomorzu” 5588 kg, zaś najmniej w „Wielkopolsce”, tj. 5461 kg. W stosunku do roku 2019 (Wołos 2020) parametr ten był wyższy w regionach „Pomorze” i „Wielkopolska”.

W układzie podmiotowym zwraca uwagę zdecydowanie najwyższy odłów na jednego rybaka jeziorowego w gospodarstwach „innych” (9862 kg) oraz najniższy w podmiotach prywatnych (2406 kg). W gospodarstwach PZW wskaźnik ten wyniósł 5871 kg, a w spółkach 6210 kg. W stosunku do roku 2019 zanotowano wyraźny wzrost odłowu na 1 rybaka jeziorowego w spółkach i w okręgach lub podmiotach PZW (*op. cit.*).

Z pozostałych parametrów zamieszczonych w tabeli 2 trzeba zauważyć, że zdecydowanie największy areal jezior przypadający na 1 rybaka jeziorowego wystąpił w gospodarstwach PZW (1928,2 ha), zaś wyraźnie najmniejszy w gospodarstwach prywatnych (360,2 ha). W gospodarstwach Polskiego Związku Wędkarskiego odnotowano również zdecydowanie najniższy odsetek rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu (13,8%), podczas gdy w gospodarstwach „innych” odsetek ten był najwyższy, wynosząc 83,3%. W gospodarstwach prywatnych i spółkach udział ten osiągnął odpowiednio 67,9% oraz 39,9%. Można stwierdzić, iż w porównaniu z rokiem 2019 udział rybaków jeziorowych (zatrudnionych na różnych zasadach – na stałe i sezonowo oraz poprzez samozatrudnienie) w całkowitym zatrudnieniu nieznacznie się podwyższył.

Analizując wydajności jezior osiągnięte w ostatnich 8 latach (2013-2020), 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 8,19 kg/ha, w okresie 2014-2017 spadła do poziomu 6,41 kg/ha, w 2018 nieco wzrosła, natomiast w ostatnich dwóch latach pozostawała na bardzo zbliżonym poziomie i osiągnęła w ostatnim badanym roku 7,03 kg/ha. W układzie regionalnym nieznaczny spadek wydajności w roku 2020 objął region „Mazury”, natomiast w „Wielkopolsce” i na „Pomorzu” zanotowano wzrost analizowanego parametru. W układzie podmiotowym zanotowano spadek wydajności w gospodarstwach prywatnych i „innych”. W gospodarstwach Polskiego Związku Wędkarskiego oraz w spółkach zanotowano wzrost.

Tabela 3

Wydajność jezior w latach 2013-2020 (kg/ha)

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Średnia
Regiony									
„Mazury”	8,05	8,34	7,52	7,21	6,75	6,71	6,57	6,21	7,17
„Pomorze”	9,94	9,23	7,57	9,02	6,64	8,99	8,28	8,67	8,54
„Wielkopolska”	5,73	5,63	5,43	5,01	5,00	5,21	5,52	6,34	5,48
Podmioty									
Spółki	8,60	8,94	7,72	7,81	7,08	7,36	7,80	8,10	7,93
PZW	4,21	4,15	3,91	3,77	3,49	3,60	2,98	3,05	3,65
Prywatne	8,53	8,92	7,53	7,78	7,38	7,30	8,15	6,68	7,78
Inne	22,22	18,50	17,17	19,36	12,60	20,30	16,47	15,48	17,76
Razem	8,19	8,16	7,18	7,40	6,41	7,13	6,96	7,03	7,31

Tabela 4

Odłowy z 235 tys. ha jezior w 2020 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	208,92	Leszcz D	281,89
Sieja	9,07	Leszcz S	166,60
Węgorz	46,63	Leszcz M	73,47
Sandacz	109,11	Leszcz razem	521,96
Szczupak	165,23	Krąp	20,92
Lin	114,66	Karp	4,18
Okoń DS	93,59	Amur	0,24
Okoń M	31,93	Tołpyga	64,23
Okoń razem	125,52	Stynka	1,47
Karaś	111,18	Sum	3,35
Płoć S	87,83	Inne	6,02
Płoć M	51,85	Ogółem 1652,37	
Płoć razem	139,68		

Całkowita produkcja ryb towarowych z rozpatrywanej powierzchni ok. 235 tys. ha jezior wyniosła w 2020 roku 1652 tony (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 1891 ton, czyli o 12 ton więcej niż w 2019 roku (Wołos 2020). Wzrost produkcji jeziorowej objął zarówno gatunki cenne (tzw. wybór), jak i mniej cenne. Spadły odłowy sielawy, węgorza, szczupaka, lina, płoci i amura, natomiast wzrosły siei, sandacza, okonia (szczególnie DS), karasia, leszcza (szczególnie D), nieco krąpia, karpia, tołpygi,

Tabela 5

Ekstrapolowane odłowy z 270 tys. ha jezior w 2020 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	240,00	Leszcz D	323,82
Sieja	10,42	Leszcz S	191,38
Węgorz	53,57	Leszcz M	84,40
Sandacz	125,34	Leszcz razem	599,60
Szczupak	189,81	Krąp	24,03
Lin	131,72	Karp	4,80
Okoń DS	107,51	Amur	0,28
Okoń M	36,68	Tołpyga	66,13
Okoń razem	144,19	Stynka	1,69
Karaś	127,72	Sum	3,85
Płoć S	100,89	Inne	6,92
Płoć M	59,56	Ogółem 1890,52	
Płoć razem	160,45		

Tabela 6

Wydajność wybranych gatunków i grup gatunków w latach 2019-2020

	2019		2020	
	kg/ha	%	kg/ha	%
I. Gatunki zarybiane				
litoralowe	1,74	25	1,66	23,67
koregonidy	1,07	15,42	0,93	13,19
karp i roślinożerne	0,16	2,3	0,29	4,15
węgorz	0,2	2,92	0,2	2,82
sandacz	0,45	6,5	0,46	6,6
Razem	3,63	52,14	3,55	50,44
II. Gatunki niezarybiane				
okoń	0,51	7,4	0,53	7,6
leszcz M i krąp	0,4	5,75	0,4	5,71
leszcz S	0,71	10,13	0,71	10,08
leszcz D	0,99	14,2	1,2	17,06
płoć S	0,43	6,19	0,37	5,32
płoć M	0,25	3,64	0,22	3,14
inne	0,04	0,54	0,05	0,66
Razem	3,33	47,86	3,48	49,56
Ogółem I i II	6,96	100	7,03	100

stynki, suma i „innych”, przy czym o dużym wzroście odłowów tołpygi zdecydowało tylko jedno gospodarstwo.

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 3,55 kg/ha (w roku 2019 wyniosła 3,63 kg/ha), natomiast gatunków niezarybianych wzrosła – z poziomu 3,33 kg/ha do 3,48 kg/ha (*op. cit.*). Wzrost wydajności gatunków niezarybianych spowodowany został głównie przez wzrost wydajności leszcza (szczególnie D) – z 2,10 kg/ha do 2,31 kg/ha, czyli o 9,1%.

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

Tabela 7

Struktura wartości odławianych gatunków w roku 2020

Gatunek (sortyment)	zł*	%
Sielawa	3752203	21,48
Sieja	165346	0,95
Węgorz	3064524	17,55
Sandacz	2564085	14,68
Szczupak	2129815	12,19
Lin	1406878	8,05
Okoń DS	898464	5,14
Okoń M	191899	1,10
Karaś	600372	3,44
Leszcz D	1367167	7,83
Leszcz S	548114	3,14
Leszcz M	133715	0,77
Krąp	37656	0,22
Płoć S	323214	1,85
Płoć M	127033	0,73
Karp	46858	0,27
Amur	3640	0,02
Tołpyga	34066	0,20
Sum	52729	0,30
Stynka	11510	0,07
Inne	7164	0,04
Razem	17466452	100

* (ceny ryb towarowych wg Mickiewicza 2020)

ponad 16 gatunków ryb, a w przypadku okonia, leszcza i płoci poszczególnych sortymentów wielkościowych, wśród których wartość sielawy stanowiła 21,48% wartości wszystkich złowionych ryb, wynoszącej około 17,5 mln złotych. Kolejne gatunki to węgorz (17,55%), sandacz (14,68%), szczupak (12,19%) i lin (8,05%). Łączny udział wszystkich sortymentów leszcza wynosił 11,74%, okonia 6,24%, a płoci 2,58%. Poza tym wartość odłowionego karasia wyniosła 3,44% wartości wszystkich złowionych ryb. Wartości pozostałych gatunków nie przekraczały 1%.

Podsumowanie

Pod względem ogólnej wielkości produkcji ryb towarowych z jezior rok 2020 w porównaniu do sezonu 2019 był rokiem nieznacznego wzrostu, w którym zanotowaliśmy podwyższenie wydajności do 7,03 kg/ha. Wzrost ogólnej wydajności był spowodowany przez wzrost produkcji większości gatunków ryb. Przy zanotowanym nieznacznym wzroście odłowów, zwłaszcza niektórych cennych gatunków ryb (np. sandacza, okonia i leszcza D), zaobserwowano równoczesny wzrost średniej ceny jednego kilograma odłowionych ryb, co w efekcie spowodowało wyraźne zwiększenie ich wartości w przeliczeniu na jednostkę powierzchni (Wołos i Mickiewicz 2020). 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 tematu statutowego S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Leopold M., Wołos A. 1996 – Analiza stanu jezirowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo jezirowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 35-41.
- Leopold M., Wołos A. 1996 – Próba oceny kondycji ekonomicznej jezirowych gospodarstw rybackich w 1995 roku – W: Analiza stanu jezirowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo jezirowe. 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. 2020 – Wielkość i charakterystyka jezirowej 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.
- Wołos A., Mickiewicz M. 2020 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2019 roku – W: Działalność podmiotów rybackich w 2019 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, prawne i środowiskowe (Red.) A. Wołos, M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 21-32.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2020 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 przeprowadzone zostały po raz pierwszy 26 lat temu, a badana próba podmiotów gospodarczych, dotycząca roku 1995, liczyła wówczas 51 gospodarstw użytkujących łączną powierzchnię około 206,8 tys. ha jezior (Leopold 1996). Ocena sytuacji ekonomiczno-finansowej oparta była wtedy na próbie 42 podmiotów o łącznym areale 160,8 tys. ha (Leopold i Wołos 1996) i od tego czasu badania tej sfery działalności prowadzone były nieprzerwanie, przy zastosowaniu metody ankietyzacji reprezentatywnej grupy podmiotów gospodarczych. Od kilkunastu lat badana próba regularnie przekraczała 50, a w niektórych latach nawet 60 podmiotów gospodarczych, zaś łączny areal użytkowanych rybacko jezior mieścił się w przedziale 150-170 tys. ha (np. w 2017 r. około 160 tys. ha, Wołos i Mickiewicz 2018). Systematyczny i oparty na reprezentatywnej próbie 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 karpowych oraz chowu i hodowli ryb łososiowatych, badania były prowadzone tylko w kilku latach (Wołos i in. 2011, 2013, 2015).

Celem niniejszego opracowania jest ocena sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2020 roku, na podstawie reprezentatywnego zbioru tych podmiotów oraz analizy badanych parametrów produkcyjnych, gospodarczych, ekonomicznych i finansowych. Zjawiskiem, które zbadano po

raz pierwszy, co jest całkowicie zrozumiałe, był wpływ epidemii koronawirusa na codzienną działalność gospodarczą (w tym na efekty ekonomiczne), a także na zaoferowanie branży pomocowych działań finansowych, które na potrzeby opracowania umowy określono, jako „rekompensaty covidowe”.

Podstawy metodyczne

Analizy kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2020 roku przeprowadzono na podstawie zebranych pełnych danych o charakterze ekonomicznym i gospodarczym, zawartych w kwestionariuszach ankietowych otrzymanych od 46 gospodarstw prowadzących gospodarkę rybacką w jeziorach o całkowitej powierzchni 147243 ha oraz użytkujących stawy (karpiove lub pstrągowe, a czasem i karpiove, i pstrągowe) o całkowitym areale 2291,79 ha. W porównaniu z rokiem 2019 (Wołos i Mickiewicz 2020), jest to próba liczniejsza o 2 podmioty i wyraźnie większa pod względem użytkowanej powierzchni jezior (o 10,8 tys. ha) oraz pod względem całkowitego arealu stawów (o 482,53 ha). Próba ta spełnia wymogi reprezentatywności, gdyż analizowane gospodarstwa użytkują 54,5% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce, wynoszącej 270 tys. ha. Badane podmioty gospodarują na jeziorach położonych we wszystkich 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 46 podmiotów gospodarczych podzielono na dwa podzbiory: umownie nazwane gospodarstwami „stawowo-jeziorowymi”, o ogólnej powierzchni 49709 ha jezior, oraz gospodarstwami „jeziorowymi”, o łącznym areale 97534 ha (tab. 1). Jedynym kryterium zastosowanego podziału była wysokość przychodów osiągniętych w 2020 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

Tabela 1

Liczba, powierzchnia i podstawowe dane o odłowach analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Liczba gospodarstw	13	33	46
Powierzchnia jezior (ha)	49709	97534	147243
Powierzchnia stawów (ha)	1584,04	707,75	2291,79
Wydajność odłowów ryb jeziorowych (kg/ha)	7,04	8,29	7,87
Całkowita wartość odłowów ryb jeziorowych (zł)	4510229	9354314	13864543
Wartość odłowów ryb jeziorowych (zł/ha)	90,73	95,91	94,16
Średnia cena kg ryb (zł)	12,89	11,57	11,97

„stawowo-jeziorowych”, jeżeli przychody z produkcji stawowej były niższe, niż z produkcji jeziorowej, podmiot włączono do grupy gospodarstw „jeziorowych”.

Wyniki i dyskusja

Charakterystyka gospodarstw rybackich i parametrów produkcyjno-gospodarczych

Grupa gospodarstw „stawowo-jeziorowych” liczyła 13 podmiotów, a grupa gospodarstw „jeziorowych” 33. 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 69,1% całkowitego areалу użytkowanych stawów, podczas gdy na znacznie liczniejszą grupę gospodarstw „jeziorowych” (N = 33) 30,9%.

Analiza parametrów dotyczących *sensu stricto* gospodarki jeziorowej – wydajności i wartości odłowionych ryb (w zł/ha), także wykazała różnice i były one tak samo znaczne, jak w 2019 roku. Wydajność odłowów ryb jeziorowych w grupie „stawowo-jeziorowej” (7,04 kg/ha 7,18 kg/ha) była niższa niż w grupie „jeziorowej” (8,29 kg/ha 7,55 kg/ha), i w grupie pierwszej było to mniej, a w grupie drugiej znacznie więcej niż w roku 2019 (Wołos i Mickiewicz 2020). Pochodną osiągniętych wydajności (i cen ryb) jest wartość produkcji jeziorowej w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. W całym badanym zbiorze podmiotów wartość ta wyniosła 94,16 zł/ha (o 5,63 zł/ha więcej niż przed rokiem), w gospodarstwach „stawo-

Tabela 2

Wybrane parametry produkcyjno-gospodarcze analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Średnia powierzchnia jezior w gospodarstwie (ha)	3823,77	2955,58	3200,93
Średnia powierzchnia jednego jeziora w gospodarstwie (ha)	126,81	157,31	145,50
Średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie (ha)	121,85	21,45	49,82
Powierzchnia stawów (ha/100 ha jezior)	3,19	0,72	1,56
Powierzchnia jezior (ha na 1 pracownika)	206,26	415,92	309,66
Powierzchnia jezior (ha na 1 rybaka jeziorowego*)	887,66	759,02	798,07
Liczba jezior na 1 rybaka jeziorowego*	7,00	4,82	5,49
Liczba pracowników, w tym udział rybaków jeziorowych* (%)	241,0 23,2	234,5 54,8	475,5 38,8
Odtów ryb jeziorowych (kg na 1 pracownika)	1452	3446	2436
Odtów ryb jeziorowych (kg na 1 rybaka jeziorowego)*	6249	6289	6277

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

wo-jeziorowych” 90,73 zł/ha (przed rokiem 79,82 zł/ha), natomiast w „jeziorowych” 95,91 zł/ha (w 2019 r. 92,65 zł/ha, tab. 1). W porównaniu z rokiem 2019 średnia cena 1 kg ryb towarowych w całym zbiorze analizowanych podmiotów była wyższa zaledwie o 0,07 zł (*op. cit.*), wynosząc 11,97 zł, ale w grupie „stawowo-jeziorowej” wyniosła 12,89 zł, natomiast w „jeziorowej” 11,57 zł. Wspomniane relacje cen ryb i ich zmiany wynikają m.in. ze znacznego spadku odtówów kilku cennych gatunków ryb, w tym zwłaszcza sielawy, która jest głównie odfawiana przez klasyczne gospodarstwa jeziorowe, a która w badanym wcześniej roku 2019 pod względem wartości finansowej wyprzedziła po raz pierwszy od z górą 50 lat węgorza. I to mimo tego, że średnia cena hurtowa 1 kg węgorza w 2019 roku wyniosła 65,72 zł, podczas gdy sielawy 17,96 zł (Mickiewicz 2020).

Trzeba w tym miejscu wyjaśnić, że wydajność dla całego badanego zbioru 46 gospodarstw wynosząca 7,87 kg/ha (a gospodarstw „jeziorowych” nawet 8,29 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 użytkowanych 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 zwiększyła się

znacznie wydajność pracy rybaków jeziorowych (tab. 2). Świadczy o tym wysokość średniego odłowu przypadająca na jednego rybaka jeziorowego, wynosząca w grupie „stawowo-jeziorowej 6249 kg (w 2019 r. 5618 kg) i 6289 w grupie „jeziorowej” (w 2019 r. 5753 kg, *op. cit.*).

W tym miejscu nasuwa się istotny wniosek – niemal identyczny odłów na 1 rybaka w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” i „jeziorowych”, był osiągnięty przy obiektywnie trudniejszych warunkach gospodarowania w tej pierwszej grupie, czego wyrazem jest mniejsza średnia powierzchnia jednego jeziora (126,81 ha wobec 157,31 ha) oraz większa liczba jezior przypadających na rybaka jeziorowego (7,00 wobec 4,82). Tym samym można stwierdzić, że w warunkach roku 2020 różnice w wydajności pracy rybaków jeziorowych w obu badanych grupach uległy wyraźnemu spłaszczeniu w porównaniu z rokiem 2019 (*op. cit.*).

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 38,80% (tab. 2), co oznacza identyczny poziom tego parametru z rokiem 2019 (Wołos i Mickiewicz 2020). Godny podkreślenia jest również fakt, iż przeciętne gospodarstwo „stawowo-jeziorowe” zatrudniało 2,6-krotnie więcej pracowników (średnio 18,5), niż gospodarstwo „jeziorowe” (średnio 7,1), 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 karpia i innych gatunków produkowanych w stawach karpowych (52,7% przychodów), a także produkcja pstrąga (34,5%), niż w gospodarstwach „jeziorowych”. W tym miejscu trzeba podkreślić, że w porównaniu z rokiem 2019 udział produkcji karpia w całej próbie badanych podmiotów wyraźnie zmniejszył się, produkcji jeziorowej pozostał na niemal identycznym poziomie, natomiast

Tabela 3

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

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe” (%)	Gospodarstwa „jeziorowe” (%)	Razem (%)
Produkcja jeziorowa	12,8	83,6	29,9
Produkcja pstrąga	34,5	6,1	27,6
Produkcja karpia i innych gatunków w stawach	52,7	10,3	42,5
Produkcja podstawowa	100	100	100

odsetek produkcji pstrąga tęczowego także wyraźnie, ale zwiększył się (Wołos i Mickiewicz 2020).

W grupie gospodarstw „jeziorowych” sprzedaż ryb odłowionych w jeziorach stanowiła 83,6% przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej, podczas gdy sprzedaż pstrąga i karpia odpowiednio 6,1% i 10,3%. Niski był udział produkcji jeziorowej w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” (12,8%), co sprawia, że o sytuacji ekonomiczno-finansowej tej grupy gospodarstw w znacznym stopniu decydował chów karpia i/lub pstrąga, 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 1561,95 zł/ha, podczas gdy w gospodarstwach „jeziorowych” 305,34 zł/ha, co w przypadku pierwszej grupy oznacza spory spadek, a w grupie drugiej praktycznie identyczny poziom w porównaniu z rokiem 2019 (*op. cit.*). Średni przychód całkowity dla całego zbioru 46 gospodarstw wyniósł 729,57 zł/ha, co oznacza spadek tego parametru o 30,94 zł/ha w stosunku do poprzedniego roku (*op. cit.*), o czym z jednej strony zadecydował wzrost przychodów z produkcji jeziorowej, pstrąga i opłat wędkarskich, ale z drugiej znaczny spadek przychodów z produkcji karpia oraz jeszcze wyraźniejszy przychodów z innych form działalności.

Przychody ze sprzedaży zezwoleń wędkarskich w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” (142,73 zł/ha) były wyraźnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (81,31 zł/ha),

Tabela 4

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne dotyczące przychodów badanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”		Gospodarstwa „jeziorowe”		Razem	
	zł/ha ⁽¹⁾⁽²⁾	%	zł/ha ⁽¹⁾	%	zł/ha ⁽¹⁾	%
Przychody całkowite	1561,95	100	305,34	100	729,57	100
w tym:						
Produkcja podstawowa	708,61	45,37	114,72	37,57	315,22	43,21
w tym:						
– jeziorowa	90,73	5,81	95,91	31,41	94,16	12,91
– pstrąga	244,18	15,63	7,03	2,30	87,09	11,94
– karpia	373,70	23,93	11,78	3,86	133,97	18,36
Opłaty wędkarskie	142,73	9,14	81,31	26,63	102,05	13,98
Inne przychody	710,27	45,49	109,31	35,80	312,30	42,80

⁽¹⁾ Wszystkie przychody przeliczono na 1 ha powierzchni jezior⁽²⁾ w podmiotach „stawowo-jeziorowych” liczba gospodarstw wziętych do obliczeń wynosi 13 (wyjaśnienie w tekście)

ale ich udział w przychodach całkowitych w pierwszej z wymienionych grup wynosił tylko 9,14%, podczas gdy w grupie drugiej 26,63% (tab. 4).

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, produkcji kawioru itd.), które z reguły charakteryzują się niższą kosztownością niż tradycyjna produkcja ryb.

Wśród „innych” przychodów 86 wszystkich badanych podmiotów gospodarczych, a nie tylko 46 będących przedmiotem szczegółowej analizy w tym rozdziale, wymieniło 25 rodzajów działalności (w kolejności od najczęściej do najrzadziej wymienianych):

- rekompensaty covidowe (szersze omówienie w kolejnym podrozdziale)
- obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji i handel przetworami rybnymi
- usługi turystyczne (pensjonaty, mała gastronomia itp., fot. 1-3)
- przetwórstwo
- odsetki od lokat i inne przychody operacyjne i finansowe
- usługi wylęgarnicze i sprzedaż materiału zarybieniowego



Fot. 1, 2. Minipensjonat Gospodarstwa Rybackiego „Śniardwy” Sp. z o.o. w Głódowie
(fot. Marek Kragiel).



Fot. 3. Minipensjonat Gospodarstwa Rybackiego „Śniardwy” Sp. z o.o. w Głodowie (fot. Marek Kragiel).

- usługi rybackie
- odszkodowania
- zwrot 50% ZUS, dopłata do wynagrodzeń
- dzierżawa terenu
- sprzedaż środków trwałych i materiałów
- wynajem lokali
- nawiązki
- dotacje
- usługi żeglarskie (slipowanie jachtów)
- usługi żeglarskie (sanitariaty)
- usługi parkingowe
- usługi skutnicze
- badania ichtiologiczne
- dopłaty do zarybień
- dopłaty wodnośrodowiskowe
- pożyczka bezzwrotna
- uprawa zbóż

- wynajem łodzi
- sprzedaż złomu

Jak już wspomniano, „inne” przychody (średnio 312,30 zł/ha) stanowią poważny składnik przychodów całkowitych, przekraczający znacznie wielkość przychodów z produkcji ryb towarowych z jezior (94,16 zł/ha), a także 3-krotnie większy niż sprzedaż zezwoleń na wędkowanie. Warto także dodać, że w grupie „jeziorowej” inne przychody stanowiły 35,80% przychodów całkowitych, a w grupie „stawowo-jeziorowej” 45,49%, i w obu wyróżnionych grupach zanotowano spadek tego parametru w stosunku do roku poprzedniego (Wołos i Mickiewicz 2020).

Straty badanych podmiotów spowodowane przez epidemię COVID-19

Założenie, że rok 2020 z powodu rozwijającej się epidemii i wprowadzanych obostrzeń dotyczących wielu sfer działalności ludzkiej, w tym gospodarczej, był tylko nieco inny od poprzednich (bo przecież rybactwo to nie branża turystyczna, restauracje czy teatry, gdzie obowiązywały bardzo restrykcyjne obostrzenia) w rzeczywistości zabrzmiało niestety jak eufemizm. Antycypując, że wpływ ten na działalność podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior mógł być jednak znaczący, wprowadziliśmy do ankiety prośbę o wymienienie, jakie były konkretne przejawy tego wpływu, ale jednocześnie, ile podmiotów uzyskało przychody z tytułu rekompensat covidowych i jaka była wartość tych rekompensat. Okazało się, że na 86 badanych wszystkich podmiotów, a zatem nie tylko 46 analizowanych w tym rozdziale monografii, 54 (63%) nie wykazało żadnych strat, i były to głównie okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego, parki narodowe, urzędy gmin, stowarzyszenia itp., nie prowadzące w ogóle działalności *stricto* 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 (12 podmiotów)
- mniejsza sprzedaż zezwoleń wędkarskich, mniej turystów-wędkarzy (12)
- spadek lub ograniczenia odłowów (8)
- ograniczenia w handlu gastronomicznym (3)
- spadek sprzedaży materiału zarybieniowego (2)
- brak, choroba i śmierć pracowników (2)
- koszt utrzymania pracowników (1)
- rezygnacja z dostaw do sieci handlowej (1)
- spadek pozyskania ikry szczupaka (1)
- brak sprzedaży potarłowego szczupaka (1)

- spadek sprzedaży na łowisku specjalnym (1)
- spadek sprzedaży kawioru (1)
- koszty przetrzymywania ryb w stawach (1)
- zakup środków ochrony (1)
- spadek liczby członków PZW (1)
- spadek dochodów (1)

Sytuacja ekonomiczno-finansowa

W tabeli 5 przedstawiono najważniejsze wskaźniki charakteryzujące sytuację ekonomiczno-finansową całego badanego zbioru gospodarstw oraz wyróżnionych grup „stawowo-jeziorowej” i „jeziorowej”. I tu konieczna jest ważna uwaga metodyczna. Z uwagi na fakt, że jeden z badanych podmiotów wykazał w 2020 roku niewspółmiernie wysokie koszty działalności, m.in. związane ze znaczącymi nakładami na nową inwestycję rybacką, a których uwzględnienie spowodowałoby drastyczne obniżenie wskaźnika rentowności dla całego zbioru gospodarstw, w tym zwłaszcza z grupy „stawowo-jeziorowej, wyniki ekonomiczne tego podmiotu zostały wyłączone z analiz parametrów ekonomiczno-finansowych, których rezultaty zostały przedstawione w tabeli 5 (patrz odnośnik ⁽¹⁾). W ten sposób liczba podmiotów została ograniczona do 12, podczas gdy w przypadku rozpatrywanych wcześniej samych przychodów (tab. 4) liczba ta wyniosła 13 (patrz odnośnik ⁽²⁾).

Wskaźnik rentowności dla całego zbioru gospodarstw wyniósł 16,65%, a więc był o ponad 4 punkty procentowe wyższy niż w roku 2019 (Wołos i Mickiewicz 2020). Warto zwrócić uwagę, że w grupie „stawowo-jeziorowej” wyniósł on 19,43%, podczas gdy

Tabela 5

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

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe” ⁽¹⁾	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Wskaźnik rentowności (%)	19,43	13,47	16,65
Przychody całkowite (zł na 1 zatrudnionego)	149434	126999	138369
Zysk brutto (zł na 1 zatrudnionego)	24309	15073	19754
Średnie przychody całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	2770277	902447	1462097
Średnie koszty całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	2319632	795335	1253362
Wskaźnik rozwojowości (%)	2,53	4,42	3,39
Stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych (%)	2,2	3,02	2,57

⁽¹⁾ w podmiotach „stawowo-jeziorowych” liczba gospodarstw wziętych do obliczeń wynosi 12 (wyjaśnienie w tekście)

w „jeziorowej” 13,47%; tak wysokie w porównaniu z większością badanych wcześniej lat wskaźniki rentowności w obu grupach, a zwłaszcza „stawowo-jeziorowej”, w pewnym stopniu można tłumaczyć większym wsparciem finansowym gospodarki stawowej ze środków Programu Operacyjnego „Rybnactwo i Morze” (rekompensaty wodnośrodowiskowe, covidowe i suszowe), ale także ograniczeniem części kosztów działalności wielu gospodarstw w tym tak nietypowym roku gospodarczym.

Pozostałe parametry zamieszczone w tabeli 5 wykazały znaczne różnice. Przychody całkowite na 1 zatrudnionego w grupie „stawowo-jeziorowej” (149434 zł) były o 22,4 tys. zł wyższe niż w grupie „jeziorowej” (126999 zł). Jednocześnie utrzymała się różnica w wielkości zysku brutto na 1 zatrudnionego, który w pierwszej z tych grup wynosił 24309 zł, a w drugiej 15073 zł. Bardzo wyraźna różnica wystąpiła także w wartości średnich przychodów całkowitych na 1 gospodarstwo, które w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” osiągnęły poziom 2770277 zł i były 3-krotnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (902447 zł).

Analiza kolejnych z rozpatrywanych parametrów – wskaźnika rozwojowości (tj. stosunku sumy nakładów na inwestycje i wykup majątku do przychodów całkowitych w %) wskazują na jego spadek w porównaniu z rokiem 2019 z poziomu 3,63% do 3,39%, przy czym w grupie „jeziorowej” wyniósł on 4,42%, a „stawowo-jeziorowej” 2,53%.

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

Znany już wcześniej strumień wsparcia stawowych gospodarstw karpowych, tj. rekompensaty wodnośrodowiskowe, otrzymało w sumie 7 gospodarstw rybackich opisywanych w tym rozdziale monografii, w tym pięć z grupy „stawowo-jeziorowej”. Łączna kwota rekompensat wyniosła 757420 zł, co oznacza średnią na 1 podmiot w wysokości 108203 zł, czyli 2172 zł na 1 ha powierzchni stawów karpowych w gospodarstwie. O wpływie tej formy pomocy finansowej na ekonomikę rybnactwa stawowego piszemy i dyskutujemy w osobnym rozdziale niniejszej monografii.

Nowy środek finansowy, bo *novum* było pojawienie się COVID-19 i związane z nim obostrzenia i ograniczenia, który nazwaliśmy „rekompensatami covidowymi”, otrzymało 20 z całego zbioru badanych 86 podmiotów gospodarczych (i w tym przypadku z analizy wyłączono 1 podmiot z uwagi na wartość otrzymanych rekompensat wielokrotnie przekraczającą najwyższą wśród pozostałych gospodarstw), a łączna kwota wyniosła 1933241 zł, co oznacza średnią 101750 zł na 1 podmiot, a także 17,77 zł na 1 hektar użytkowanej powierzchni jeziorowej. Oznaczałoby to wartość wynoszącą 18,9% wartości odłowów rybackich z jezior w 2020 roku, ale trzeba podkreślić, że owe rekompensaty

otrzymały zarówno badane gospodarstwa *stricte* jeziorowe, jak i użytkujące jeziora oraz stawy karpiove i/lub pstrągowe, które na straty w produkcji akwakultury otrzymały dodatkową część rekompensat.

Podsumowanie

Wyniki przeprowadzonych analiz można krótko podsumować w następujących kilku punktach:

- Podstawowy wskaźnik charakteryzujący sytuację ekonomiczno-finansową badanych podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, czyli wskaźnik rentowności, wyniósł w 2020 roku 16,65%, przy czym w grupie „stawowo-jeziorowej” osiągnął poziom 19,43%, natomiast w grupie „jeziorowej” 13,47%, co wskazuje na stosunkowo korzystną, mimo panującej epidemii, kondycję ekonomiczną badanego podsektora rybactwa śródlądowego. Na taki stan mogły znacząco wpłynąć środki finansowe wspierające 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 mniejszą efektywnością gospodarowania niż typowe gospodarstwa „jeziorowe”. Osiągały niższą wydajność i mniejszy średni odłów na 1 rybaka jeziorowego, a także sporo mniejszą wartość odłowów ryb w przeliczeniu na jednostkę powierzchni jezior.
- Całkowite przychody rozpatrywanych 46 gospodarstw rybackich osiągnęły w 2020 roku około 100 mln zł. Ponieważ badana próba gospodarstw reprezentuje ponad 50% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko i wędkarsko w Polsce (określanej na 270 tys. ha), można z dużą ostrożnością oszacować globalne przychody podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior na około 200 mln złotych.

Badania przeprowadzono w ramach tematu statutowego S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Leopold M., Wołos A. 1996 – 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. 1996 – Próba oceny kondycji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw Rybackich W 1995 roku – W: Analiza stanu jeziorowej produkcji rybackiej 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., Mickiewicz M., Czerwiński T. 2011 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 35-43.
- 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.

Porównanie zarybień jezior w latach 2019 i 2020

Maciej Mickiewicz

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

W okresie procesu transformacji własnościowej w rybactwie na początku lat 90. XX wieku przestały funkcjonować nie tylko Państwowe Gospodarstwa Rybackie (PGRyb), ale również ogólnopolskie statystyki rybackie. Dlatego Zakład Bioekonomiki Rybactwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego rozpoczął badania ankietowe odłowów i zarybień jezior. Drastyczny wzrost cen węgorzyka szklistego i wzrost rangi wędkarstwa spowodowały, że jeziorowe gospodarstwa rybackie zaczęły zarybiać szczupakiem, sandaczem, linem czy karpem, a nawet karasiem i sumem, podczas gdy przed transformacją zarybiano praktycznie tylko węgorzem, sielawą i sieją (Mickiewicz 2012). Z upływem lat rozpoczęto badania efektywności ekonomicznej zarybień, w tym „nowymi” gatunkami, w warunkach gospodarki wolnorynkowej (Mickiewicz 2013). Również wraz z upływem lat ranga zarybień jezior rosła, a obecnie to najważniejszy z zabiegów rybackich. Zarybienia prowadzono nie tylko z zamiarem uzyskiwania wyższych wydajności odłowów rybackich, ale również mając na celu zaspokojenie potrzeb wędkarzy, a często też utrzymanie zagrożonych gatunków (Mickiewicz 2018). Stabilne odłowy gospodarcze gatunków „zarybianych” (Wołos 2015) pozwalają zakładać, że zarybienia jezior w skali ogólnopolskiej są efektywne. W niniejszym opracowaniu przedstawiono wyniki analiz zarybień jezior przeprowadzonych w 2020 roku na tle wyników takich analiz z 2019 roku (Mickiewicz 2020).

Materiały i metody

Opracowanie oparto na danych dotyczących ilości wprowadzonego materiału zarybieniowego danego gatunku, jego wartości oraz powierzchni jezior, jaka została nim zarybiona. Dane te uzyskano od 86 podmiotów uprawnionych do rybactwa na 235039 ha jezior. Badany zbiór różnił się od analizowanego w 2019 roku minimalnie większą powierzchnią (o 180 ha) i mniejszą liczbą podmiotów (o 2). Analizowana powierzchnia stanowiła 87% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko (270 tys. ha) i jest reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego.

Wyniki analizy poszczególnych parametrów gospodarki zarybieniowej 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 i Myśliborskim, 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.

Wyniki i dyskusja

86 podmiotów uprawnionych do rybactwa wprowadziło w 2020 roku do użytkowanych wód 18 gatunków ryb:

- szczupak – 79 podmiotów,
- lin – 56 podmiotów,
- węgorz – 54 podmioty,
- sandacz – 53 podmioty,
- sielawa – 47 podmiotów,
- karp – 33 podmioty,
- sieja – 33 podmioty,
- karaś – 25 podmiotów,
- sum – 15 podmiotów,
- okoń – 7 podmiotów,
- płoć – 5 podmiotów,

- troć jeziorowa – 3 podmioty,
- leszcz – 2 podmioty,
- jaź – 2 podmioty,
- miętus – 1 podmiot,
- pstrąg potokowy – 1 podmiot,
- pstrąg tęczowy – 1 podmiot,
- amur – 1 podmiot.

Większością gatunków zarybiano wody, które stanowią obwody rybackie, zaś zarybień narybkiem jesiennym karpia, karpem o wielkości towarowej, pstrągiem tęczowym czy amurem dokonywano prawdopodobnie w przypadku jezior zamkniętych hydrologicznie, choć nie wiadomo, czy uznanych za obręby hodowlane. Gdyby tak nie było, zarybienia te byłyby niezgodne z obowiązującymi aktami prawnymi dot. gatunków obcych.

Dane na temat ilości materiału zarybieniowego gatunków ryb, którymi zarybiało najwięcej podmiotów, przedstawiono w tabelach 1-4, gdzie podany został też udział podmiotów zarybiających danym gatunkiem. Wskaźnik ten ukazuje rangę gatunku w gospo-

Tabela 1

Zarybienia węgorzem w 2019 i 2020 roku (pogrubioną czcionką)

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
powierzchnia (ha)	120390	37928	76721	235039
	121957	36842	76060	234859
liczba podmiotów (n)	30	20	36	86
	29	21	38	88
Węgorz europejski – zarybieniowy				
udział zarybiających podmiotów (%)	56,7	75,0	61,1	62,8
	79,3	71,4	63,2	70,5
kilogramy	2484	2629	4698	9767
	3338	2765	4318	10364
sztuki	267540	209615	428473	901228
	358810	227070	290580	873110
szt./kg	108	80	91	92
	107	82	67	84
zakres (szt./kg)	17-200	10-350	10-833	10-833
	10-200	10-350	10-500	10-500
średnia cena (zł/kg)	178,62	163,09	119,30	146,71
	186,21	164,7	124,99	155,99
zakres (zł/kg)	97-315	58-262	25-735	25-735
	45-315	65-260	50-460	45-460

Tabela 2

Zarybienia koregonidami w 2019 i 2020 roku (pogrubioną czcionką)

Regiony	„Mazury”	„Wielkopolska”	„Pomorze”	Razem
powierzchnia (ha)	120390	37928	76721	235039
	121957	36842	76060	234859
liczba podmiotów (n)	30	20	36	86
	29	21	38	88
Sielawa				
udział zarybiających podmiotów (%)	56,7	50,0	55,6	54,7
	58,6	42,9	52,6	52,3
wylęg (tys. szt.)	161762	21000	105350	288112
	190749	19100	106720	316569
narybek letni (tys. szt.)	1010	1070	-	2080
	2332	90	600	3022
Sieja				
udział zarybiających podmiotów (%)	36,7	20,0	50,0	38,4
	31,0	14,3	39,5	30,9
wylęg (tys. szt.)	26281	-	8840	35121
	25450	100	2670	28220
narybek letni (tys. szt.)	422	341	131	894
	1176	40	49	1265
narybek jesienny (kg)	560	166	81	807
	78	189	271	538
starsze formy (kg)	-	120	-	120
	-	-	-	-

darce jeziorowej w regionach i w kraju oraz pośrednio ogólną jakość ekosystemów jezior w regionach.

W porównaniu do 2019 roku, w 2020 roku w skali kraju można odnotować spadek zarybień węgorzem w przypadku masy, ale wzrost w przypadku liczebności. Zarybiano mniejszym materiałem (92 szt./kg) i był on tańszy (ok. 147 zł/kg), niż stosowany w 2019 roku (tab. 1). W skali ogólnopolskiej zarybienia sielawą w 2020 roku w porównaniu do roku 2019 obniżyły się (kolejny rok z rzędu), ale wzrosły zarybienia sieją, wszystkimi formami, z wyjątkiem narybku letniego. Udział podmiotów zarybiających tymi gatunkami wzrósł (tab. 2). Obniżyły się zarybienia szczupakiem – wylęgiem i formami starszymi, ale wzrosły narybkiem letnim i jesiennym. W przypadku sandacza wzrosły zarybienia narybkiem jesiennym, ale spadły zarybienia narybkiem letnim. Zarybienia sumem w porównaniu do 2019 roku obniżyły się (z wyjątkiem zarybień starszymi formami), tak jak udział podmiotów

Tabela 3

Zarybienia gatunkami drapieżnymi w 2019 i 2020 roku (pogrubioną czcionką)

Regiony	„Mazury”	”Wielkopolska”	”Pomorze”	Razem
powierzchnia (ha)	120390	37928	76721	235039
	121957	36842	76060	234859
liczba podmiotów (n)	30	20	36	86
	29	21	38	88
Szczupak				
udział zarybiających podmiotów (%)	100,0	95,0	83,3	91,9
	100,0	85,7	84,2	89,8
wylęg (tys. szt.)	92880	4886	54511	152277
	116354	4778	50064	171196
narybek letni (tys. szt.)	2167	394	1596	4157
	1437	275	1389	3101
narybek jesienny (kg)	11114	15147	11342	37603
	10287	13786	12985	37058
starsze formy (kg)	659	1490	1450	3599
	675	1246	3954	5875
Sandacz				
udział zarybiających podmiotów (%)	56,7	90,0	50,0	61,6
	65,5	81,0	44,7	60,2
wylęg (tys. szt.)	-	1800	900	2700
	-	400	-	400
narybek letni (tys. szt.)	3881	1400	3829	9110
	5342	1824	4248	11414
narybek jesienny (kg)	1331	2984	1091	5406
	479	2471	633	3583
starsze formy (kg)	-	238	-	238
	-	250	-	250
Sum europejski				
udział zarybiających podmiotów (%)	23,3	20,0	11,1	17,4
	24,1	19,0	13,2	18,2
narybek letni (tys. szt.)	15	-	-	15
	22	-	15	37
narybek jesienny (kg)	1007	30	385	1422
	1657	175	108	1940
narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	-	-	-	-
kroczek (kg)	366	184	260	810
	589	204	430	1223
starsze formy (kg)	-	170	-	170
	-	-	-	-

Tabela 4

Zarybienia gatunkami karpiołowatymi w 2019 i 2020 roku (pogrubioną czcionką)

Regiony	„Mazury”	„Wielkopolska”	„Pomorze”	Razem
powierzchnia (ha)	120390	37928	76721	235039
	121957	36842	76060	234859
liczba podmiotów (n)	30	20	36	86
	29	21	38	88
Lin				
udział zarybiających podmiotów (%)	66,7	75,0	58,3	65,1
	55,2	61,9	52,6	55,7
narybek letni (tys. szt.)	-	-	-	-
	-	-	-	-
narybek jesienny (kg)	1325	-	1350	2675
	2291	411	450	3152
narybek 1+ (kg)	2183	-	-	2183
	-	-	2100	2100
krocze (kg)	14031	32780	31580	78391
	11908	9854	32517	54279
Karaś pospolity				
udział zarybiających podmiotów (%)	26,7	60,0	13,9	29,1
	20,7	57,1	18,4	28,4
narybek jesienny (kg)	70	950	1200	2220
	-	298	6030	6328
narybek 1+ (kg)	-	809	-	809
	-	3465	-	3465
krocze (kg)	7650	12831	2565	23046
	4547	12198	4987	21732
Karp				
udział zarybiających podmiotów (%)	30,0	70,0	27,8	38,4
	31	57,1	18,4	31,8
narybek jesienny (kg)	-	-	350	350
	-	353	-	353
narybek 1+ (kg)	162	3540	-	3702
	-	1650	-	1650
krocze (kg)	17973	38991	21734	78698
	16011	37677	18872	72560
starsze formy (kg)	850	-	1650	2500
	800	400	-	1200

zarybiających sumem (tab. 3). W przypadku gatunków karpiowatych, można ogólnie stwierdzić, że w 2020 roku, w porównaniu do 2019 roku wzrosła ilość tego materiału zarybieniowego, gdyż wzrosły zarybienia kroczkami lina, karasia pospolitego i karpia (tab. 4).

Trzeba też wspomnieć o zarybieniach gatunkami, które nie zostały uwzględnione w tabelach 1-4. W 2020 roku zarybiono jeziora 2906 kg narybku okonia, 3350 kg narybku płoci, 2100 kg dłoniaka leszcza, a także trocią jeziorową, miętusem, pstrągiem potokowym i tęczowym oraz amurem. Zarybienia powyższymi gatunkami, w porównaniu do zarybień gatunkami ujętymi w tabelach 1-4, były nieznaczne.

W ostatnich latach największy odsetek całkowitej analizowanej powierzchni jezior zarybiono szczupakiem. Nie inaczej było w 2020 roku, kiedy odsetek ten wyniósł 81% (2019 – 82,3%) (tab. 5). Tak jak w poprzednich latach badań, udział powierzchni jezior zarybianych szczupakiem był najwyższy w regionie „Mazury” (91,3%). Kolejnymi gatunkami pod względem udziału zarybionej powierzchni w 2020 roku, jak w 2019 roku, były lin i sandacz (odpowiednio: 38,0% i 30,3%); były to niższe udziały niż w 2019 roku. Sielawą i sieją zarybiono w skali kraju 24,6 i 15,7% analizowanej powierzchni jezior. Dominowały

Tabela 5

Udział (%) powierzchni zarybionej w 2019 i 2020 roku (pogrubioną czcionką) poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej powierzchni

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
Gatunki	100% = 120390 ha 100% = 121957 ha	100% = 37928 ha 100% = 36842 ha	100% = 76721 ha 100% = 76060 ha	100% = 235039 ha 100% = 234859 ha
Udział zarybianej powierzchni (%)				
sielawa	27,2	18,1	23,5	24,6
	26,5	19,1	28,5	26,0
sieja	19,1	7,4	14,5	15,7
	16,3	7,3	14,3	14,3
szczupak	91,3	62,9	73,8	81,0
	93,0	58,4	76,6	82,3
sandacz	25,4	51,2	27,8	30,3
	33,2	55,7	31,7	36,2
sum europejski	6,7	2,7	2,0	4,5
	4,3	4,2	2,3	3,6
lin	34,4	46,0	39,9	38,0
	37,4	30,0	45,6	38,9
karaś pospolity	10,7	46,3	4,6	14,5
	9,3	33,8	10,7	13,6
karp	13,1	44,9	10,2	17,3
	11,9	47,0	10,2	16,8

Tabela 6

Wartość zarybień (w zł/ha powierzchni zarybionej danym gatunkiem) w 2019 roku – 88 podmiotów, ok. 234,9 tys. ha oraz 2020 roku – 86 podmiotów, ok. 235,0 tys. ha (pogrubioną czcionką)

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
Gatunki				
Wartość zarybień (zł/ha)				
sielawa	24,6	19,8	29,0	25,4
	31,0	15,0	24,5	26,8
sieja	69,3	20,0	16,5	49,6
	83,3	25,7	10,1	54,9
szczupak	23,0	30,6	22,4	23,7
	27,7	28,1	19,7	25,3
sandacz	16,9	15,8	14,7	15,9
	10,6	18,7	18,7	14,8
sum europejski	12,2	9,3	11,9	11,9
	20,2	7,5	11,6	16,1
lin	6,8	31,0	15,2	14,4
	4,8	15,7	14,8	9,9
karaś pospolity	7,8	10,5	11,6	9,6
	5,0	13,5	17,2	11,4
karp	12,4	34,0	34,8	26,3
	14,4	30,4	27,8	24,0

pod tym względem regiony „Mazury” i „Pomorze”, co jest zrozumiałe, zważywszy na stan ekologiczny jezior w tych regionach. Następnymi gatunkami pod względem udziału zarybianej powierzchni były w skali kraju karp (17,3%), karaś (14,5%) i sum (4,5%). Były to wielkości wyższe niż w 2019 roku. Gatunkami tymi (z wyjątkiem suma europejskiego) największe powierzchnie (jak w latach poprzednich) zarybiano w regionie „Wielkopolska”. Świadczy to o jakości ekosystemów jezior w tym regionie. 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 ten gatunek uwzględniony w tabeli 6, która przedstawia wartość zarybień w przeliczeniu na zarybianą powierzchnię. W skali ogólnopolskiej, w 2020 roku wartości zarybień w przeliczeniu na zarybione powierzchnie jezior najwyższe były w przypadku siei, sielawy, karpia i szczupaka. W relacji do 2019 roku wartość ta była wyższa tylko w przypadku karpia. W porównaniu do roku 2019 wzrosły wskaźniki wartości zarybień linem i sandaczem, a obniżyły się sumem i karasiem. Pamiętajmy, że na wartość zarybienia na 1 ha zarybionej powierzchni wpływa kilka czynników: ceny materiału danego gatunku, jego ilość oraz wielkość zarybianej nim powierzchni.

Ze względu na ogromne znaczenie w ekonomice odłowów rybackich z jezior węgorza, trzeba przedstawić dane ogólne dotyczące wartości zarybień tym gatunkiem. W 2020 roku ok. 63% wszystkich badanych podmiotów wprowadziło do jezior węgorza o wartości ponad 1,4 mln zł (2019 – ponad 1,6 mln zł). W przeliczeniu na całkowite powierzchnie gospodarstw zarybiających węgorzem, wartość tych zarybień w 2020 roku wynosiła:

- „Mazury” – 5 zł/ha (2019 – 6 zł/ha),
 - „Wielkopolska” – 13 zł/ha (2019 – 16 zł/ha),
 - „Pomorze” – 12 zł/ha (2019 – 14 zł/ha),
- RAZEM – 8 zł/ha (2019 – 10 zł/ha).

Dane z tabeli 7 przedstawiają pozycję ekonomiczną wyszczególnionych gatunków w zarybieniach w 2020 roku. W skali ogólnopolskiej dominował (jak od wielu lat) szczupak, z udziałem 34,3%, a dalej sieja (13,9%), sielawa (11,1%) i węgorz (10,9%). Wzrósł udział zarybień linem (do 9,8%) i karpem (do 8,1%), a obniżył sandaczem (do 8,6%). Zmiany w wartości zarybień w 2020 roku względem 2019 roku w skali kraju były istotne

Tabela 7

Udział (%) wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w całkowitej wartości zarybień w 2019 i 2020 roku
(pogrubioną czcionką)

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
	100% = 6767307 zł	100% = 2975040 zł	100% = 3919165 zł	100% = 13195386 zł
Gatunki	100% = 7441043 zł	100% = 2498028 zł	100% = 3668188 zł	100% = 13607259 zł
Udział w całkowitej wartości zarybień (%)				
węgorz europejski	6,6	14,4	14,3	10,9
	8,4	18,2	14,7	11,9
sielawa	11,9	4,7	13,3	11,1
	13,4	4,2	14,4	12,0
siejka	23,5	1,9	4,7	13,9
	22,3	2,8	3,0	13,5
szczupak	37,3	24,5	32,4	34,3
	42,2	24,2	31,3	36,0
sandacz	7,6	10,3	8,0	8,6
	5,8	15,4	12,3	9,3
sum europejski	1,5	0,3	0,5	1,0
	1,4	0,5	0,6	1,0
lin	4,2	18,2	11,8	9,8
	2,9	6,9	14,0	6,7
karaś pospolity	1,5	6,2	1,0	2,5
	0,8	6,7	3,8	2,7
karp	6,0	19,5	14,0	8,1
	2,8	21,1	5,9	7,0

tylko w przypadku szczupaka, którego udział obniżył się o 1,7 pkt procentowego, oraz lina (wzrost aż o 3,1 pkt procentowego).

Łączna wartość zarybień jezior w 2020 roku wyniosła 13,19 mln zł (2019 – 13,61 mln zł). W przeliczeniu na całkowitą powierzchnię było to 56,14 zł/ha (2019 – 57,94 zł/ha). W porównaniu do 2019 roku, wartość ta zarówno względna (zł/ha), jak i bezwzględna (zł) obniżyła się. Łączna wartość zarybień i w przeliczeniu na powierzchnie regionów, wynosiła:

- „Mazury” – 6,77 mln zł, 56,21 zł/ha (w 2019 roku – 7,44 mln zł, 61,01 zł/ha),
- „Wielkopolska” – 2,98 mln zł, 78,44 zł/ha (w 2019 roku – 2,50 mln zł, 67,80 zł/ha),
- „Pomorze” – 3,92 mln zł, 51,08 zł/ha (w 2019 roku – 3,67 mln zł, 48,23 zł/ha).

Wartość zarybień jezior (56,14 zł/ha), w stosunku do wartości odłowów rybackich (94,16 zł/ha – patrz rozdział o sytuacji ekonomicznej), stanowiła w 2020 roku ok. 60%. W stosunku do wartości odłowów rybackich i sprzedanych zezwoleń wędkarskich (102,05 zł/ha – patrz jak wyżej), które łącznie wyniosły 196,21 zł/ha, wartość zarybień stanowiła ok. 29%. W 2019 roku było to odpowiednio: 65,5% i 32,7%. Na pytania, czy taki poziom zarybień z punktu widzenia ekonomiki jest wystarczający dla zachowania ichtiofauny jezior, za niski, a może za wysoki, każdy zajmujący się gospodarką jeziorową zawodowo powinien znaleźć własną odpowiedź. Niniejsze opracowanie miało za zadanie jedynie dostarczenie informacji i wyników analiz, które mogą pomóc w udzieleniu własnych odpowiedzi na te pytania.

Badania przeprowadzono w ramach tematu statutowego S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. St. 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 prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 27-46.
- Mickiewicz M. 2020 – Porównanie wielkości i wartości zarybień jezior w latach 2018 i 2019 – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2019 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, prawne i środowiskowe (Red.) A. Wołos i M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 33-43.
- 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.

Ocena efektywności zarybień szczupakiem (*Esox lucius* L.) na przykładzie wybranych zbiorników zaporowych południowej Polski

Marek Trella, Arkadiusz Wołos

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Na przestrzeni ostatnich 30 lat rola szczupaka w gospodarce rybackiej znacznie wzrosła. Wpływ na to miały m.in. zwiększenie znaczenia wędkarstwa – pod względem gospodarczym i społecznym, oraz wzrost cen i mniejsza podaż materiału zarybieniowego węgorza *Anguilla anguilla* (L.), w latach 70. i 80. XX wieku podstawowego gatunku dla rybactwa śródlądowego (Wołos 2000, Mickiewicz 2012). Wzrost znaczenia szczupaka spowodował rozpoczęcie badań efektywności ekonomicznej i biologicznej zarybień tym gatunkiem (Mickiewicz 2013, Szczepkowski i in. 2012, 2015, 2016), a także metod gospodarowania jego populacją (Zakęś i in. 2015, Czarkowski i Kapusta 2016). Szczupak bowiem już od kilkunastu lat dominuje wśród gatunków, którymi zarybiane są wody śródlądowe w Polsce, zarówno jeziora, jak też zbiorniki zaporowe (Mickiewicz i Wołos 2012, Mickiewicz i Trella 2016, 2017, Mickiewicz 2018). Podobnie jak w krajach Ameryki Północnej i Europy, tak i w Polsce jest to gatunek poławiany w dużych ilościach nie tylko przez rybaków, ale przede wszystkim przez wędkarzy (Arlinghous i in. 2008), w Polsce głównie w jeziorach (Trella i Wołos 2015, Mickiewicz 2016). Jest też od lat gatunkiem najbardziej preferowanym przez wędkarzy (Wołos 1991, Bnińska i Wołos 2001, Trella i in. 2019).

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). Łączna powierzchnia zbiorników zaporowych w Polsce wynosi około 60 tys. ha, ich liczba 140, a łączna pojemność 3522 mln m³ (Matecki i Pokładek 2010). W większości są to akweny o niedużej

powierzchni, a tylko 15 zbiorników przekracza areał 1000 ha (Czerwiński 2014). W Polsce praktycznie na wszystkich zbiornikach zaporowych prowadzona jest gospodarka wędkarska, a tylko w nielicznych prowadzi się jeszcze połowy komercyjne (Czerwiński 2014, Trella i in. 2019). Mimo wielu podobieństw, te sztuczne akweny nie są porównywalne z naturalnymi jeziorami i wymagają bardziej kompleksowego podejścia w kwestii zarządzania (Lau-nois i in. 2011, Blabolil i in. 2016, Jankowski 2017, Trella i in. 2019).

Zbiornik zaporowy to rodzaj zbiornika antropogenicznego powstały w wyniku spiętrzenia wód rzeki przegrodą (Wiśniewolski 2009). Główne cechy, którymi charakteryzują się zbiorniki zaporowe, a które różnią je od jezior to:

- krótszy czas retencji wody (Olden i Naiman 2010),
- szybkość wymiany wody w zbiorniku zależna od stosunku wielkości zbiornika do wielkości zasilającej go rzeki (Wiśniewolski 2008),
- większy stosunek powierzchni zlewni do powierzchni zbiornika (Traczewska 2012),
- głębokość wody zwiększająca się w kierunku przegrody (Wiśniewolski 2008),
- większy ładunek substancji, w tym biogennych na jednostkę powierzchni (Kulikowska-Karpińska i Kłusewicz 2009, Traczewska 2012),
- niższy udział substancji organicznej w osadach dennych (Traczewska 2012),
- częstsze zmiany poziomu wody (Grobelska 2008),
- naprzemienne odsłanianie i zalewanie dużych obszarów dna (Traczewska 2012),
- brak lub słaby rozwój typowej strefy litoralnej, w tym roślinności wyższej (Arfi 2005, Traczewska 2012).

Ostatni czynnik, czyli zanik lub słaby rozwój strefy litoralnej jest decydujący, jeśli chodzi o kwestię naturalnej rekrutacji szczupaka w zbiornikach zaporowych, gdyż właśnie w tej strefie dochodzi do jego tarła. Największym zagrożeniem dla populacji szczupaka, poza jego przełowieniem, jest utrata naturalnych tarlisk (Larsson i in. 2015), dlatego tak ważne są zarybienia dla zachowania stabilnej populacji w danym zbiorniku zaporowym. Jest to szczególnie istotne, gdy przywołamy szacunki Wołosa (2020), gdzie odłowy wędkarskie szczupaka z całkowitej powierzchni wód eksploatowanych przez wędkarzy określono na poziomie około 2000 ton, czyli 8-krotnie więcej niż odłowy uzyskiwane rybackimi narzędziami połowu. W zbiornikach zaporowych w okręgu katowickim najwyższe wydajności odłowu szczupaka dochodziły nawet do 10 kg/ha (zbiornik Gzel) (Trella i in. 2020).

Celem pracy było przedstawienie i omówienie wyników oceny efektywności zarybień szczupakiem w wybranych zbiornikach zaporowych w południowej Polsce, a także w celu określenia uwarunkowań prowadzenia gospodarki wędkarskiej w tego typu zbiornikach, ze szczególnym uwzględnieniem społecznej roli tych zarybień w wodach Polskiego Związku Wędkarskiego.

Materiały i metodyka

Podmiotem uprawnionym do rybactwa w badanych zbiornikach zaporowych jest Okręg PZW w Katowicach. Wędkarze z Okręgu PZW w Katowicach już od 1994 roku mają obowiązek rejestrowania odłowów w łowiskach użytkowanych przez ten okręg. Ponieważ zbiorniki te są systematycznie zarybiane szczupakiem mogły posłużyć jako przykład możliwości przeprowadzenia oceny efektywności zarybień przy wykorzystaniu metod statystycznych oraz informacji o zarejestrowanych odłowach i dokonanych zarybieniach. W 2016 roku Okręg PZW w Katowicach liczył 43439 członków, a po zakończeniu sezonu 2016 prawidłowo wypełnione rejestry zwróciło 30842 wędkarzy, co oznacza dość wysoką stopę zwrotu wynoszącą 71%. W sumie w badanym roku wędkarze wykazali w rejestrach 208 łowisk, w których zarejestrowali swoje odłow, a jedną z najważniejszych dla nich kategorii była grupa 20 zbiorników, w tym największe zbiorniki zaporowe (Dzieńkowice, Kozłowa Góra, Przeczyce i Łąka), o łącznej powierzchni 3406,07 ha. Zarejestrowany odłów szczupaka w tej grupie łowisk wyniósł w 2016 roku 7464 kg, co stanowiło aż 44% całkowitych odłowów tego gatunku we wszystkich wodach użytkowanych przez okręg. W niniejszym rozdziale wykorzystano dane zawarte w raportach z wyników rejestracji wykonanych przez zespół kierowany przez Wołosa dla ZO PZW w Katowicach, a podstawowe parametry uzyskane w wyniku przeprowadzonej analizy przedstawiono w tabeli 1.

W celu określenia efektywności zarybień szczupakiem zastosowano dwa podejścia metodyczne. W pierwszym podejściu oceniono efektywność zarybień rozpatrywanych zbiorników (powierzchnia 3340,87 ha), i chociaż jeden z nich – Horniok nie był w badanym okresie zarybiony szczupakiem, to w celach porównawczych włączono go do dalszej analizy. Dane o odłowach szczupaka w każdym zbiorniku przeliczono na jednostkę powierzchni (kg/ha), natomiast informacje o zarybieniach – ze względu na stosowane różne formy materiału – jako wartość finansową na jednostkę powierzchni (zł/ha). W obliczeniach uwzględniono do obliczeń średnie roczne zarybienie w 3-letnim okresie 2012-2014 oraz średnie roczne zarejestrowane odłow szczupaka w latach 2014-2016, a więc przy uwzględnieniu 2-letniego przesunięcia w czasie odłowów w stosunku do zarybień. Dla całości 20 zbiorników oraz dla każdego z osobna obliczono średnią roczną wartość zary-

Tabela 1

Zarybienia (2012-2014), odłowy wędkarskie (2014-2016) i wskaźniki efektywności zarybień szczupakiem 20 zbiorników Okręgu PZW w Katowicach

Zbiornik	Powierzchnia	Zarybienia	Odłowy	Efektywność
	ha	zł/ha	kg/ha	zł/kg
Dzieńkowice	712,00	32,36	1,50	21,63
Kozłowa Góra	526,80	77,79	2,56	30,34
Przeczycze	430,70	99,72	1,48	67,39
Łąka	320,00	41,41	2,65	15,62
Pławniowice	244,20	24,99	1,34	18,64
Pogoria III	207,00	54,69	1,20	45,53
Dzierżno	128,00	67,09	1,48	45,2
Paprocany	122,34	275,24	7,22	38,12
Chechło-Nakło	90,00	141,69	9,94	14,25
Buków II	87,65	48,40	4,75	10,18
Niebozowy	82,20	73,54	3,42	21,49
Brzezcie	71,25	17,68	5,06	3,50
Horniok	65,20	0	1,05	0
Pogoria I	60,00	158,36	3,42	46,27
Chechło k. Chrzanowa	54,00	105,69	1,21	87,13
Sosina	51,00	168,59	7,83	21,53
Roszków	50,44	51,77	1,30	39,93
Odra I,III	43,29	101,12	5,44	18,57
Pniowiec	31,00	104,05	5,44	19,12
Gzel	29,00	111,23	9,22	12,07
RAZEM	3406,07	70,89	2,64	26,89

bień w latach 2012-2014 (zł/ha) oraz średni roczny odłów w latach 2014-2016 (kg/ha). Stosując drugie podejście metodyczne oceniono efektywność zarybień szczupakiem analizowanych zbiorników przy zastosowaniu rachunku korelacji między zarybieniami (zmienna x – średnia roczna wartość zarybień w latach 2012-2014 w zł/ha) a odłowami szczupaka (zmienna y – średni roczny odłów w latach 2014-2016 w kg/ha), a więc z uwzględnieniem 2-letniego przesunięcia w czasie odłowów w stosunku do zarybień.

W pracy wykorzystano podstawowe parametry statystyczne, takie jak średnie, współczynniki determinacji, korelacje, modele regresji wielomianowej, zastosowano też test istotności współczynnika korelacji, przyjmując za graniczny stopień prawdopodobieństwa $p \leq 0,05$. Wszystkie obliczenia i rysunki zostały wykonane w programie Microsoft Excel.

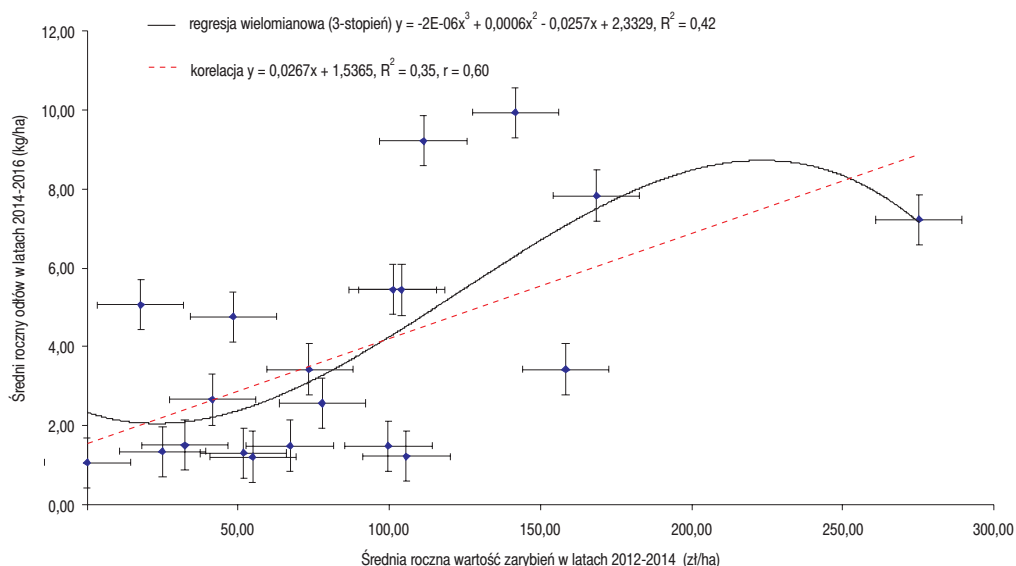
Wyniki

Wyniki analizy wskazują, że najwyższe zarybienia w okresie 2012-2014 dotyczyły następujących zbiorników: Paprocany (275,24 zł/ha), Sosina (168,59 zł/ha), Pogoria I (158,36 zł/ha), Chechło-Nakło (141,69 zł/ha), Gzel (111,23 zł/ha), Pniowiec (104, 05 zł/ha). Zdecydowanie najniższe zarybienia miały miejsce w zbiornikach: Brzezcie (17,68 zł/ha), Pławniowice (24,99 zł/ha), Dzieńkowice (32,36 zł/ha) i Łąka (41,41 zł/ha). W pozostałych zbiornikach wartość zarybień szczupakiem mieściła się w przedziale 48,40 zł/ha, (Buków II) – 99,72 zł/ha (Przeczyce). Średnia roczna wartość zarybień wszystkich analizowanych zbiorników wyniosła 70,89 zł/ha (tab.1).

Dla całości 20 zbiorników (a więc także z Hornikiem) średnia zarejestrowana wydajność szczupaka w latach 2014-2016 wynosiła 2,64 kg/ha. Najwyższe wydajności szczupaka w tym 3-letnim okresie charakteryzowały następujące łowiska: Chechło-Nakło (9,94 kg/ha), Gzel (9,22 kg/ha), Sosina (7,83 kg/ha), Paprocany (7,22 kg/ha), Odra I,III (5,44 kg/ha), Pniowiec (5,44 kg/ha), Brzezcie (5,06 kg/ha) i Buków II (4,75 kg/ha). Najniższe wydajności cechowały zbiorniki: Hornik (1,05 kg/ha), Pogoria III (1,20 kg/ha), Chechło k. Chrzanowa (1,21 kg/ha), Roszków (1,30 kg/ha) i Pławniowice (1,34 kg/ha). W pozostałych siedmiu zbiornikach obliczone wydajności mieściły się w przedziale od 1,48 kg/ha (Przeczyce) do 3,42 kg/ha (Nieboczowy). Warto zauważyć, że najniższą wydajność (1,05 kg/ha) zanotowano w jedynym zbiorniku niezarybianym w badanym 3-letnim okresie (Hornik).

Przy zarybieniach o średniej rocznej wartości 70,89 zł/ha, wskaźnik efektywności zarybień szczupakiem „19 zbiorników” potraktowanych jako całość wyniósł 26,89 zł na 1 kg odłowu szczupaka. W przypadku poszczególnych zbiorników zanotowano znaczne zróżnicowanie tego wskaźnika; w najlepszych pod tym względem łowiskach wynosił: 3,50 zł/kg (Brzezcie), 10,18 zł/kg (Buków II), 12,07 zł/kg (Gzel), 14,25 zł/kg (Chechło-Nakło), 15,62 zł/kg (Łąka), 18,57 zł/kg (Odra I,III), 18,64 zł/kg (Pławniowice) i 19,12 zł/kg (Pniowiec), natomiast w najgorszych: 87,13 zł/kg (Chechło k. Chrzanowa), 67,39 zł/kg (Przeczyce), 46,27 zł/kg (Pogoria I), 45,53 zł/kg (Pogoria III) i 45,20 zł/kg (Dzierżno). W zbiornikach Nieboczowy, Sosina, Dzieńkowice, Kozłowa Góra, Paprocany i Roszków wskaźnik ten mieścił się w przedziale od 21,53 do 39,93 zł/kg.

Analiza zmiennych, tj. średniej rocznej wartości zarybień w latach 2012-2014 w zł/ha oraz średniego rocznego odłowu w latach 2014-2016 w kg/ha, wykazała korelację między tymi zmiennymi na poziomie $r = 0,60$ i była to zależność statystycznie istotna. Dla zobrazowania relacji pomiędzy zarybieniami i odłowami użyto funkcji krzywoliniowej (współczynnik dopasowania $R^2=0,42$). Punkty widoczne na wykresie odpowiadają relacjom między zarybieniami a odłowami w poszczególnych zbiornikach (rys. 1). Przebieg tej krzywej



Rys. 1. Zależność między średnią roczną wartością zarybienia w latach 2012-2014 (zł/ha) a średnim rocznym odłowem w latach 2014-2016 (kg/ha).

wskazuje, że generalnie wraz z rosnącymi dawkami zarybieniovymi rosły odłowy szczupaka. Przy dawkach w przedziale 20-30 zł/ha wydajności szczupaka wynosiły od około 1,5 kg/ha do 2,5 kg/ha, potem wraz ze wzrostem dawek do około 150 zł/ha zwiększały się do ponad 6 kg/ha i utrzymywały na poziomie powyżej 7 kg/ha, by przy wzroście dawek do ponad 200 zł/ha nieznacznie się zmniejszyć. Widać wyraźnie, że najwyższą efektywnością zarybienia charakteryzowały się zbiorniki „leżące” powyżej linii krzywej, a zwłaszcza Brzezie, Buków II, Gzel i Chechło-Nakło, natomiast zbiorniki poniżej krzywej, w tym Chechło k. Chrzanowa, Przeczyce, Pogoria I, Pogoria III, Dzierżno, Roszków oraz „leżące” na końcu krzywej Paprocany miały niską efektywność zarybienia (rys. 1).

Dyskusja

W literaturze światowej można znaleźć wiele przykładów nieudanych zabiegów zarybieniovych, w których wykorzystano różne formy materiału zarybieniovego szczupaka. Guillerault i inni (2018) opisali wiele nieudanych prób, w których wykorzystano materiał zarybieniovowy w postaci wylęgu. W pracach tych nie zauważono istotnego wzrostu liczebności populacji ryb czy zwiększania połowów wędkarskich. Jednak zabiegi te były stosowane w akwenach, gdzie naturalna rekrutacja była na tyle duża, że trudno było zauważyć wpływ zarybiania, gdyż naturalna populacja szczupaka była już zrównoważona. Arlin-

ghaus (2018) stwierdził, że zarybienie wczesnymi stadiami rozwojowymi ryb może nie mieć znaczenia, gdyż nie przyczynia się do wzrostu pogłowia wspieranej populacji, a ponadto ryby wpuszczane do wód zajmują miejsce rdzennych ryb. W akwenach, gdzie takiego zrównoważenia nie obserwowano albo populacja szczupaka była niewielka, zarybienie przyniosło sukces i wykazano, że wpuszczony wylęg osiągnął stadium młodocianego (jesiennego) (Vuorinen i in. 1998, Sutela i in. 2004). Natomiast Kerr i Lasenby (2001) stwierdzili, że w przypadku zarybiania w wodach, w których występuje stosunkowo mała populacja ryb z niewielką ilością drapieżników, najbardziej opłacalną metodą może być stosowanie młodszych form (wylęg, narybek) zarybieniowych szczupaka. W innych akwenach największy sukces odniosły zarybienia, gdzie stosowano już cięższy materiał zarybieniowy szczupaka (powyżej 20-23 cm długości). Z kolei Mickiewicz i Trella (2019) wykazali wysoką ekonomiczność zarybień szczupakiem w akwenach Pojezierza Łęckiego, gdzie naturalna rekrutacja szczupaka nie była zagrożona, a populacja była zrównoważona. Należy też dodać, że zarybienia prowadzone były nie dlatego, aby odbudować zagrożoną populację, ale aby zrównoważyć wysoką presję wędkarską. Warto wspomnieć tutaj stwierdzenie Harvey (2009), iż ochrona szczupaka jest czymś w rodzaju paradoksu, gdyż jako wprowadzony do wód budzi obawy o wpływ na ekosystem, ale z drugiej strony jest to rodzimy gatunek, który jest zagrożony przez działalność człowieka. Za przykład takich niekorzystnych działań mających wpływ na naturalny rozród szczupaka Harvey podaje pozabawienie szczupaka krytycznych siedlisk mokradłowych na Wielkich Jeziorach (Ameryka Północna) (Casselman i Lewis 1996).

Przedstawione wyniki oceny efektywności zarybień szczupakiem przy zastosowaniu metod statystyki matematycznej bezsprzecznie dowodzą, że stosowane zarybienia były skuteczne, chociaż wskaźniki efektywności (zarybienia w zł/odłowy w kg) mieściły się w bardzo szerokich granicach – od bardzo wysokiej efektywności 3,50 zł/kg do niskiej na poziomie 87,13 zł/kg. Warto tutaj dodać, że zbiorniki były zarybiane różnymi asortymentami materiału zarybieniowego, ale na ogół ciężkim narybkiem jesiennym. Istotnym wnioskiem wynikającym z zastosowania rachunku korelacji oraz modelu regresji wielomianowej między średnimi w 3-letnim okresie dawkami zarybieniowymi i średnimi wydajnościami szczupaka jest stwierdzenie, że związek ten miał charakter krzywoliniowy, wskazujący, że do pewnego – granicznego poziomu zarybień, wzrost dawek zarybieniowych powodował wyraźne zwiększenie poziomu odłowów, ale po jego przekroczeniu nie następował wzrost tylko nieznaczny spadek wydajności szczupaka. Mimo istnienia tej zależności, godny odnotowania jest fakt, że część z tych zbiorników charakteryzowała się bardzo wysokimi zarybieniami i niskimi wydajnościami (np. Chechło k. Chrzanowa i Przeczyce), ale część – stosunkowo niskimi zarybieniami i wysokimi wydajnościami (np. Brzezie i Buków II), co prawdopodobnie może mieć związek z korzystniejszymi warunkami

mi do odbycia rozrodu naturalnego. Zbadano także, czy wielkość zbiornika ma wpływ na dwa parametry, tj. wielkość odłowów szczupaka wyrażoną wydajnością (kg/ha) oraz wskaźnik efektywności zarybień (zł/kg). W tym celu podzielono badany zbiór 20 zbiorników (z Horniakiem włącznie) na dwa podzbiory: 10 zbiorników największych i 10 pozostałych mniejszych zbiorników. Średnia powierzchnia w pierwszej grupie wyniosła 286,9 ha, podczas gdy w drugiej 53,7 ha. Okazało się, że przy bardzo zbliżonych średnich dawkach zarybieniowych (zbiorniki duże – 86,34 zł/ha, zbiorniki małe – 89,20 zł/ha) średnia wydajność szczupaka w pierwszej grupie wyniosła 3,41 kg/ha, podczas gdy w grupie drugiej 4,34 kg/ha, co oznacza, że w zbiornikach mniejszych była wyższa o 27% niż w zbiornikach większych. Wskaźniki efektywności (zbiorniki duże – 30,69 zł/kg, zbiorniki małe – 26,96 zł/kg) w obu porównywanych grupach nie wykazały już tak znacznych różnic, ale i tak w przypadku zbiorników mniejszych efektywność była o 14% korzystniejsza niż zbiorników dużych.

Wędkarstwo połączone z wyjazdami i wypoczynkiem na łonie natury jest specjalną formą ruchu turystycznego i stanowi lub może stanowić ważny element rozwoju wielu obszarów (Trella i Mickiewicz 2016). Zjawisko turystyki, w tym turystyki wędkarskiej, jest powszechnie uznawanym narzędziem rozwoju gospodarczego, traktowanym w kategoriach ekonomicznych, postrzeganym także jako narzędzie rozwoju społecznego (Balińska-Grzelak 2012, Trella i Mickiewicz 2016). W Polsce turystyka wędkarska jest elementem często spotykanym w ofertach wypoczynku w obiektach turystycznych położonych blisko wody, czyli nad jeziorami, rzekami, morzem, czy też zbiornikami zaporowymi (Czerniejewski i in. 2015, Trella i Mickiewicz 2016). Okręg PZW Katowice posiada wiele stanic wędkarskich przy swoich łowiskach, m.in. Kozłowa Góra, Paprocany, Pogoria, Przeczyce, Nakło-Chechło, Pławniowice, Dzieńkowice i Dzierżno. Poza tym istnieje tam duża liczba sklepów wędkarskich oraz wypożyczalni sprzętu wędkarskiego. Bez problemu można też wypożyczyć łódź. Sam związek prowadzi stronę internetową, gdzie można znaleźć informacje o danych łowiskach, składzie ichtiofauny, przeprowadzanych zarybieniach, ale także numery telefonów do stanic, miejscach noclegu czy nawet pól namiotowych. Przyjmuje się, że w Polsce w miarę aktywnie wędkuje ok. 1,5 mln osób (Wołos 2006), dlatego nie dziwi fakt, że gospodarstwa rybne po transformacji ustrojowej zainteresowały się potrzebami wędkarzy, nie tylko sprzedając pozwolenia na wędkowanie oraz prowadząc zarybienia rybami atrakcyjnymi wędkarsko, ale także zaczęły tworzyć łowiska specjalne (Wołos 2000, Trella i Mickiewicz 2016). Biorąc pod uwagę wartość odłowów wędkarskich, obroty przemysłu wędkarskiego oraz ogólne koszty związane z wędkarstwem, wartość ekonomiczną wędkarstwa w Polsce szacowano wiele lat temu na przeszło 300 mln euro (Wołos 2006). Rekreacyjny i turystyczny charakter wędkarstwa poprzez jego masowość wiąże się z generowaniem wielu korzyści społecz-

nych i ekonomicznych (Kupren i in. 2018). Wysokie przychody generowane są również przez inne sektory, które korzystają z atrakcyjności wędkarskiej danego regionu, takie jak: turystyka, hotelarstwo, agroturystyka, produkcja sprzętu połowowego, handel, gastronomia, sprzedaż paliw itp. (Cooke i Murchie 2015, Kupren i in. 2018). Założyć więc można, że zwiększenie efektywności zarybień przekłada się również na efektywność społeczną, gdyż nie tylko zwiększa zadowolenie wędkarzy z powodu większego połowu ryb i większej ilości ryb preferowanych wędkarsko, ale również wpływa na wyższą efektywność gospodarczą całego mikro- i makroregionu.

Osobnym, ważnym i nabierającym coraz większej wagi zagadnieniem w ocenie efektywności zarybień szczupakiem są nowe trendy w filozofii wędkowania i zarządzania łowiskami wędkarskimi. Coraz bardziej popularne wśród wędkarzy jest uwalnianie złowionych ryb do wody (Catch & Release lub No kill) (Trella i Wołos 2014), a następnie adekwatna reakcja zarządzających łowiskami, czego przykładem w przypadku badanych 20 zbiorników są Dzieńkowice, Paprocany i Pniowiec, gdzie wędkarzy obowiązują widełkowe wymiary ochronne szczupaka: poniżej 50 cm i powyżej 90 cm. Niestety nie w pełni znajduje to odzwierciedlenia w podanych wyżej wyliczeniach, gdyż są w nich najprawdopodobniej uwzględnione tylko te odłowy, których efektem jest zabranie złowionych ryb w celach konsumpcyjnych. Powstaje zatem istotny dylemat metodyczny: czy wypuszczane ryby powinny trafiać także do statystyk dotyczących wielkości połowów amatorskich. W opinii autorów odpowiedź na tak postawione pytanie powinna być twierdząca, gdyż zasadniczą miarą oceny efektywności tych połowów powinien być sukces wędkarski, który tylko dla części wędkarzy wiąże się z walorami konsumpcyjnymi ryb, a dla znacznej części tylko z ich walorami rekreacyjnymi i sportowymi. Stąd wynika ostateczny wniosek końcowy: rzeczywista wielkość odłowów szczupaka w zbiornikach Okręgu PZW w Katowicach i w wielu innych wodach śródlądowych Polski, włączając w to nieewidencjonowane odłowy wypuszczanych ryb, znacznie przekracza ilości raportowane w rejestrach połowów wędkarskich.

Badania przeprowadzono w ramach tematu statutowego S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Arfi R. 2005 – Seasonal ecological changes and water level variations in the Selingue Reservoir (Mali, West Africa) – *Phys. Chem. Earth* 30: 432-441.
- Arlinghaus R. 2018 – Zarybianie – 10 zasad postępowania – W: *Działania prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej* (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 61-68.

- Arlinghaus R., Bork M., Fladung E. 2008 – Understanding the heterogeneity of recreational anglers across an urban-rural gradient in a metropolitan area (Berlin, Germany), with implications for fisheries management – *Fish. Res.* 92(1): 53-62.
- Balińska-Grzelak A. 2012 – Rola partycypacji społecznej w stymulowaniu rozwoju turystyki – *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego. Ekonomiczne Problemy Turystyki*: 4(20): 9-18.
- 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 – *Fish. Res.* 173(1): 80-87.
- Bnińska M., Wołos A. 2001 – Management of selected Polish commercial and recreational lake fisheries activities – *Fish. Manage. Ecol.* 8: 333-343.
- Casselman J.M., Lewis C.A. 1996 – Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*) – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 (Suppl.1): 161-174.
- Cooke S.J., Murchie K.J., 2015 – Status of aboriginal, commercial and recreational inland fisheries in North America: past, present and future – *Fish. Manage. Ecol.* 22: 1-13.
- Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016 – Przegląd problematyki związanej z gospodarowaniem populacjami szczupaka (*Esox lucius* L.), ze szczególnym uwzględnieniem połowów tarlaków – *Komun. Ryb.* 3:13-19.
- Czerniejewski P., Wawrzyniak W., Brocki W. 2015 – Presja połowów rekreacyjnych na wybrane jeziora w północno-zachodniej Polsce – *Europa Regionum*: 24: 75-84.
- 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, P. Buras, Wyd. IRS, Olsztyn: 29-38.
- Grobelska H. 2008 – Rozwój strefy brzegowej sztucznych zbiorników wodnych w warunkach dużych wahań stanów wody – *Landform Analysis* 9: 205-207.
- Guillerault N., Hühn D., Cucherousset J., Arlinghaus R., Skov C. 2018 – Stocking for pike population enhancement – W: C. Skov, & P. A. Nilsson (Red.) – *Biology and Ecology of Pike*: 215-248.
- Harvey B. 2009 – A biological Synopsis of Northern Pike (*Esox lucius*) – *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2885: 1-31.
- 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).
- Kerr S.J., Lasenby T.A. 2001 – Esocid stocking: An annotated bibliography and literature review – *Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario*: 138 s.
- Kulikowska-Karpińska E., Kłusewicz K. 2009 – Ocena chemicznych zanieczyszczeń wód sztucznego zbiornika w Siemianówce w latach 2007-2008 – *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 40: 497-504.
- Kupren K., Czarkowski T.K., Hakuć-Błażowska A., Świszcz B., Rogulski M., Krygel P. 2018 – Socjoekonomiczna charakterystyka wędkarzy w wybranych powiatach województwa warmińsko-mazurskiego – *Studia* 50: 213-226.

- Larsson P., Tibblin P., Koch-Schmidt P., Engstedt O., Nilsson J., Nordahl O., Forsman A. 2015 – Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic – Sea. *Ambio*. 44 (Suppl. 3): 451-461.
- 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 – *Ecol. Freshw. Fish*. 20: 120-132.
- Małecki Z.J., Pokładek R. 2010 – Istotne procesy zagrażające bezpieczeństwu zbiorników wodnych – *Zesz. Nauk. Inż. Łąd. Wod. Kształt. Środ.* 2: 33-42.
- 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. 2016 – Ekologiczne, ekonomiczne i społeczne aspekty rybacko-wędkarskiego gospodarowania szczupakiem *Esox lucius* L. – *Komun. Ryb*. 3: 20-26.
- Mickiewicz M. 2018 – Zarybienia polskich jezior, rzek i zbiorników zaporowych w aspekcie ekologicznej, społeczno-kulturowej i ekonomicznej funkcji gospodarki rybacko-wędkarskiej – W: *Działania prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej* (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 27-46.
- Mickiewicz M., Trella M. 2016 – Drapieżne gatunki ryb w jeziorowej gospodarce zarybieniowej – W: *Wylęgarnictwo, podchowry 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.
- 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.
- 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.
- Olden J.D., Naiman R.J. 2010 – Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity – *Freshwat. Biol*. 55: 86-10.
- Sutela T., Korhonen P., Nyberg K. 2004 – Stocking success of newly hatched pike evaluated by radioactive strontium (85Sr) marking – *J. Fish Biol.* 64(3): 653-664.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Szczepkowska B., Piotrowska I., Kozłowski M., Wunderlich K., Kapusta A. 2015 – Tag retention, growth rate, and survival of juvenile pike tagged with visible implant elastomer and coded wire tags – *Bulg. J. Agric. Sci.* 21 (Suppl. 1): 12-16.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Szczepkowska B., Wunderlich K., Kozłowski M., Piotrowska I. 2016 – Zróżnicowane efekty zarybień szczupakiem (*Esox lucius*) dwóch jezior mazurskich – W: *Wylęgarnictwo, podchowry ryb i zarybienia* (Red.) Zakęś Z., Demska-Zakęś K., Wyd. IRS, Olsztyn: 233-241.
- 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.

- Traczewska T.M. 2012 – Problemy ekologiczne zbiorników retencyjnych w aspekcie ich wielofunkcyjności. European Symposium Anti-flood Defences – Today's Problems, Paris – Orléans. (http://www.donnees.centre.developpement-durable.gouv.fr/symposium/expose/ST1-5_pol.pdf).
- 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* 27: 208-223.
- 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., Wołos A. 2014 – Alternatywne modele wędkarskiego zagospodarowania łowisk – Catch and Release, No Kill, górne wymiary ochronne – W: *Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich – część II* (Red.) Mickiewicz M., Wołos A., Wyd. IRS, Olsztyn: 53-68.
- Trella M., Wołos A. 2015 – Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w latach 2009-2013 – W: *Korzystanie z zasobów rybackich w latach 2009-2014. Stan, zmiany, tendencje* (Red.) Mickiewicz M., Wołos A., Wyd. IRS, Olsztyn: 35-45.
- Trella M., Wołos A., Chmielewski H., Grzegorzczak J., Miętus A. 2020 – Wyniki rejestracji połowów wędkarskich w wodach użytkowanych przez Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Katowicach w 2019 roku – Wyd. SW Edycja, Olsztyn: 43 s.
- Vuorinen P.J., Nyberg K., Lehtonen H., 1998 – Radioactive strontium (^{85}Sr) in marking newly hatched pike and success of stocking – *J. Fish. Biol.* 52: 268-280.
- Wiśniewolski W. 2008 – Hydroelectric facilities and fish – *Arch. Pol. Fish.* 16: 203-212.
- Wiśniewolski W. 2009 – Uwarunkowania i prowadzenie gospodarki rybacko-wędkarskiej w zbiornikach zaporowych – *Rocz. Nauk. PZW* 22: 141-161.
- Wołos A. 1991 – Anglers' opinions as to the quality of the fishing and the fishery management in selected Polish waters – W: *Catch Effort Sampling Strategies. Their application in freshwater fisheries management* (Red.) I.G. Cowx, Fishing News Books: 134-142.
- Wołos A. 2000 – Ekonomiczne znaczenie wędkarstwa w gospodarstwach uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior – *Arch. Pol. Fish.* 8: 54 s.
- Wołos A. 2006 – Społeczne, ekonomiczne i ekologiczne znaczenie wędkarstwa – W: *Rybacko Wędkarstwo Ekorozwój* (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 57-71.
- Wołos A. 2020 – Wielkość i charakterystyka odłowów szczupaka w ujęciu wieloletnim – *Komun. Ryb.* 6: 9-16.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Kapusta A., Rożyński M., Stawecki K., Pyka J., Szczepkowska B., Wunderlich K., Kozłowski M., Kowalska A., Hopko M. 2015 – Z akwakultury do natury. Opracowanie alternatywnych metod zarządzania rybołówstwem drapieżnych ryb jeziorowych (Red.) Z. Zakęś, M. Szczepkowski, Wyd. IRS, Olsztyn: 224 s.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2020 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

Celem przeprowadzonych badań było zbadanie sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów gospodarczych zaangażowanych w produkcję ryb w różnych systemach akwakultury w 2020 roku. Dominującymi gatunkami są w niej obecnie, ale też od wielu lat, karp i pstrąg tęczowy (Lirski i Myszkowski 2020), a więc z tego względu analizie poddano gospodarstwa specjalizujące się w chowie wymienionych i towarzyszących im głównych gatunków ryb. Prezentowane wyniki są szóstymi z rzędu całościowymi badaniami sektora; poprzednie dotyczyły 2005 roku (Wołos i in. 2006), 2007 (Wołos i in. 2008), 2010 (Wołos i in. 2011), 2012 (Wołos i in. 2013) i 2014 roku (Wołos i in. 2015). Kilkunastoletni okres badań i przeprowadzanie analiz na zbliżonej grupie podmiotów, umożliwiającą 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 prezentowano w opracowaniach monograficznych, żeby wymienić tylko ostatnią pracę dotyczącą sytuacji ekonomiczno-finansowej tych podmiotów w 2019 roku (Wołos i Mickiewicz 2020). Kondycja ekonomiczna charakteryzująca zbiór tych podmiotów w 2020 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. (2006, 2008, 2011, 2013, 2015). 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 karpowych w ostatnich latach jest znaczący. Respondenci byli również proszeni o podanie informacji na temat innych form wsparcia w 2020 roku – tarczy „covidowej”, pomocy „suszowej”, odszkodowań za straty powodowane przez dziko żyjące zwierzęta, a także o określenie rodzaju i wartości strat finansowych spowodowanych przez pandemię koronawirusa w działalności prowadzonej w 2020 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 33 gospodarstwa (20 karpowych i 13 pstrągowych, tj. w sumie tyle samo co w badanym 2014 roku, Wołos i in. 2015), co stanowi w pełni zadowalający zwrot, wynoszący 82,5%. 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,
- przychody z tarczy „covidowej”,
- wielkość otrzymanych rekompensat wodnośrodowiskowych,
- wielkość pomocy „suszowej”,
- odszkodowania za zwierzęta wolno żyjące,

- 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 „suszej” 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 2020 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) zbiorze 20 podmiotów prowadzących chów i hodowlę karpia w stawach ziemnych. Zmiany listy ankietowanych podmiotów wynikały m.in. z przemian własnościowych gospodarstw stawowych w trakcie piętnastu lat badań, co uniemożliwiało utrzymanie stałego zestawu respondentów. Ankiety wysłano do gospodarstw karpiove o zróżnicowanej powierzchni ewidencyjnej stawów, formie własności i zróżnicowanym położeniu w kraju,

z uwzględnieniem wszystkich ważnych centrów chowu. Łączna powierzchnia analizowanych gospodarstw karpiowych wyniosła 6731 ha, co stanowi około 10,7% powierzchni ewidencyjnej stawów ziemnych, użytkowanych w Polsce w 2020 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 karpiowej. Średnia wielkość powierzchni stawowych w analizowanych podmiotach wyniosła około 336,6 ha, najmniejsze gospodarstwo miało 15,4 ha, największe ponad 1160 ha. W klasie wielkości do 100 ha znalazło się pięć gospodarstw (25%), w klasie od 100 do 500 ha jedenaście podmiotów (55%) od 500 do 1000 ha trzy gospodarstwa (15%), ponad 1000 ha jedno gospodarstwo (5%).

Wśród badanych dwudziestu podmiotów przeważały gospodarstwa o statusie określonym jako „osoby fizyczne”, było ich 12, 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. Gospodarstwa należące do osób fizycznych charakteryzowały się mniejszą powierzchnią niż dwie pozostałe grupy. Średnia powierzchnia obiektów stawowych użytkowanych przez osoby fizyczne wynosiła 186,4 ha, obiektów należących do spółek 464,4 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 35,3% powierzchni stawowej, 33,2% „osoby fizyczne”, natomiast pozostałe 31,5% 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 kwestionariusza 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 gospodarstw o zróżnicowanym



Fot. Anna Pyć

statusie własnościowym i wielkości pozwalają na wszechstronne przedstawienie sytuacji ekonomicznej sektora w 2020 roku.

Produkcja

W analizowanych gospodarstwach stawowych całkowita produkcja ryb przeznaczonych do konsumpcji wyniosła 2720 ton, z czego na podstawowy gatunek, czyli karpia, przypadało 2357 ton (86,7%). 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 to bardzo istotne w polikulturach z karpem ryby, 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 karpem gatunków przeznaczonych do konsumpcji wyniosła 363,06 ton, co stanowi 13,3% ogólnej produkcji ryb towarowych.

Całkowita wartość ryb konsumpcyjnych wyprodukowanych w analizowanych gospodarstwach wyniosła 25,252 mln zł, z czego karpia 21,931 mln zł, co stanowi 86,9% wartości ogólnej. Średnia cena zbytu wszystkich gatunków ryb pochodzących z chowu

w ankietowanych gospodarstwach stawowych wyniosła 9,28 zł/kg, natomiast wyłącznie karpia 9,30 zł/kg. Wyliczona cena jednostkowa karpia jest niemal identyczna ze średnią ceną ważoną tego gatunku dla całej produkcji krajowej w 2020 roku, która wyniosła 9,32 zł/kg (Lirski i Myszkowski, mat. niepublikowane).

Produkcja materiału obsadowego i zarybieniowego wszystkich gatunków wyniosła 264,1 ton, z czego karpia 177,4 ton, co stanowi 67,2%. Pozostałe gatunki materiału obsadowego/zarybieniowego w ogólnej ilości 86,7 ton to amur biały, tołpygi (biała i pstra), karaś (pospolity i srebrzysty), lin, szczupak, sum europejski, sandacz, jaź oraz pozostałe gatunki.

Wartość wyprodukowanego materiału obsadowego i zarybieniowego wszystkich gatunków wyniosła 4,712 mln zł, z czego karpia 2,846 mln zł, co stanowi 60,4%.

Średnia wydajność (odłów kg/ha) wszystkich gatunków i roczników ryb w 2020 roku wynosiła 443,4 kg, podczas gdy w poprzednich badaniach w 2014 roku uzyskano wydajność w odłowie na poziomie 300,6 kg (Wołos i in. 2015), co oznacza znaczący wzrost o ok. 47,5%. Uwzględnienie w wyliczaniu wydajności wyłącznie analizowanej powierzchni produkcyjnej (lustra wody) stawów daje wskaźnik wydajności na poziomie 520,9 kg, 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 20 gospodarstwach zatrudnione były łącznie 324 osoby, z czego pracowników pełnoetatowych 195 (60,2%), natomiast na niepełnym etacie 27 (8,3%). Pracowników sezonowych zatrudnianych w okresie spiętrzenia robót w trakcie obsad i odłowów stawów, czy sprzedaży grudniowej, zgłoszono w ankietach 79 (24,4%). Popularna jest w prywatnych gospodarstwach forma zatrudniania członków własnych rodzin jako pracowników niepełnych. Respondenci zgłosili 23 takie osoby (7,1%).

W porównaniu z 2014 rokiem łączne zatrudnienie drastycznie zmniejszyło się aż o 319 osób, głównie pracowników pełnoetatowych (237 osób) (*op. cit.*). Nie wynika to jednak z racjonalizacji zatrudnienia, lecz z braku w badaniach jednego dużego gospodarstwa karpiove generującego duże zatrudnienie, głównie na pełnym etacie.

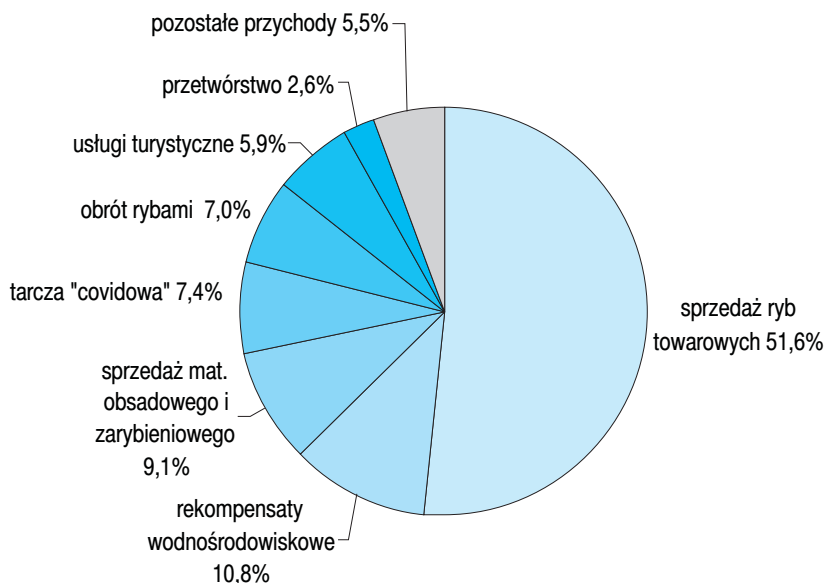
Brak tego gospodarstwa nie spowodował jednak znaczącej zmiany wskaźnika liczby osób zatrudnionych na 100 ha stawów. W 2020 roku wskaźnik ten dla pracowników

pełnoetatowych wyniósł 2,9 osoby na 100 ha, natomiast uwzględniając także osoby zatrudnione sezonowo i pracę członków rodzin – 4,8 osoby. Zarówno w 2012 (Wołos i in. 2013), jak i w 2014 roku (Wołos i in. 2015), wskaźnik ten dla pracowników pełnoetatowych wyniósł 3 osoby na 100 ha, natomiast dla wszystkich zatrudnionych, łącznie z pracownikami sezonowymi i członkami rodzin wskaźnik w obu sezonach wyniósł 4 osoby na 100 ha. Średnia wielkość produkcji na jednego zatrudnionego w 2020 roku kształtowała się na poziomie 9210 kg, podczas gdy w 2014 roku 7943 kg, natomiast w 2012 r. 6654 kg (*op. cit.*). Fakt poprawy wydajności pracy należy przypisać głównie wzrastającej produkcji ryb, a nie zmniejszeniu zatrudnienia, co należy ocenić pozytywnie.

Przychody i ich struktura

Przychody w 20 analizowanych gospodarstwach wykazały się znacznym rozrzutem, wahały się od 1561 zł/ha do 20470 zł/ha, przy średnim poziomie 6882 zł/ha. Badane gospodarstwa osiągnęły w 2020 roku łączne przychody w wysokości 46,322 mln zł, z czego poszczególne składniki i ich udziały procentowe (rys. 1) wyniosły:

- przychody ze sprzedaży ryb towarowych – 23,916 mln zł (51,6%),
- przychody ze sprzedaży materiału obsadowego i zarybieniowego – 4,233 mln zł (9,1%),
- obrót rybami nie pochodzącą z własnej produkcji – 3,241 mln zł (7,0%),
- usługi turystyczne – 2,736 mln zł (5,9%),



Rys. 1. Struktura przychodów badanych gospodarstw karpowych w 2020 roku (100% = 46,322 mln zł).

- przychody z przetwórstwa – 1,222 mln zł (2,6%),
- eksport ryb – 0,037 mln zł (0,1%),
- przychody z wędkarstwa – 0,088 mln zł (0,2%),
- rekompensaty i subwencje (covid, wodnośrodowiskowe, suszowe) – 8,743 mln zł (18,9%), (rekompensaty wodnośrodowiskowe – 10,8%, tarcza covidowa – 7,4%, odszkodowania suszowe – 0,7%),
- odszkodowania za straty powodowane przez zwierzęta – 0,183 ml zł (0,4%),
- pozostałe przychody – 1,923 mln zł (4,2%).

Przychody ze sprzedaży ryb zł (towarowych, przetworzonych, materiału obsadowego, eksportu) zdecydowanie dominują i stanowią 63,4%. W badaniach w 2014 roku udział sprzedaży ryb w przychodach ogólnych był znacznie wyższy, wynosił 76,6% (Wołos i in. 2015). Tak znaczną różnicę można tłumaczyć wzrostem przychodów z obrotu rybą nie pochodzącą z własnego gospodarstwa (2,9% w 2014 r.), z usług turystycznych (0,4% w 2014 r.) oraz wsparcia z „tarczy covidowej, którego nie było w 2014 r. W porównaniu z poprzednimi badaniami wzrosły również przychody z przetwórstwa, co może świadczyć o dostosowywaniu się gospodarstw karpowych do zmieniających się preferencji konsumenckich i zwiększającego się z roku na rok zapotrzebowania na karpia przetworzonego. Istotnym dowodem zachodzącej dywersyfikacji przychodów gospodarstw stawowych jest znaczący wzrost przychodów ze świadczonych usług turystycznych. O ile w 2014 roku wynosiły one 0,177 mln zł, co stanowiło 0,4% przychodów ogólnych (*op. cit.*), to w 2020 roku wzrosły do 1,221 mln zł, czyli do 5,9% przychodów ogólnych.

Średnia cena zbytu jednego kilograma ryb towarowych wyniosła 9,28 zł/kg (8,07 zł w 2014 roku), natomiast karpia 9,30 zł (8,03 zł w 2014 roku, *op. cit.*). W porównaniu z badaniami w 2014 roku, średnia cena wszystkich ryb towarowych pochodzących z gospodarstw stawowych w 2020 roku była wyższa o 15,0%, natomiast karpia handlowego o 15,8%.

Podobnie jak w poprzednich badaniach najtańsze były ryby karpowate: karaś – 5,45 zł/kg (4,0 zł w 2014 r.), tołpygi – 4,84 zł/kg (4,3 zł), droższy od karpia był lin – 13,02 zł/kg (10,8 zł), najdroższe były cenione przez konsumentów i poszukiwane na rynku ryby drapieżne: sandacz – 23,77 zł (28,6 zł), sum europejski – 21,84 zł/kg (12,9 zł) oraz szczupak – 21,27 zł/kg zł (15,5 zł).

Udział konsumpcyjnych ryb dodatkowych w całkowitej produkcji analizowanych gospodarstw wyniósł w 2020 roku 13,3%, co oznacza spadek o 2,0 punkt procentowe w porównaniu z poprzednimi badaniami w 2014 roku (*op. cit.*). Pomimo wzrastającego zapotrzebowania na zróżnicowane gatunki ryb słodkowodnych, między innymi na gatunki ryb drapieżnych, od lat udział ryb dodatkowych nie przekracza 15%. Plan strategiczny

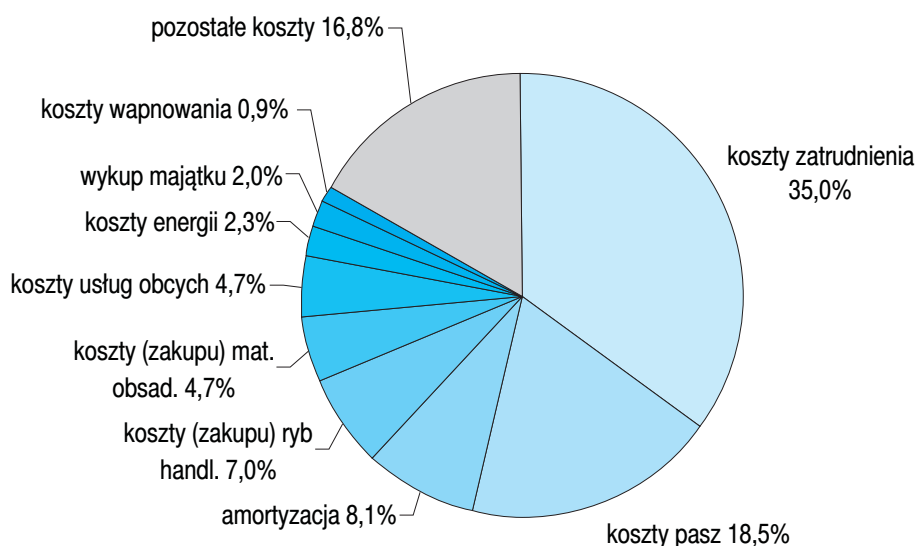
rozwoju chowu i hodowli ryb w Polsce w latach 2014-2020 przewidywał zwiększenie produkcji stawowych ryb dodatkowych i wzrost ich udziału do poziomu co najmniej 20%.

Znaczące różnice w przychodach pomiędzy poszczególnymi gospodarstwami karpiovymi 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 40,160 mln zł, co stanowi średnio 5966 zł/ha. Wartość i struktura kosztów w gospodarstwach karpiovych w 2020 roku przedstawiały się następująco (rys. 2):

- zatrudnienie – 14,075 mln zł (35,0%),
- pasze – 7,410 mln zł (18,5%),
- amortyzacja – 3,266 mln zł (8,1%),
- koszty (zakupu) ryb handlowych – 2,803 mln zł (7,0%),
- koszty (zakupu) materiału obsadowego – 1,878 mln zł (4,7%),
- usługi obce – 1,868 mln zł (4,7%),
- energia – 0,935 mln zł (2,3%),
- wapnowanie – 0,359 mln (0,9%),
- nawożenie – 0,082 mln zł (0,2%),
- leczenie ryb i usługi weterynaryjne – 0,130 mln zł (0,3%),



Rys. 2. Struktura kosztów badanych gospodarstw karpiovych w 2020 roku (100% = 40,160 mln zł).

- reklama i promocja – 0,103 mln zł (0,2%),
- dzierżawa – 0,193 mln zł (0,5%),
- wykup majątku – 0,796 mln zł (2,0%),
- pozostałe koszty – 6,707 mln zł (16,7%).

Trzeba w tym miejscu zaznaczyć, że osiem gospodarstw o statusie spółek z o.o. oraz podmiotów państwowych w 2020 roku przeznaczyło na inwestycje łączną kwotę 2,094 mln zł, zaś pozostałych dwanaście 1,232 mln zł na wydatki, które częściowo, w rozumieniu księgowym, można uznać za inwestycyjne.

Chociaż koszty zatrudnienia w gospodarstwach karpiovych są we wszystkich badaniach na pierwszym miejscu rankingu, to w 2020 roku w porównaniu z 2014 rokiem obniżył się nieco ich udział w kosztach ogólnych. W 2014 roku udział ten wynosił 38,3%, natomiast w ostatnim sezonie 35,0%. Należy odnotować znaczne różnice pomiędzy poszczególnymi gospodarstwami karpiovymi, gdyż koszty, w tym robocizny, były zdecydowanie niższe w gospodarstwach prowadzonych przez osoby fizyczne.

Średni koszt paszy zużytej na jeden hektar powierzchni ewidencyjnej stawów wyniósł w 2020 roku około 1100 zł, podczas gdy w 2014 było to 757 zł (Wołos i in. 2015). Wzrost kosztów karmienia wynika nie tylko ze wzrostu cen zbóż paszowych, lecz także z lepszej produkcji ryb w stawach (stopnia intensyfikacji) w 2020 roku, co wymagało zwiększonego karmienia. Podobnie jak przy innych składowych kosztach, także koszty karmienia cechują się dużą rozpiętością, zależną od intensyfikacji produkcji.

Rentowność

Przyjmuje się, że trwałość funkcjonowania gospodarstw rybackich wymaga zapewnienia w kolejnych latach rentowności na poziomie co najmniej 10% (Turkowski 2013, Turkowski i Lirski 2013).

Rentowność obiektów stawowych w 2020 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 dodatkowych instrumentów finansowych wahał się od -80,0% do +47,1%. Najgorsze gospodarstwo, wraz z rekompensatami, uzyskało wskaźnik -52,4%, natomiast najlepsze +75,8%. W 2020 roku dla całej badanej grupy gospodarstw karpiovych, średni wskaźnik rentowności, uwzględniający otrzymane rekompensaty wodnośrodowiskowe i inne instrumenty finansowe wyniósł 14,24%, natomiast bez wsparcia -7,32%. 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 karpioowych w 2020 roku

Wskaźnik	Wartość wskaźnika	Liczba gospodarstw z dodatnim wskaźnikiem	Liczba gospodarstw z ujemnym wskaźnikiem
Z pomocowymi instrumentami finansowymi	14,24	17	3
Tylko z rekompensatami wodnośrodowiskowymi	4,99	15	5
Bez pomocowych instrumentów finansowych	-7,32	7	13

Całkowity zysk brutto wraz z rekompensatami wodnośrodowiskowymi dla analizowanych w 2020 roku dwudziestu gospodarstw wyniósł 5,774 mln zł. W ujęciu ekonomicznym (ale nie zawsze księgowym), dotacje stanowiły przychód. Przy tym ujęciu metodycznym, po uwzględnieniu trzech dodatkowych instrumentów finansowych, zysk na jednego zatrudnionego osiągnął wartość 17846 zł (8646 zł w 2014 r.). Bez rekompensat zysk na jednego zatrudnionego wyniósł -9177 zł (-5286 zł w 2014 r.) (Wołos i in. 2015).

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

Wśród ankietowanych dwudziestu gospodarstw, dziewięć z nich złożyło ogółem 21 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 zakończono i rozliczono siedem na ogólną sumę 1,047 mln zł. Dominowały zakupy sprzętu, między innymi samochodów do transportu ryb, pojazdu o napędzie elektrycznym oraz koparek. Popularne były instalacje fotowoltaiczne, modernizacje budynków, czyli działania prowadzące do zmniejszenia kosztów zużycia energii elektrycznej. Zgłoszono projekty remontu doprowadzalników oraz grobli, co ma niebagatelne znaczenie przy nasilających się problemach związanych z deficytem wody w większości krajowych gospodarstw. Godny podkreślenia jest fakt, że gospodarstwa, podążając za zmianami preferencji konsumenckich, inwestują w przetwórstwo (budowa przetwórni, bądź urządzeń i maszyn), a także w sprzedaż bezpośrednią (MLO).

Wpływ rekompensat na rentowność gospodarstw karpioowych

W 2020 r. gospodarstwa karpioowe w Polsce miały możliwość korzystania z trzech form wsparcia finansowego. Rekompensaty wodnośrodowiskowe pojawiły się w badaniach ekonomiczno- finansowych po raz trzeci. Celem tego środka jest zrekompensowa-

nie 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 obowiązki wodnośrodowiskowe.

W 2020 roku prowadzony był po raz pierwszy nabór wniosków o dofinansowanie, w ramach działania 2.8 *Środki dotyczące zdrowia publicznego*, dla podmiotów z branży akwakultury poszkodowanych ekonomicznie w wyniku epidemii COVID-19. Działanie to określane jako tarcza „covidowa” cieszyło się bardzo dużym zainteresowaniem hodowców, zarówno ryb łososiowatych, jak i karpia.

Trzecim rodzajem wsparcia finansowego, z którego w 2020 r. mogły skorzystać podmioty sektora akwakultury była tzw. pomoc suszowa. Była ona skierowana do podatników podatku rolnego, którzy w 2019 r. prowadzili chów lub hodowlę ryb słodkowodnych w stawach rybnych położonych na obszarze gmin, w których wystąpiła w 2019 r. susza lub powódź, w rozumieniu przepisów o ubezpieczeniach upraw rolnych i zwierząt gospodarskich. Stawka pomocy wynosiła 300 zł na 1 ha powierzchni gruntów pod stawami zarybionymi.

Podobnie jak w latach 2012 i 2014, także w 2020 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. Z rekompensat wodnośrodowiskowych w 2020 roku, tak jak w poprzednich badaniach nie korzystało jedynie jedno gospodarstwo. Łącznie na konta badanych gospodarstw wpłynęło 4,993 mln zł z tytułu zrealizowania umów za działania w 2020 roku. Średnia stawka wyniosła 742 zł/ha, najniższa stawka 672 zł/ha, natomiast najwyższa 868 zł/ha. Udział rekompensat wodnośrodowiskowych w przychodach całkowitych wyniósł średnio 10,8% (od 3,7% do 48,3%), pomocy „covidowej” 7,4% (od 2,9% do 16,8%), natomiast pomocy „suszowej” 0,7% (od 1,7% do 4,0%). Łączny średni procentowy udział trzech dostępnych w 2020 roku instrumentów finansowych w przychodach ogólnych wyniósł 18,9%, podczas gdy w 2014 udział rekompensat wodnośrodowiskowych 26,1% (*op. cit.*).

Wpływ pandemii COVID-19 na straty w gospodarstwach karpowych

W wystanych do gospodarstw ankietach zadano respondentom pytanie o ewentualny wpływ pandemii COVID-19 na działalność ich gospodarstw w 2020 roku oraz wysokość poniesionych strat finansowych. Na dwadzieścia ankietowanych podmiotów wypowiedziało się na ten temat dziewięć, jedenaście pozostawiło pytanie bez odpowiedzi. Brak odpowiedzi niekoniecznie oznacza brak wpływu pandemii na funkcjono-

wanie firmy, motywacje niewypełnienia tego punktu mogą być zróżnicowane. Łączne straty zgłoszone przez pięć podmiotów oszacowano na ok. 1,4 mln zł, składały się na to głównie (łącznie 1,2 mln zł) ograniczenia w funkcjonowaniu oraz czasowe zamknięcie dwóch restauracji działających przy gospodarstwach karpiowych. Jeden hodowca oszacował swoje straty na ok. 100 -150 tys. zł z tytułu spadku cen zbytu karpia do przetwórci, co było pochodną niepewnej sytuacji na rynku karpia. W jednym z gospodarstw choroba i kwarantanna właściciela skutkowałą koniecznością zatrudnienia zastępcy, co wygenerowało dodatkowe koszty. Dodatkowe koszty to również konieczność zakupu maseczek i środków dezynfekcyjnych oraz termometrów i pulsoksymetrów przez jedno gospodarstwo. Istotne dla pięciu gospodarstw było ograniczenie sprzedaży do sieci HORECA (sektor hotelarski i gastronomiczny), co znacząco zmniejszyło dochody.

Oprócz przytoczonych wyżej perturbacji, wymieniano także dezorganizację odłowów jesiennych i wiosennych, ograniczenia w zarybianiu wędkarskich łowisk komercyjnych oraz spadek sprzedaży materiału obsadowego wiosną 2020 roku.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa gospodarstw pstrągowych

Charakterystyka badanych gospodarstw

Badaniami objęto 13 gospodarstw pstrągowych, w tym 8 o statusie ośrodków prywatnych (osoby fizyczne/rolnicy) i spółek cywilnych oraz 5 o statusie spółek z o.o. Zdecydowana większość – 10 podmiotów – położona jest na północy kraju (Pomorze Gdańskie i Pomorze Zachodnie), pozostałe 3 reprezentują region Podhala, Roztocza i Lubelszczyzny. Badane gospodarstwa użytkowały 393 stawy betonowe, 89 typu raceway, 13 systemów recyrkulacyjnych (w tym część z ogólnej liczby 429 basenów) oraz 259 ha stawów ziemnych. W porównaniu z badaniami dotyczącymi 2014 roku (Wołos i in. 2015) badana obecnie próba podmiotów, w tym tych największych pod względem wielkości produkcji, jest w większości powtarzalna i może stanowić podstawę do stosownych porównań, a zatem i wniosków co do najistotniejszych zmian w ekonomice tego podsektora akwakultury na przestrzeni ostatnich sześciu lat.

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



Fot. Andrzej Lirski

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 karpowych, których skumulowana sprzedaż miała miejsce w okresie świątecznym pod koniec 2020 roku. Łączna produkcja ryb towarowych w badanych 13 gospodarstwach wyniosła 4619,6 tony o wartości 63,45 mln zł, w tym na pstrągą tęczowego przypadało 3679 ton i 48,17 mln zł, czyli w układzie procentowym odpowiednio 79,6% i 75,9%. Próbę tę można uznać za w miarę reprezentatywną, gdyż produkcja uzyskana przez analizowane gospodarstwa stanowiła około 17,7% całkowitej produkcji tego gatunku w 2020 roku, określonej na podstawie danych z analizy kwestionariuszy statystycznych RRW-22 (Lirski i Myszkowski, mat. niepublikowane 2021) na poziomie około 20800 ton. Na drugim miejscu pod względem wielkości produkcji była palia, która stanowiła 9,2%, na trzecim pstrąg żródlany z odsetkiem 5,5%, a po nim jesiotry z 2,8-procentowym udziałem w całkowitej masie wyprodukowanych ryb towarowych. Poza wymienionymi gatunkami ryb dwa były produkowane w stosunkowo znacznych ilościach, a mianowicie sum afrykański (1,4%) oraz karp (1,4%), a wielkość produkcji pozostałych gatunków wyniosła zaledwie 0,1% całkowitej masy ryb towarowych.

Oprócz ryb towarowych badane gospodarstwa wyprodukowały materiał obsadowy (zarybieniowy) następujących gatunków: troć wędrowna, łosoś, pstrąg tęczowy, karp, sieja, lin, szczupak i gatunki roślinożerne, o łącznej wartości 4,778 mln zł, z czego 66,9% przypadło na troć i łososa, a 13,9% na pstrąga tęczowego.

Zatrudnienie

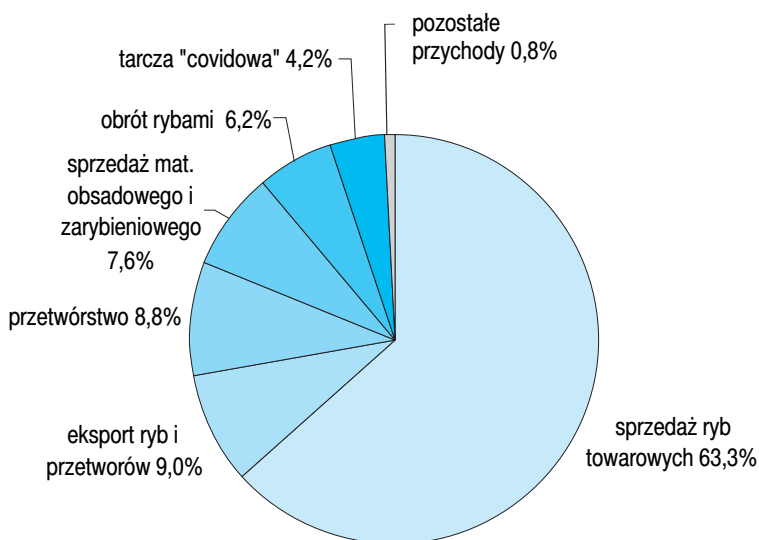
W badanych gospodarstwach zatrudnionych było 216 osób, głównie na stałe (173), a także na niepełnym etacie (18), sezonowo (10) oraz członkowie rodzin (16). Średnia wielkość produkcji w tych gospodarstwach kształtowała się na poziomie 21387 kg ryb towarowych na 1 zatrudnionego, podczas gdy w 2014 roku 14227 kg (Wołos i in. 2015), co oznacza znaczący wzrost o około 50%.

Przychody i ich struktura

W 2020 roku rozpatrywane gospodarstwa osiągnęły przychody całkowite w wysokości 80,642 mln zł, w tym:

- 57,225 mln złotych przypada na sprzedaż produkcji podstawowej, co stanowi 71,0% przychodów całkowitych (89,2% produkcji podstawowej przypada na ryby towarowe, a 10,8% na sprzedaż materiału obsadowego/zarybieniowego),
- 23,415 mln zł przypada na wszystkie pozostałe przychody.

Wartość i struktura przychodów badanych gospodarstw w 2020 roku przedstawiały się następująco (rys. 3):



Rys. 3. Struktura przychodów badanych gospodarstw pstrągowych w 2020 roku (100% = 80,642 mln zł).

- sprzedaż ryb towarowych – 51,071 mln zł (63,3%),
- eksport ryb i przetworów rybnych – 7,281 mln zł (9,0%),
- przychody z przetwórstwa – 7,093 mln zł (8,8%),
- sprzedaż materiału obsadowego i zarybieniowego – 6,154 mln zł (7,6%),
- obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji – 5,000 mln zł (6,2%),
- tarcza „covidowa” – 3,366 mln zł (4,2%)
- rekompensaty wodnośrodowiskowe – 0,291 mln zł (0,4%)
- pomoc „suszowa” – 0,020 mln zł (0,02%)
- pozostałe przychody – 0,366 mln zł (0,5%).

Przychody ze sprzedaży ryb (towarowych, przetworzonych, materiału obsadowego i eksportu) zdecydowanie dominują i stanowią 88,7% całości przychodów, czyli o 5 punktów procentowych mniej niż w 2014 roku (Wołos i in. 2015). Zwiększyła się natomiast znacznie wartość finansowa i udział procentowy przychodów z eksportu i obrotu rybami nie produkowanymi w badanych gospodarstwach, których odsetki w przychodach całkowitych w 2014 roku wynosiły odpowiednio zaledwie 1,4% i 0,7%. W badanym zbiorze podmiotów statystyczne gospodarstwo pstrągowe w roku 2020 uzyskało przychód z produkcji podstawowej wynoszący 4,402 mln zł (wzrost w stosunku do 2014 r. o 12%), a całkowity przychód w wysokości 6,203 mln zł (wzrost o 29%, *op cit.*). Średni przychód na 1 zatrudnioną osobę osiągnął 373343 zł, przy średniej cenie 1 kg wyprodukowanych ryb towarowych na poziomie 13,74 zł, co w przypadku obu wyliczonych parametrów oznacza odpowiednio wzrost o 66,3% oraz 5,9%.

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

Projekty Inwestycyjne

W 2020 roku na trzynaście badanych gospodarstw pstrągowych, dziesięć zrealizowało inwestycje współfinansowane ze środków PO „Rybnactwo i Morze”. Łączna kwota pomocy finansowej, przy 28 złożonych wnioskach, dla 21 zrealizowanych projektów wyniosła 10,705 mln zł. Środki te stanowiły 13,3% kwoty całkowitych przychodów w rozpatrywanych obiektach, podczas gdy inwestycje sfinansowane w całości ze środków własnych stanowiły 4,87%. Środki pomocowe zostały przeznaczone na budowę/rozbudowę obiektów (9 projektów) i ich modernizację, m.in. poprzez zakup maszyn i urządzeń do hodowli ryb oraz specjalistycznych pojazdów do transportu i sprzedaży ryb (9), a także na inwestycje w fotowoltaikę (2).

Tarcza „covidowa”, rekompensaty wodnośrodowiskowe i pomoc „suszwowa”

W związku z wybuchem i rozwojem epidemii koronawirusa, co spowodowało lub mogło spowodować negatywne, w tym finansowe skutki w działalności gospodarstw rybackich, branży rybackiej zaproponowano stosowne wsparcie finansowe. Z tej możliwości skorzystało 12 badanych gospodarstw pstrągowych na ogólną kwotę 3,366 mln zł, co daje średnią kwotę na 1 podmiot gospodarczy w wysokości 280500 zł oraz udział w przychodach całkowitych na poziomie 4,17%.

Środki finansowe z tytułu rekompensat wodnośrodowiskowych i pomocy „suszwowej” uzyskały tylko 2 podmioty, które w pewnym zakresie, oprócz produkcji pstrągów i innych gatunków ryb w systemach intensywnej akwakultury, użytkują stawy typu karpiego. Łączna kwota rekompensat wyniosła 290554 zł, a pomocy „suszwowej” 19711 zł, co stanowiło odpowiednio 0,35% i 0,02% uzyskanych w 2020 przychodów całkowitych.

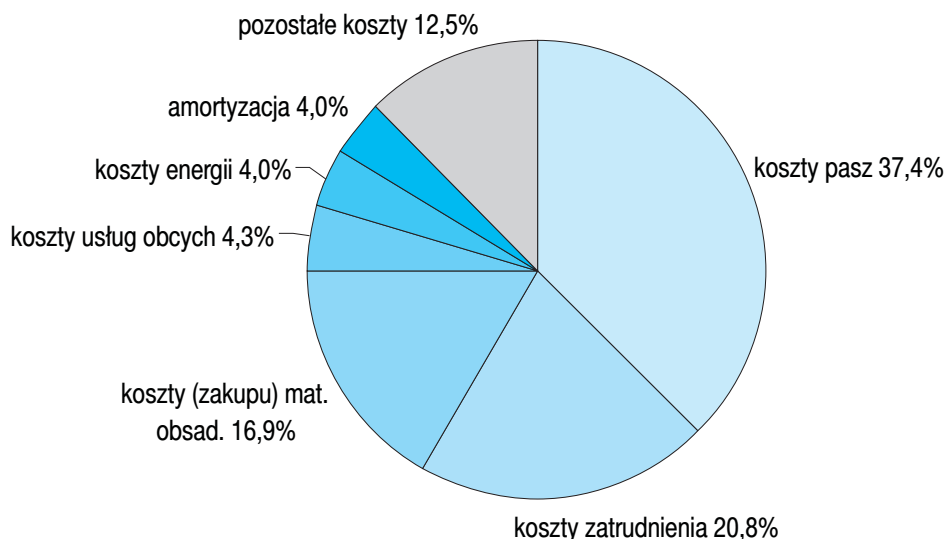
Tym samym, łączny udział uzyskanych trzech rodzajów pomocy finansowej wyniósł 3,676 mln zł, czyli 4,56% przychodów całkowitych badanych gospodarstw typu pstrągowego.

Koszty i ich struktura

Całkowite koszty badanych podmiotów gospodarczych wyniosły 63,80 mln zł, co daje średnio 4,91 mln zł na 1 gospodarstwo. Podstawowym czynnikiem generującym koszty w badanych gospodarstwach był zakup paszy, który stanowił 37,4% całkowitej wartości kosztów ponoszonych przez analizowane podmioty (rys. 4). Drugą pozycję zajęły koszty zatrudnienia, których udział wynosił 20,8%. W dalszej kolejności wystąpiły koszty zakupu materiału obsadowego (16,9%), koszty usług obcych (4,3%), koszty energii (4,0%), amortyzacja (4,0%) oraz pozostałe koszty działalności, m.in. leczenie, profilaktyka i opieka weterynaryjna, zakup tlenu, reklama i promocja, wykup majątku (12,6%). W przeliczeniu na 1 zatrudnioną osobę koszt zatrudnienia wynosił 66070 zł, a gdyby hipotetycznie doliczyć niezatrudnionych, ale pracujących członków rodzin 61480 zł.

Straty spowodowane przez pandemię koronawirusa

Na trzynaście badanych gospodarstw pstrągowych osiem podało wymierne straty finansowe, jakie poniosły w wyniku epidemii COVID-19, w tym głównie ze związanymi z nią wprowadzonymi obostrzeniami i ograniczeniami. Łączna suma wyliczonych lub oszacowanych strat wyniosła około 2,5 mln zł i były one spowodowane następującymi, częstokroć związanymi ze sobą czynnikami (wymieniamy je zgodnie z odpowiedziami respondentów):



Rys. 4. Struktura kosztów badanych gospodarstw pstrągowych w 2020 roku (100% = 63,800 mln zł).

- spowolnienie produkcji i sprzedaży ryb,
- spadek cen ryb o 10%,
- ograniczenia sprzedaży i koszty związane z przechowywaniem ryb w stawach,
- drastyczny wzrost cen pasz dla ryb,
- obniżenie raptowne zbytu ryb ze względu na nadprodukcję (zamknięte restauracje, brak imprez okolicznościowych),
- mniejszy obrót, słaba sprzedaż (miesiące III – V), perturbacje późniejsze z rozmiarem ryb, bankructwo jednego z kontrahentów.

Pięć z trzynastu badanych gospodarstw nie podało kwot i rodzajów poniesionych strat, co może być spowodowane ich brakiem, troską o zachowanie tajemnicy produkcyjnej i handlowej lub może częściowo wynikać z trudności w wyliczeniu, a nawet oszacowaniu niektórych możliwych strat, zwłaszcza liczonych w dłuższej perspektywie czasowej, a nie tylko jednego rozpatrywanego roku gospodarczego.

Rentowność

Całkowity zysk w badanych obiektach wyniósł 16,846 mln zł, co w przeliczeniu na 1 gospodarstwo daje średni zysk na poziomie 444133 zł. W przeliczeniu na 1 zatrudnionego średni zysk osiągnął 77991 zł.

Średni wskaźnik rentowności (Wr) w analizowanych gospodarstwach wynosił 26,41%, przy czym jedno z badanych gospodarstw pstrągowych, wykazało ujemny wynik

finansowy (stratę). Jeśli od sumy przychodów całkowitych odejmiemy kwoty tarczy „covidowej” wskaźnik rentowności obniży się do 20,64%, co i tak należy uznać – w skali całej śródlądowej branży rybackiej – za bardzo korzystny wynik.

Podsumowanie

Przedstawione w niniejszym opracowaniu wyniki analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw rybackich w 2020 roku, podzielonych na ośrodki pstrągowe i karpiove pozwalają na sformułowanie następujących wniosków natury ogólniejszej, przy czym wybrane wskaźniki charakteryzujące dwie wyróżnione grupy gospodarstw zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Wybrane wskaźniki ekonomiczno-finansowe gospodarstw rybackich w 2020 roku

Wskaźnik	Gospodarstwa pstrągowe	Gospodarstwa karpiove	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”
Wskaźnik rentowności (%)	26,41 ⁽¹⁾	14,24 ⁽²⁾	19,43 ⁽²⁾	13,47 ⁽¹⁾
Średni przychód na 1 zatrudnionego (zł)	373343	143182	149434	126999
Średni zysk na 1 zatrudnionego (zł)	77991	17846	24309	15073
Udział produkcji ryb towarowych w przychodach (%)	63,3	51,63	45,37	37,57
Średnia cena 1 kg ryb (zł)	13,74	9,28	12,89	11,57

⁽¹⁾ z tarczą „covidową” i nieznacznymi kwotami rekompensat wodnośrodkowych i pomocy „suszej”

⁽²⁾ z rekompensatami wodnośrodkowymi, pomocą „suszą” oraz tarczą „covidową”

- 1) Opłacalność poszczególnych form produkcji rybackiej była zróżnicowana, a występujące różnice zostały w pewnym stopniu spłaszczone w porównaniu z rokiem 2014. Najwyższym wskaźnikiem rentowności ($Wr = 26,41\%$) charakteryzowały się gospodarstwa pstrągowe, następnie „stawowo-jeziorowe”, karpiove i na końcu „jeziorowe”, które ze względu na swoją specyfikę otrzymały proporcjonalnie najniższe kwoty finansowych środków pomocowych.
- 2) Wielkość przychodów przypadających na 1 zatrudnionego w porównaniu z rokiem 2014, w grupie gospodarstw karpiowych zwiększyła się o 32%, pstrągowych o 66,3%, „jeziorowych” o 50%, natomiast w „stawowo-jeziorowych” obniżyła się o 25%, o czym w największym stopniu zdecydowało jedno duże gospodarstwo rybackie. Niemniej w skali ogólnopolskiej oznacza to znaczny wzrost ekonomicznej rangi całego sektora rybactwa śródlądowego.

- 3) Decydujący wpływ na w miarę pozytywną sytuację ekonomiczną gospodarstw karpio-
wych w 2020 miało uzyskane wsparcie finansowe: rekompensaty wodnośrodowisko-
we oraz pomoc „covidowa”. Średnia stawka rekompensat wodnośrodowiskowych
wyniosła 742 zł/ha (od 672 zł/ha do 868 zł/ha), natomiast pomocy „covidowej” 509
zł/ha (od 95 zł/ha do 1955 zł/ha). Bez uwzględnienia wpływów finansowych subwencji
trzyńaście gospodarstw odnotowało ujemny wynik finansowy, a siedem było rentow-
nych. Wyliczony dla dwudziestu gospodarstw karpio-
wych wskaźnik rentowności bez
rekompensat wyniósł -7,32%.
- 4) W poszczególnych gospodarstwach wielkość produkcji karpia na jednostkę powierz-
chni stawów była bardzo zróżnicowana, obok doskonałych wydajności były przypadki
bardzo niskiej, na pograniczu ekstensywnej produkcji. Straty ryb powodowane są
głównie ich chorobami i presją zwierząt rybożernych, szczególnie kormorana czarne-
go. Konieczna wydaje się racjonalizacja wszystkich kosztów oraz bieżąca kontrola
finansów i ocena efektywności ekonomicznej podejmowanych działań.
- 5) Prezentowane wyniki potwierdzają opinię o wysokim ryzyku produkcji ryb w stawach
ziemnych. 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 trudno-
ści w przewidywalności zdarzeń, a także zróżnicowania obiektów stawowych pod
względem wielkości, warunków produkcji, presji zwierząt rybożernych, form organiza-
cyjnych i innych. W tym kontekście niezbędne jest utrzymanie systemu rekompensat,
których wysokość uzależniona jest od funkcji prośrodowiskowych i kulturowych sta-
wów i związanych z tym ograniczeń w działalności gospodarczej.
- 6) Średnia cena 1 kg ryb towarowych w ośrodkach pstrągowych była najwyższa (13,74 zł),
natomiast w gospodarstwach karpio-
wych najniższa (9,28 zł). W stosunku do roku 2014,
średnia cena ryb wyprodukowanych w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych”
wzrosła o 32,5%, w karpio-
wych o 15,0%, pstrągowych o 5,9%, „jeziorowych” o 4,5%.
- 7) Na wyniki finansowe gospodarstw karpio-
wych duży wpływ mają niskie, nie gwaran-
tujące rentowności produkcji ceny zbytu karpia handlowego, głównego źródła przy-
chodów. Stabilizacja cen na tych nieatrakcyjnych dla hodowców poziomach nie może
być tłumaczona jedynie słabym popytem, główną przyczyną wydaje się być w dal-
szym ciągu brak zorganizowanego profesjonalnego rynku karpia.
- 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 62,4%, z czego 26,6% przypadało na sprzedaż zezwo-
leń na wędkowanie, a 35,8% na tzw. inne przychody, o których szerzej piszemy w roz-

dziale na temat sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior.

Literatura

- Guziur J., Woźniak M. 2006 – Produkcja ryb w małych zbiornikach wodnych – Wyd. Oficyna Wydawnicza „Hoża”.
- Turkowski K. 2013 – Ekonomika produkcji karpiovej – W: Strategia karp 2020. Lokalne Grupy Rybackie. (Red) A. Lirski, J. Seremak-Bulge, J. Śliwiński, M. Cieśla. Wyd. P.H.U. Szostak Druk Staszów: 116-140.
- Turkowski K., Lirski A. 2013 – Ekonomiczne aspekty gospodarki karpiovej – W: Chów karpia w Europie II Międzynarodowa Konferencja Karpiova 12-13 września 2013 Wrocław (Red.) A. Lirski, A. Pyć, A. Zaremba. Wyd. Aller Aqua Polska Sp. z o.o.: 52-61.
- 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., 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.

Charakterystyka presji i połowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2020 roku

Marek Trella, Arkadiusz Wołos

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wprowadzenie

Ostatnia analiza presji i połowów wędkarskich, przeprowadzona na podstawie danych z ośmiu 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, opracowanie rankingu najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb oraz globalnej wielkości odłowów amatorskich w 2013 roku (Wołos i in. 2015).

W niniejszym, dotyczącym 2020 roku opracowaniu, przedstawiono wyniki badań ankietowych wędkarzy łowiących ryby w jeziorach użytkowanych przez sześć gospodarstw; gospodarstwa te były analizowane w poprzednich badaniach, dlatego możliwe było porównanie wyników po upływie siedmiu lat.

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 378 kwestionariuszy ankietowych, zawierających m.in. pytania dotyczące liczby dni wędkowania w sezonie 2020, masy odłowów poszczególnych gatunków ryb, a także najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków.

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 2013 i 2020, szczególnie iż rok ubiegły należy uznać za wysoce nietypowy ze względu na sytuację epidemiczną związaną z koronawirusem SARS-CoV-2 wywołującym zachorowanie na COVID-19, z powodu której wprowadzono liczne obostrzenia dla obywateli, w tym tzw. lockdown, który miał duży wpływ na wiele sfer życia i całą krajową gospodarkę.

Wyniki i dyskusja

Podstawowe parametry charakteryzujące presję i odłowy wędkarskie

Średnia liczba dni wędkowania na 1 wędkarza w całej badanej próbie wyniosła 36,6 dni, mieszcząc się w przedziale od 14,2 dni (Gospodarstwo „Rurzyca”) do 52,4 dni

(Gospodarstwo „Augustów”), a wielkość ta była o 9,4% większa niż w roku 2013 (tab. 1). W ciągu całego roku 2020 badani wędkarze odłowili łącznie 17318 kg ryb, co w przeliczeniu na 1 wędkarza dało wskaźnik 45,8 kg ryb, przy wahaniach od 21,5 kg (Gospodarstwo „Złocieniec”) do 66,1 kg (Gospodarstwo „Bogucin”); wielkość tego wskaźnika była o 2,3% wyższa niż w roku 2013. Średni odłów dzienny na 1 wędkarza wyniósł w całym badanym zbiorze 1,25 kg, czyli był o 6,9% niższy niż w roku 2013. Wskaźnik ten podobnie jak w 2013 roku wykazywał dość wyraźne różnice – od 0,92 kg w Gospodarstwie „Ełk” do 2,42 kg w Gospodarstwie „Rurzyca” (tab. 2). Warto odnotować, że zarówno we wskaźnikach charakteryzujących wędkarzy, jak i w odłowach największe spadki zanotowano w gospodarstwie „Złocieniec”.

Tabela 1

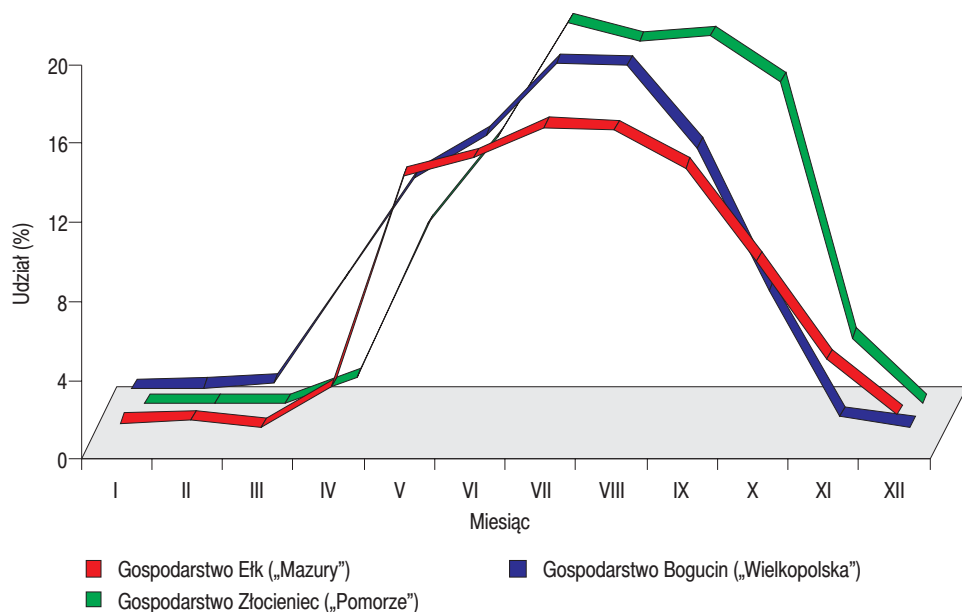
Podstawowe parametry charakteryzujące badanych wędkarzy 6 gospodarstw rybnych w 2013 i 2020 roku

Gospodarstwo Rok	Liczba ankietowanych wędkarzy		Całkowita liczba dni wędkowania		Średnia liczba dni wędkowania na 1 wędkarza	
	2013	2020	2013	2020	2013	2020
„Augustów”	58	59	2746	3090	47,3	52,4
„Bogucin”	56	56	2065	2689	36,9	48,0
„Ełk”	89	72	4858	3431	54,6	47,7
„Mrągowo”	94	49	2014	2242	21,4	45,8
„Rurzyca”	78	98	1208	1395	15,5	14,2
„Złocieniec”	89	44	2631	985	29,6	22,4
RAZEM	464	378	15522	13832	33,5	36,6

Tabela 2

Odłowy wędkarskie w jeziorach 6 gospodarstw rybnych w 2013 i 2020 roku

Gospodarstwo Rok	Odłów					
	Ogółem (kg)		Średni odłów roczny na 1 wędkarza (kg)		Średni odłów dzienny na 1 wędkarza (kg)	
	2013	2020	2013	2020	2013	2020
„Augustów”	2841	3314	49,0	56,2	1,03	1,07
„Bogucin”	2772	3703	49,5	66,1	1,34	1,38
„Ełk”	4571	3146	51,4	43,7	0,94	0,92
„Mrągowo”	4152	2841	44,2	58,0	2,06	1,27
„Rurzyca”	2782	3369	35,7	34,4	2,30	2,42
„Złocieniec”	3654	945	41,1	21,5	1,39	0,96
RAZEM	20772	17318	44,8	45,8	1,34	1,25



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

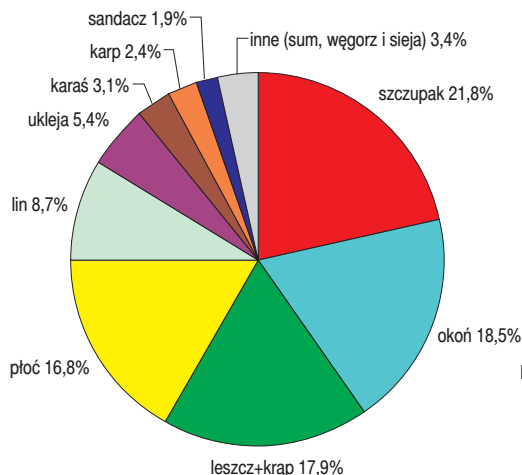
Do zobrazowania sezonowości presji wędkarskiej posłużyły wyniki uzyskane dla 3 gospodarstw reprezentujących 3 makroregiony: Mazury, Wielkopolska, Pomorze, czyli gospodarstwa „Ełk”, „Bogucin” i „Złocieniec”. Rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach roku 2020 był w przypadku trzech gospodarstw nieco odmienny (rys. 1).

Wskazuje on na znaczną sezonowość wędkowania, bowiem presja wędkarska w regionach Mazury i Wielkopolska skoncentrowana była na pięciu miesiącach (maj – wrzesień), na które przypadało 76,1% dni wędkowania w Gospodarstwie „Ełk” i aż 78,6% w przypadku Gospodarstwa „Bogucin”, gdzie tylko nieznaczna część presji przypadała na miesiące zimowe. W Gospodarstwie „Złocieniec” presja skoncentrowana była na 5 miesiącach (czerwiec – październik), na które przypadało 86,2% dni wędkowania, natomiast w miesiącach styczeń – marzec i grudzień presja wędkarska była równa zeru.

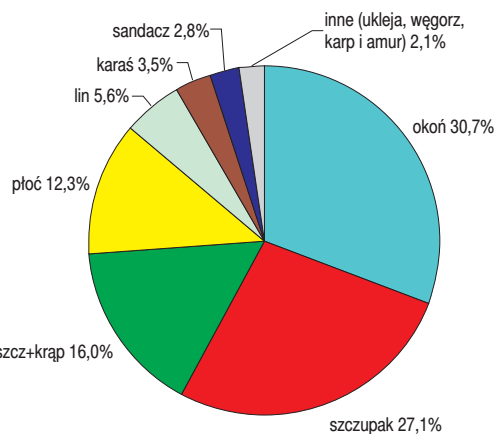
Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich

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



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

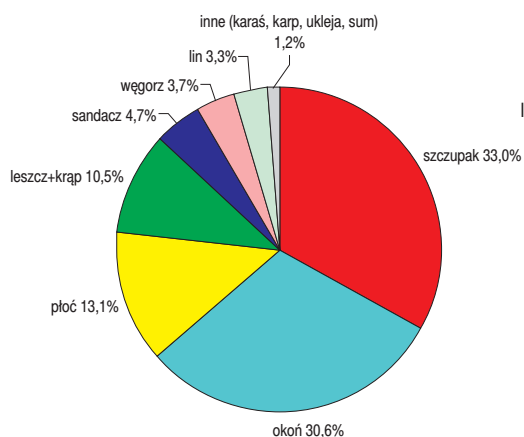


Rys. 3. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Ełk”.

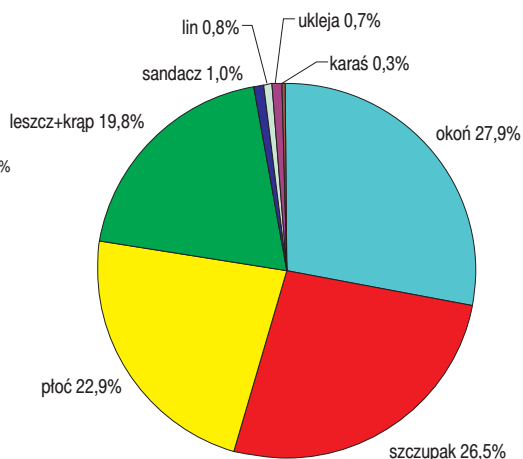
głównie przez szczupaka (21,8%) oraz okonia (18,5%), a w mniejszych ilościach węgorza, sandacza i suma. Łącznie gatunki drapieżne stanowiły 44,9% odłowów wędkarskich, czyli o 4,7 punktu procentowego mniej niż w 2013 roku. Udziały pospolitych gatunków karpiowatych były stosunkowo niskie i wynosiły w przypadku leszcza i krąpia łącznie 17,9%, a płoci 16,8%. Odłowy lina osiągnęły poziom 8,7%, uklei 5,4%, karasia 3,1%, karpia 2,4%, natomiast sporadycznie wymieniano sandacza, węgorza i suma. Warto też wspomnieć o siei, której niewielki odłów wyniósł 0,6%.

W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Ełk” (rys. 3) zwraca uwagę wysoki udział dwóch podstawowych gatunków drapieżnych – okonia i szczupaka, których udziały wynosiły odpowiednio 30,7% i 27,1%, zaś dużo mniejszy był udział sandacza (2,8%). Łączny udział drapieżników (włączając 0,7% węgorza) osiągnął aż 61,3% całkowitej masy odłowów wędkarskich, czyli był wyższy o 11,4 punktu procentowego niż w roku 2013. Kolejne miejsca zajęły pospolite gatunki karpiowate – leszcz i krąp oraz płoć, których łączny odsetek wyniósł 28,3%, czyli był o 10,2 punktu procentowego mniejszy niż w roku 2013. Z pozostałych łowionych gatunków warto odnotować 5,6-procentowy udział lina i 3,5-procentowy udział karasia.

Struktura odłowów z jezior Gospodarstwa „Mrągowo” (rys. 4) była zróżnicowana i składało się na nią 12 gatunków. Najwięcej łowiono drapieżników – szczupaka 33,0% i okonia 30,6%, a sumując z sandaczem (4,7%), węgorzem (3,7%) i sumem (0,05%) stanowiły one aż 72,0%, co oznacza wzrost o niemal 22 punkty procentowe względem roku 2013. W związku z tym pospolite gatunki karpiowate stanowiły znacznie mniejszy udział



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



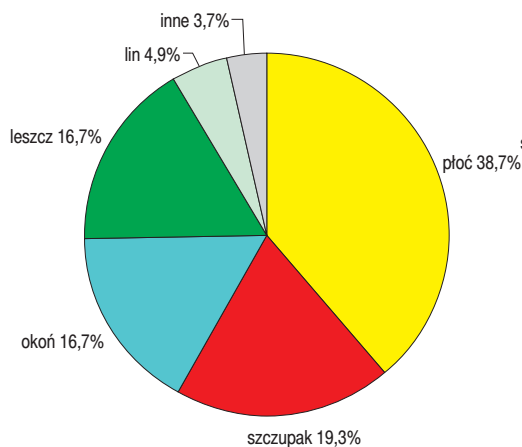
Rys. 5. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Żłocieniec”.

wynoszący 28,0%, czyli o 15,5 punktu procentowego mniej niż w roku 2013. Najwięcej z karpiowatych łowiono płoci (13,1%) i leszcza z krapiem (10,5%), a znacznie mniej lina (3,3%), natomiast pozostałe gatunki wystąpiły w odłowach sporadycznie stanowiąc zaledwie 1,2% udziału.

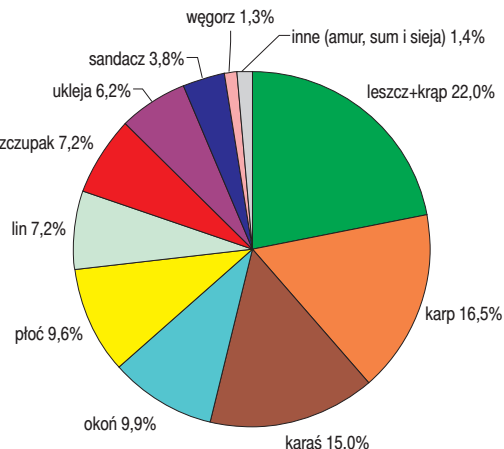
W odróżnieniu od wcześniej omawianych gospodarstw na strukturę gatunkową odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Żłocieniec” złożyło się zaledwie 9 taksonów ryb. Przeważały gatunki drapieżne, które stanowiły łącznie 55,4% całkowitej masy złowionych przez wędkarzy ryb, czyli o 4,6 punktu procentowego więcej niż w roku 2013, w tym udział okonia wynosił 27,9%, a szczupaka 26,5%. Pospolite gatunki karpio-wate – płoć i leszcz z krapiem stanowiły odpowiednio 22,9% i 19,8%, czyli razem 42,7% odłowów całkowitych. Niewielkimi udziałami charakteryzowały się pozostałe łowione gatunki, czyli sandacz, lin, ukleja i karaś.

Struktura odłowów wędkarskich z jezior Gospodarstwa „Rurzyca” (rys. 6) była zdominowana przez pospolite gatunki karpio-wate, które łącznie stanowiły 55,4% całkowitej masy złowionych ryb (czyli nieznacznie mniej niż w roku 2013), z czego aż 38,7% przypadało na płoć. Udział szczupaka wynosił 19,3%, okonia 16,7%, lina 4,9%, a wśród innych łowionych gatunków wystąpiły wzdreğa, ukleja i karaś. Porównując dane z rokiem 2013 nie widać większych zmian w składzie ichtiofauny odławianych wędkarsko ryb, gdyż wartości procentowe były bardzo zbliżone.

W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Bogucin” (rys. 7) udział pospolitych gatunków karpio-watych – leszcza, krapią i płoci, łącznie wynosił



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



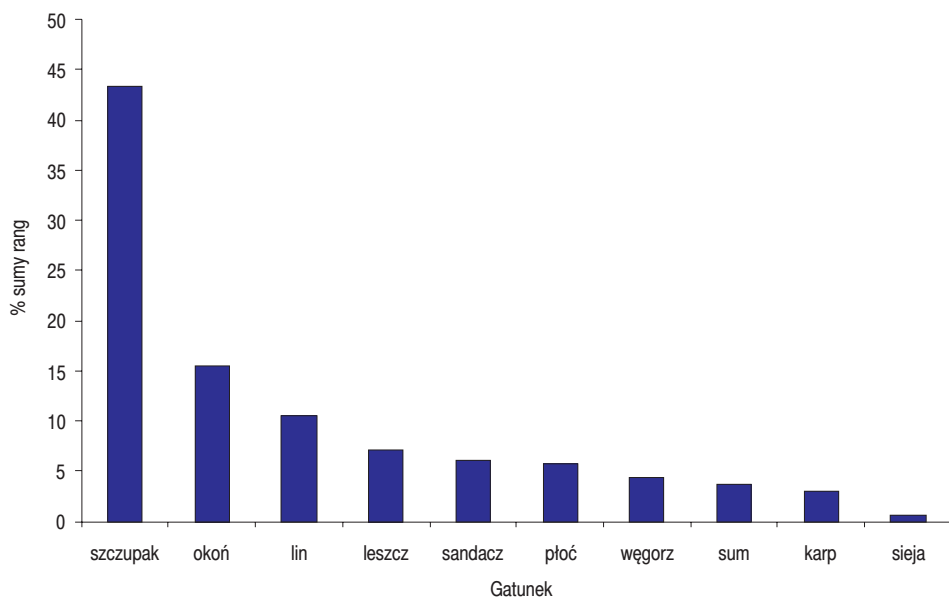
Rys. 7. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Bogucin”.

31,7% odłowów, czyli 2,2% mniej niż w roku 2013. Trzy podstawowe gatunki drapieżne – okoń, szczupak i sandacz, stanowiły odpowiednio 9,9%, 7,2% oraz 3,8%, zaś łączny udział drapieżników (włączając 1,3% węgorza i 0,5% suma) osiągnął 22,6% całkowitej masy odłowów wędkarskich, czyli 3,1% mniej niż w roku 2013. Z pozostałych łowionych gatunków trzeba wspomnieć o obecności karpia (16,5%), karasia (15,0%), lina (7,2%) i niewielkiej ilości amura (0,7%). Porównując z rokiem 2013 skład gatunkowy odłowów wędkarskich zmienił się nieznacznie.

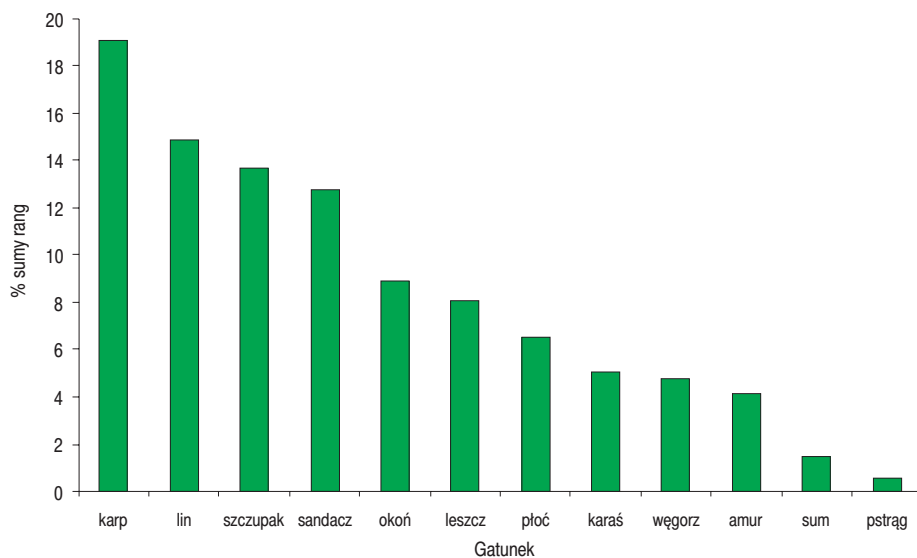
Gatunki ryb preferowane przez wędkarzy

Do określenia wędkarskich preferencji w stosunku do poszczególnych gatunków ryb wybrano trzy gospodarstwa – „Augustów”, „Bogucin” i „Złocieniec”. W przypadku pierwszego gospodarstwa, reprezentującego region „Mazury”, zdecydowanie najbardziej preferowany szczupak otrzymał 43,2% całkowitej sumy rang (SR) (rys. 8), który w roku 2013 otrzymał 36,1% SR. Drugi był okoń (15,5% SR), na kolejnych miejscach z niższymi udziałami w sumie rang – w przedziale od 10,5% do 5,7% znalazły się lin (10,5%), leszcz (7,1%), sandacz (6,1%), łńć (5,7%). Na końcu rankingu odnotowano węgorza, suma, karpia i sieję.

W przypadku gospodarstwa „Bogucin”, zaliczonego do regionu „Wielkopolska”, na pierwszym miejscu był karp, którego udział w sumie rang wynosił 19% (rys. 9), zaś w roku 2013 gatunek ten osiągnął aż 30% SR. Kolejne gatunki, które uzyskały powyżej 12% SR to: lin (14,9%), szczupak (13,7%), sandacz (12,8%). Gatunki, które zdobyły powyżej 8%



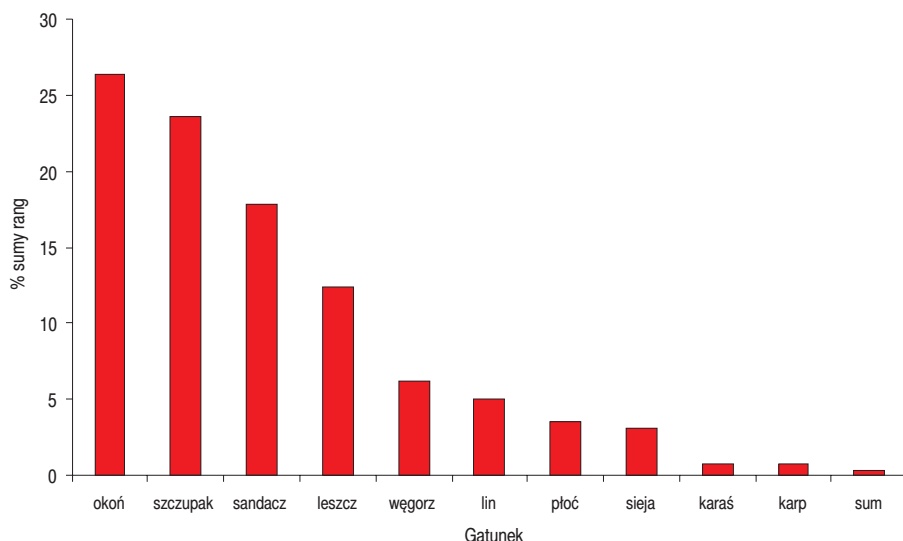
Rys. 8. Gospodarstwo „Augustów” – ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb.



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

SR to okoń oraz leszcz, natomiast pozostałe gatunki plasowały się niżej w rankingu, czyli kolejno: plóć, karaś, węgorz, amur, sum oraz niespodziewanie pstrąg.

W kwestii ostatniego gospodarstwa, reprezentującego region „Pomorze”, zdecydowanie najbardziej preferowane były gatunki drapieżne, które nie licząc notowanych niżej węgorza (6,2%) i suma (0,4%), otrzymały łącznie 67,8% całkowitej sumy rang (SR)



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

(rys. 10). Z pozostałych gatunków najwięcej punktów otrzymał leszcz (12,4%), a na końcu rankingu odnotowano karasia, karpia i suma.

Analizując różnice w preferencjach gatunkowych wędkarzy łowiących ryby w jeziorach trzech gospodarstw, podobnie jak w badaniach za 2013 rok, narzuca się jeszcze jedna istotna uwaga – w przypadku „Bogucina” leżącego w regionie „Wielkopolska” wysoka pozycja karpia w rankingu wędkarskich preferencji koresponduje z silniej posuniętym stopniem eutrofizacji jezior i najwyższymi zarybieniami tym gatunkiem wśród trzech wyróżnionych regionów jeziorowych (Wołos i in. 2015). Z kolei w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwo „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 2020 roku warunki wędkowania różniły się względem roku 2013, choć w paru gospodarstwach różnice te były mało widoczne. W przypadku gospodarstwa „Złocieniec” różnice względem roku 2013 były istotnie zauważalne. Analizując wybrane wskaźniki zauważono spadek średniego odłowu dziennego na 1 wędkarza w gospodarstwach „Mrągowo” i „Złocieniec”. Struktury gatunkowe odłowów wędkarskich w jeziorach roz-

patrywanych gospodarstw rybackich wykazały znaczne zróżnicowanie, podobnie jak to miało miejsce w 2013 roku. Zdecydowanie największe udziały gatunków drapieżnych były charakterystyczne dla jezior gospodarstw „Złocieniec”, „Mrągowo”, „Ełk” i „Augustów”, gdzie względem roku 2013 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 Ełckiego, na których gospodarkę rybacką prowadzi Gospodarstwo „Ełk”. Warto odnotować, że zarybieńia w tym gospodarstwie prowadzono w celu zrównoważenia dużej presji wędkarskiej, cyklicznych odłowów komercyjnych oraz bardzo wysokiej presji kormorana *Phalacrocorax carbo* (L.) na ichtiofaunę. Wyniki badań dotyczących gospodarki zarybieniowej szczupakiem pokazały, że zarybieńia przyczyniają się do stabilizowania populacji szczupaka narażonej na wysoką presję naturalną i antropogeniczną (Trella i Wołos 2021a). Zdecydowanie najniższe odsetki gatunków drapieżnych charakteryzowały odłowu 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).

Sytuacja epidemiczna na terenie Polski, związana z koronawirusem mogła mieć pośredni wpływ na mniejszą niż w poprzednich badanych latach liczbę wypełnionych poprawnie ankiet wędkarskich, ale nie wpłynęła ona ujemnie 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 i z zalet, i wad stosowanych metod badawczych (Trella i Wołos 2021b). Mimo to zwrot ankiet był na zadowalającym poziomie, 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 S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- 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 conditons – 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.
- Wołos A., Draskiewicz-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.

Sztuka nęcenia – karmienie ekosystemów wodnych

Agata Kowalska

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Celem stosowania zanęt przez wędkarzy jest uzyskanie satysfakcjonujących efektów wędkowania. Jakkolwiek 30 lat temu udokumentowano także pozytywny ich wpływ na bilans biogenów, to aspekt ten miał drugorzędne znaczenie. Niemniej jednak pionierskie wówczas badania Wołosa i in. (1992) wykazały istotny wpływ dawki zanęty na wielkość odłowów ryb karpiowatych, korzystnie z kolei rzutującą na usuwanie fosforu ze środowiska wodnego. Jednocześnie w latach 80. zeszłego stulecia za celowe uznawano już wprowadzanie zakazu nęcenia w niektórych zbiornikach wodnych w Europie (Cryer i Edwards 1987). Oczywiście było bowiem, że wraz z zanętami wprowadzane są do wody biogeny, lecz nie wszędzie stanowiły one ich znaczące źródło. Społeczne, ekologiczne i ekonomiczne względy stosowania zanęt uwzględniano w stosunkowo niewielu artykułach naukowych i popularnonaukowych na przestrzeni ostatnich dziesięcioleci. Zmieniające się trendy stylu życia, często inicjowane warunkami klimatycznymi, technologie produkcji zanęt wędkarskich, innowacyjne metody badawcze wpływają na opinie nt. wpływu stosowania zanęt na środowisko i ukierunkowują odpowiedzi na pytanie, czy wędkarze korzystający z wód o charakterze publicznym są odpowiedzialni za zmiany w ekosystemach wodnych. W niniejszym opracowaniu skoncentrowano się na najnowszych badaniach naukowych prowadzonych w Europie dot. stosowania zanęt wędkarskich. W prezentowanych pracach analizowano różne typy zanęt, ilość i częstotliwość ich zadawania, jakość biologiczną ryb w jeziorach poddanych takiemu „dokarmianiu” z uwzględnieniem ich składu chemicznego i tempa wzrostu. Wykorzystanie ultradźwiękowego zestawu telemetrycznego (telemetria akustyczna) o wysokiej rozdzielczości

posłużyło do wnioskowania nt. behawioru żerowania i wzrostu liczebności populacji ryb. W wytypowanych ekosystemach wodnych obserwowano dominujące gatunki, w tym ryby wszystkożerne i drapieżne.

Zmiany w żerowaniu ryb

Stosowanie zanęt wpływa na zachowania w żerowaniu ryb karpiowatych. Zaobserwowano, że karp (*Cyprinus carpio*) spędzał więcej czasu w miejscach, w których dodawano zanętę i znacznie zmniejszył swój pierwotny, naturalny zasięg bytowania w stosunku do okresu przed jej dodaniem. Mehner i in. (2019) wskazują, że takie zachowanie dotyczy także innych ryb bentosożernych. W konsekwencji wiele wszystkożernych gatunków ryb karpiowatych jest regularnie wyławianych przez wędkowanie w miejscach żerowania. Świadczy to o aktywnym pobieraniu zadanego sztucznego pokarmu (w tym przypadku zanęty). Stosowanie zanęt wpływa więc na masę ciała ryb i dlatego, zwłaszcza u większych okazów karpia, leszcza (*Abramis brama*), krąpia (*Blicca bjoerkna*), lina (*Tinca tinca*), płoci (*Rutilus rutilus*) czy wzdręgi (*Scardinius erythrophthalmus*), stwierdzono znaczne ilości zanęt wędkarskich w ich diecie. Korzyści energetyczne wynikające ze stosowania zanęt manifestują się szybkim tempem wzrostu u ryb karpiowatych. Nie stwierdzono z kolei żadnego wpływu bezpośredniego, ani pośredniego na wzrost czy liczebność czołowych drapieżników. W związku z tym gatunki te nie korzystają z takiego wzbogacenia bazy pokarmowej.

Ilości stosowanych zanęt i nisze ekologiczne ryb

Najnowsze doniesienia o ilości stosowanych zanęt pochodzą z terenu Niemiec (Mehner i in. 2019). Wyspecjalizowani wędkarze w łowieniu karpia, brzany (*Barbus barbus*), płoci stosują tam ok. 1 kg zanęt dziennie (kulki proteinowe, wyspecjalizowane przynęty komercyjne, kukurydza). Kilka lat temu w Niemczech rocznie w przeliczeniu na jednego wędkarza przypadało ponad 7 kg zanęt (Basic i Britton 2015). Biorąc pod uwagę liczbę wędkarzy w tym kraju (3,3 mln) oszacowano, że do ekosystemów wodnych w samych tylko Niemczech wprowadzono kilka tysięcy ton zanęt (Mehner i in. 2019). Odnosząc to do danych sprzed blisko 30 lat na rynku polskim można stwierdzić, że dozowanie pod względem wagowym zanęt nie zmniejszyło się. W Polsce badani wówczas wędkarze stosowali 32 kg zanęty w ciągu roku (ziarna zbóż, ziemniaki, kasze itd.) (Wołos i in. 1992). Zmiany powyższe wynikają zapewne z różnic w stosowanych typach zanęt. Atraktanty pokarmowe i wysoka gęstość odżywcza zanęt komercyjnych sprawia, że są one coraz bardziej atrakcyjne dla ryb.

Wysoka jakość odżywcza zanęt dla ryb karpiowatych potwierdzona jest dobrą przyswajalnością białka, lipidów i węglowodanów (Arlinghaus i Niesar 2005). Doświadczenia laboratoryjne na karpie wykazały ponadto korzystny wpływ ich stosowania na wzrost ryb. Stwierdzono ponadto, że brzana w zbiornikach wodnych wykazuje preferencje dla zanęty wędkarskiej względem pokarmu naturalnego. Dlatego też w konsekwencji może dochodzić do przesunięcia nisz ekologicznych danych populacji ryb (Roberts i in. 2017). Aktualnie brak jest badań, czy ma to wpływ na ryby drapieżne, które nie żywią się bezpośrednio zanętami wędkarskimi.

Przyswajalność składników odżywczych zanęt

Analiza strawności zanęt wędkarskich pozwala ocenić ich przydatność w odniesieniu do przyswajalności składników odżywczych i korzyści dla wzrostu ryb, ale i ich wpływ na eutrofizację. Wysokostrawne zanęty wędkarskie determinują wzrost ryb, minimalizują straty składników pokarmowych z niestrawioną dietą i w konsekwencji też tlenu w słupie wody/osadach. Arlinghaus i Niesar (2005) badali różne typy zanęt, w których stwierdzili różnice we współczynniku strawności pozornej (ADC) białka i tłuszczu u karpia (tab. 1 i 2). Różnice w strawności składników pokarmowych sugerują, że rodzaj zanęty ma wpływ na potencjalną „produkcję” ryb i eutrofizację. W związku z tym, że producenci zanęt nie wyszczególniają źródeł komponentów trudno jest wnioskować, jakie czynniki diety wpłynęły na różnice we współczynniku ADC białka i tłuszczu. Jakkolwiek były one zauważalne, to i tak u karpia przyjmował on wysoką wartość (> 80%). Pokarm taki jest więc bardzo korzystny dla ryb. Należy pamiętać, że wysoka przyswajalność składników odżywczych nie jest wystarczającym warunkiem dla zadowalającego tempa wzrostu ryb. Niemniej jednak autorzy cytowanej pracy wnioskuje, że ze względu na wysoką strawność zanęty karpiowe są bardzo dobrym uzupełnieniem ich diety. Podkreślają jednocze-

Tabela 1

Skład chemiczny podstawowy (% suchej masy) i wartość energetyczna zanęt i paszy komercyjnej rekomendowanych dla karpia (Arlinghaus i Niesar 2005)

Nutrienty	Kulki proteinowe komercyjne	Kulki proteinowe eksperymentalne	Pellet pływający	Zanęta gruntowa	Pasza komercyjna
Białko	19,2	43,6	15,9	13,7	51,3
Tłuszcz	6,8	11,4	9,1	6,9	13,3
Węglowodany	70,1	37,1	71,8	74,4	21,1
Energia (kJ/g)	19,6	21,4	20	19,1	21,3
Fosfor całkowity	0,42	0,92	0,44	0,30	1,80

Tabela 2

Współczynnik strawności pozornej (ADC, % suchej masy) nutrientów w zanętach i paszy rekomendowanych dla karpia (Arlinghaus i Niesar 2005)

Nutrienty	Kulki proteinowe komercyjne	Kulki proteinowe eksperymentalne	Pellet pływający	Zanęta gruntowa	Pasza komercyjna
Białko	85,1 ± 1,6	84,7 ± 0,8	81,2 ± 4,0	84,5 ± 1,0	84,1 ± 0,4
Tłuszcz	84,2 ± 3,5	83,2 ± 0,7	84,7 ± 0,6	83,3 ± 1,2	85,9 ± 1,3
Węglowodany	78,9 ^a ± 1,3	60,6 ^b ± 2,6	69,1 ^c ± 0,3	81,6 ^a ± 2,4	52,2 ^d ± 1,4
Energia (kJ/g)	81,1 ^{ab} ± 1,5	77,0 ^{cd} ± 1,3	74,3 ^d ± 1,0	82,3 ^a ± 1,5	79,0 ^{bc} ± 0,5
Fosfor całkowity	44,8 ^a ± 1,3	26,5 ^b ± 2,6	25,1 ^b ± 4,6	37,4 ^a ± 2,6	14,2 ^c ± 2,7

Różne oznaczenia literowe wskazują na istotne różnice statystyczne

śnie, że należy je stosować w umiarkowanych ilościach i po zlokalizowaniu ryb żerujących, tak aby zanęta była maksymalnie pobrana przez ryby. Promują oni zanęty stabilne w wodzie, gruboziarniste i ekologiczne, tj. z niską zawartością fosforu i wysoką naturalnych atraktantów, tj. wolnych aminokwasów, nukleotydów, betainy.

W przytaczanym badaniu różnice w analizowanych zanętach komercyjnych dotyczyły także różnej przyswajalności fosforu, którego dostępność zależy od formy jego podania, a ograniczona jest niską aktywnością enzymów u ryb karpiowatych. W celu ochrony ekosystemu zasadą przy produkcji/stosowaniu zanęt powinno być minimalizowanie w nich zawartości fosforu oraz podnoszenie jego przyswajalności i efektywności retencji. Pomocne mogą być tu łatwo dostępne dodatki paszowe. Arlinghaus i Niesar (2005) napisali przy tym, że ograniczenie połówów typu Catch & Release byłoby w tym aspekcie korzystne.

Toksyczne konserwanty chemiczne w zanętach

Spśród dostępnych na rynku zanęt w testowaniu ich toksyczności wybrano kulki proteinowe. Głównym ich składnikiem jest mączka rybna, mączka sojowa, jaja, aromaty oraz konserwanty stabilizujące nutrieny i jednocześnie zapobiegające rozwojowi mikroorganizmów chorobotwórczych. Wśród nich wymienia się kwas benzoesowy (BA) i sorbinian potasu (PS), przy czym dla ryb śmiertelne stężenie PS jest 6,5 razy wyższe niż BA. Rapp i in. (2008) przytaczają dowody ich toksyczności dla organizmów wodnych, w tym ryb. U gatunku modelowego (*Danio rerio*) komercyjne kulki proteinowe polecane jako zanęty wędkarskie, dodane do akwarium spowodowały wysoką (50%) śmiertelność embrionów. W ciągu 48 h zaobserwowano brak bicia serca, brak somitów i nieoderwanie ogona od woreczka żółtkowego, a u wykłutych osobników deformacje ciała. Jakkolwiek embriony są

szczególnie wrażliwe na zanieczyszczenia środowiska, to jednocześnie udokumentowano szkodliwy wpływ BA na osobniki młodociane i dorosłe (wzrost śmiertelności). Należy podkreślić, że testowano kulki proteinowe różnych firm, a ich toksyczność mierzona śmiertelnością embrionów różniła się. Autorzy eksperymentu sugerują, że wynikało to z różnych dawek konserwantów w kulkach i ich synergistycznego działania. Nie wykluczają także obecności innych, toksycznych substancji chemicznych. Stwierdzono także, że efekty toksyczne mogą być większe w przypadku stosowania małych kulek (większa sumaryczna powierzchnia sprzyjająca uwalnianiu substancji toksycznych). Oczywiście w warunkach naturalnych duże objętości wody maskują ostrą toksyczność konserwantów obecnych w zanętach. Niemniej jednak możliwość ich kumulacji w środowisku i negatywny wpływ na organizmy powinny skłonić producentów do alternatywnych metod konserwacji/ochrony zanęt przed drobnoustrojami chorobotwórczymi.

Skutki wędkarstwa rekreacyjnego

Lewin i in. (2006) podają, że jakkolwiek wzorce wędkarskie opierają się na podstawowych zasadach ekologicznych, a główne zagrożenia dla ryb są często zlokalizowane poza rybołówstwem rekreacyjnym, to istnieje coraz więcej dowodów na to, że wędkarstwo i związane z nim czynności mogą prowadzić do spadku liczebności populacji ryb. Niewykorzystane przez ryby zanęty czy też nęcenie przez cały sezon wędkarski wpływa na aktywność mikroorganizmów, zużycie tlenu w osadach/warunki tlenowe w zbiornikach, zmienia zasoby bezkręgowców/bentosu. Stwierdzono istotny spadek liczebności pelagicznych skorupiaków (Cladocera, Cyclopoide) spowodowany ww. czynnikami. Odporne z kolei na takie modyfikacje okazały się niektóre pierścienice. Jakkolwiek składniki zanęt przyczyniają się do antropogenicznej eutrofizacji, to jest ona silnie uzależniona od konkretnych warunków zbiornika (głębokość, stan troficzny, czas retencji wody). Przy czym odłów ryb nie stanowią już takiej przeciwwagi w bilansie biogenów jak dawniej, ze względu na rozpowszechnione wędkarstwo C&R.

Zawody wędkarskie przyczyną eutrofizacji

W Polsce regulamin zawodów w wędkarstwie spławikowym określa limit używanych zanęt, w zależności od kategorii i czasu trwania jednej tury do 17-20 l na jedną turę na jednego zawodnika (<https://www.zpw.pl/prawo/regulamin-zawodow-w-wedkarstwie-splawikowym/>). Kilka lat temu w Portugalii (z ówczesną szacunkową liczbą wędkarzy 219 tys.) prowadzono na przestrzeni 7 lat badania, których celem było ustalenie, czy zanęty wykorzystywane podczas zawodów wędkarskich przyczyniły się do eutrofizacji jednego



Fot. 1. Zawody wędkarskie na Kanale Żerańskim (fot. A. Wołos).

z największych akwenów wędkarskich w tym kraju (Amaral i in. 2015). W tym celu wykonano analizy jakościowe i ilościowe komercyjnych zanęt z uwzględnieniem liczby wędkarzy biorących udział w zawodach wędkarskich. Wnioski były następujące: 5-10 kg zanęty na wędkarza (3-20 ton zanęty rocznie) nie zmieniło warunków w zbiorniku pod względem ekologicznym. Obciążenie biogenami pochodzącymi z zanęty nie przekraczało ładunku azotu i fosforu dostarczanego ze zlewni. Zaznaczono jednak, że większa presja wędkarska może prowadzić do znacznego wzrostu stężenia składników odżywczych z zanęt, a w konsekwencji do wzrostu produkcji pierwotnej w zbiorniku wodnym. W oparciu o uzyskane wyniki przeprowadzono modelowanie symulacyjne, w celu oceny wpływu wędkarstwa rekreacyjnego na ekosystemy wodne i jego związku z eutrofizacją. Wniosek potwierdzał wcześniejsze obserwacje: wrażliwość zbiorników wodnych na dodatkowy ładunek składników pokarmowych, w tym przypadku z zanęt, jest silnie związana z ich właściwościami hydrologicznymi, warunkami geologicznymi zlewni, przepływem, głębokością, temperaturą wody. Autorzy doniesienia proponują, by informować wędkarzy o ewentualnej postępującej degradacji zbiornika użytkowanego wędkarsko, wynikającej ze stosowania zanęt w celu ograniczenia tych produktów. Ważne jest także skierowanie uwagi wędkarzy na wybór zanęt o niskim potencjale eutrofizacji. Dlatego



Fot. 2. Zawody wędkarskie na Kanale Żerańskim (fot. A. Wołos).

rekomendują wprowadzenie oznaczeń na produktach tego typu. Autorzy pracy uważają, że mimo iż „holistyczne podejście wędkarza do ekosystemu” jest łatwiejsze na gruncie lokalnym, to konieczne jest zintegrowane zarządzanie zbiornikami użytkowanymi wędkarsko. Aby udoskonalić wędkarstwo rekreacyjne i kontrolować eutrofizację sugerują wprowadzenie:

- skoordynowanych działań wśród regionalnych władz,
- obowiązku informacji nt. składu chemicznego zanęt,
- limitów zawartości zanęty w zawodach wędkarskich.

Według Amaral i in. (2015) wdrożenie ww. działań nie tylko uchroni przed zakazem stosowania zanęt w połowach rekreacyjnych, ale i przyczyni się do poprawy wędkarstwa.

Podsumowanie

Globalny rozwój gospodarczy, rekreacyjne wykorzystanie zasobów naturalnych, wzrost gęstości zaludnienia pociąga za sobą zmiany we wszystkich typach ekosystemów, nie tylko wodnych (Oro i in. 2013). Dążymy do korzystania z diet o wysokiej jakości odżywczej i gęstości energetycznej, a usuwając odpady wpływamy na interakcje w łańcuchach pokarmowych i procesy w ekosystemach. Stosowanie zanęt przez wędkarzy to jedna z takich form modyfikowania ekosystemów wodnych przez człowieka. Jest powszechną praktyką w całej Europie, Ameryce Północnej czy RPA, zwłaszcza w słodkowodnych rekreacyjnych połowach ryb karpiowatych (Wołos i in. 1992, Roberts i in. 2017, Mehner i in. 2019).

Nawet niewielkie ilości zanęty wprowadzone do ekosystemu powodują zmiany w populacji ryb bentosożernych i wszystkożernych. Zanęty cechuje bowiem wysoka jakość odżywcza i są łatwo dostępnym pokarmem. Dlatego znacząco modyfikują zwłaszcza zachowania ryb, skład ich ciała i wzrost. Mehner i in. (2019) udokumentowali, że wprowadzenie zanęty przez rekreacyjnych wędkarzy wywołało kaskadę zmian w populacji ryb wszystko- i bentosożernych. Zmieniła się przede wszystkim ich nisza ekologiczna, aktywność żerowania, preferencje pokarmowe, tempo wzrostu. Zanęty zaczęły stanowić znaczną część diety tych ryb. Udowodniono, że populacje brzany w rzekach Anglii są w dużym stopniu uzależnione od przynęt wprowadzanych przez wędkarzy, które są istotnym subsydium troficznym i oddziałują jak materia allochtoniczna (Basic i in. 2015). Taka zależność od zasobu allochtonicznego jest poważną modyfikacją na wielu poziomach troficznych. Autorzy prac wskazują, że zmianom struktury/dynamiki populacji ryb w jeziorach towarzyszą nie udokumentowane jeszcze konsekwencje dla całego ekosystemu jeziora.

Wędkarstwo rekreacyjne w jeziorach może być korzystne z punktu widzenia wszystkożernych ryb, zwłaszcza jeśli dostarczany pokarm jest łatwo dostępny i cechuje go wysoka strawność, a nęcenie jest miejscowe, powtarzalne i dotyczy wyznaczonych okresów w ciągu roku (Mehner i in. 2019). Nęcenie skutkuje zwiększeniem biomasy populacji (Trebilco i in. 2016), ale i zmianami w relacji drapieżnik-ofiara (Rodewald i in. 2011). Autorzy przytaczanych prac podkreślają jednak, że długofalowe konsekwencje dla ekosystemów są bezsporne i wymagają stałego monitoringu.

Badania przeprowadzono w ramach tematu statutowego S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza.

Literatura

- Amaral S.D., Brito D., Ferreira M.T., Neves R., Franco A. 2015 – Modeling water quality in reservoirs used for angling competition: Can groundbait contribute to eutrophication? – *Lake Reserv. Manag.* 29: 257-269.
- Arlinghaus R., Niesar M. 2005 – Nutrient digestibility of angling baits for carp, *Cyprinus carpio*, with implications for groundbait formulation and eutrophication control – *Fish. Manag. Ecol.* 12: 91-97.
- Basic T., Britton J.R. 2015 – Utility of fish scales from stock assessment surveys in stable isotope analysis for initial assessments of trophic relationships in riverine fish communities – *J. Appl. Ichthyol.* 31: 296-300.
- Basic T., Britton J.R., Jackson M.C., Reading P., Grey J. 2015 – Angling baits and invasive crayfish as important trophic subsidies for a large cyprinid fish – *Aquat. Sci.* 77:153-160.
- Cryer M., Edwards R.W. 1987 – The impact of angler groundbait on benthic invertebrates and sediment respiration in a shallow eutrophic reservoir – *Environ. Pollut.* 46 (2): 137-150.
- Mehner T., Rapp T., Monk C.T., Beck M.E., Trudeau A., Kiljunen M., Hilt S., Arlinghaus R. 2019 – Feeding aquatic ecosystems: whole-lake experimental addition of angler's ground bait strongly affects omnivorous fish despite low contribution to lake carbon budget – *Ecosystems* 22: 346-362.
- Oro D., Genovart M., Tavecchia G., Fowler M.S., Martinez-Abrain A. 2013 – Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans – *Ecol. Lett.* 16: 1501-14.
- Rapp T., Meinelt M., Krüger A., Arlinghaus R. 2008 – Acute toxicity of preservative chemicals in organic baits used in carp, *Cyprinus carpio*, recreational fishing – *Fish. Manag. Ecol.* 15: 163-166.
- Roberts C.G., Basic T., Trigo F.A., Britton J.R. 2017 – Trophic consequences for riverine cyprinid fishes of angler subsidies based on marine-derived nutrients – *Freshw. Biol.* 62: 894-905.
- Rodewald A.D., Kearns L.J., Shustack D.P. 2011 – Anthropogenic resource subsidies decouple predator-prey relationships – *Ecol. Appl.* 21: 936-43.
- Trebilco R., Dulvy N.K., Anderson S.C., Salomon A.K.. 2016 – The paradox of inverted biomass pyramids in kelp forest fish communities – *Proc. R Soc. B Biol. Sci.* 283: .
- Wótos A., Todorowicz M., Grabowska K. 1992 – Effect of ground-baiting on anglers, catches and nutrient budget of water bodies as exemplified by Polish lakes – *Aquac. Fish. Manag.* 23: 499-509.

Czy typ użytkowania rybackiego ma wpływ na strukturę zespołów ryb w jeziorach północnej Polski?

*Andrzej Kapusta¹, Elżbieta Bogacka-Kapusta², Tomasz K. Czarkowski³,
Bartosz Czarnecki¹, Arkadiusz Duda¹, Joanna Hutorowicz¹, Sylwia Jarmołowicz¹,
Agnieszka Napiórkowska-Krzebietke¹, Maja Prusińska¹, Konrad Stawecki¹,
Piotr Traczuk², Grzegorz Wiszniewski¹*

¹Zakład Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

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

³Komisja Ochrony i Zarządzania Zasobami Przyrodniczymi Polskiej Akademii Nauk,
Oddział w Olsztynie i w Białymstoku z siedzibą w Olsztynie

Wstęp

Skład i struktura gatunkowa zespołów ryb jezior północnej półkuli podlegają naturalnym i antropogenicznym zmianom. Czynniki kształtujące zmienność zespołów ryb stanowią istotną kwestię rozpatrywaną w kontekście ekologicznym, gospodarczym oraz społecznym (Poikane i in. 2017). W latach 70. sformułowano model zmian zespołów ryb w jeziorach pod wpływem procesu eutrofizacji (Colby i in. 1972). Wspomniany model zakłada, że wraz z postępującą eutrofizacją wód, dominujące w jeziorach oligotroficznych ryby łososiowate ustępują karpiołatym. Ze wzrostem stanu troficznego wód powiązано zwiększenie liczebności drobnych ryb karpiołatych, które z gospodarczego punktu widzenia uznawane są za tzw. ryby małowenne.

Model koncepcyjny opisujący stopniowe następstwo zgrupowań ryb jeziornych od dominacji łososiowatych, przez dominację okonia i wreszcie karpiołatych wraz z rosnącym gradientem troficznym (Colby i in. 1972) został częściowo zakwestionowany w europejskich jeziorach (Holmgren i Appelberg 2000, Olin i in. 2002, Diekmann i in.

2005, Ritterbusch i in. 2014). Morfometria jeziora, definiowana powierzchnią i głębokością, uważana jest za najważniejszy naturalny czynnik wpływający na skład lokalnych zespołów ryb (Jeppesen i in. 2000, Olin i in. 2002, Mehner i in. 2007). Wiele badań wykazało, że bogactwo gatunkowe zespołów ryb w jeziorach jest silnie związane z obszarem, prawdopodobnie w wyniku większej złożoności i stabilności siedlisk w dużych jeziorach. Z drugiej strony niewiele badań dotyczyło wpływu czynników antropogenicznych na lokalną różnorodność ryb oraz strukturę zespołów ryb. Bogactwo gatunków ryb było jednostronnie lub dodatnio związane z antropogenicznie zwiększoną produktywnością i stanem troficznym jezior (Jeppesen i in. 2000, Olin i in. 2002), a produktywność jezior była ważnym predyktorem liczebności i biomasy ryb w jeziorach (Mehner i in. 2005, 2007).

W publicznych wodach śródlądowych Polski, podzielonych na tzw. obwody rybackie, gospodarowanie może odbywać się według kilku modeli. Wołos i Falkowski (2003) zaproponowali podział gospodarki rybackiej na cztery modele, tj. rybacka towarowa, rybacko-wędkarska, wędkarska i wyspecjalizowana. Podstawą tego podziału było założenie priorytetowego typu gospodarowania. Gospodarowanie rybacko-wędkarskie oraz wędkarskie dominuje w zdecydowanej większości wód śródlądowych (Wołos 2013). Celem badań była analiza danych dotyczących składu gatunkowego oraz struktury zespołów ryb w jeziorach poddanych zróżnicowanej presji połowowej. Grupę analizowanych jezior podzielono pod względem priorytetowego typu gospodarowania.

Materiał i metody

Materiał badawczy stanowią wyniki połowów ryb wykonanych w latach 2016-2020 zestawem sieci nordyckich według normy CEN 14757. Procedura oparta jest na losowych połowach w zdefiniowanych warstwach zbiornika wodnego. Ryby poławiano w denne oraz pelagiczne sieci nordyckie w zdefiniowanych strefach głębokości. Pierwszy wariant sieci nordyckich składa się z 12 paneli o długości 2,5 m, wysokości 1,5 m oraz rozmiarach boku oczka od 5 do 55 mm. Sieci typu pelagicznego składają z 11 paneli o długości 2,5 m, wysokości 6 m oraz rozmiarach boku oczka od 6,25 do 55 mm. Liczbę i zakres głębokości, na których należy rozstawić sieci, określa norma CEN 14757. Użycie odpowiedniej liczby sieci (nakładu połowowego) powinno umożliwić wykrycie przynajmniej połowy gatunków zasiedlających jezioro oraz oddać ich relacje ilościowe (Appelberg i in. 1995). Sieci w poszczególnych warstwach powinny być rozstawione losowo, tzn. nie powinny znajdować się w jednym miejscu i nie należy wybierać tylko takich miejsc, gdzie spodziewamy się dużej liczby ryb. Czas ekspozycji sieci wynosił 12 godzin, a połowy ryb rozpoczynano około godziny 18.

Złowione osobniki identyfikowano pod względem gatunkowym. Wszystkie osobniki gatunków nielicznie występujących w połowach oraz kilkadziesiąt osobników gatunków najliczniejszych zmierzono (± 1 mm) i zważono ($\pm 0,1$ g).

Kolejnym etapem analiz było określenie udziału liczbowego i udziału wagowego poszczególnych gatunków. Dla każdego gatunku wyliczono wskaźnik dominacji (D_i):

$$D_i = 100 \times n_i \times (\sum n_i)^{-1},$$

gdzie: n_i – liczba osobników gatunku i .

Podobnie określono wskaźnik dominacji na podstawie biomasy (B_i):

$$B_i = 100 \times w_i \times (\sum w_i)^{-1},$$

gdzie: w_i – oznacza biomasę złowionych osobników gatunku „ i ” w stosunku do biomasy ryb wszystkich złowionych gatunków.

Kolejnym etapem analizy danych było określenie liczebności oraz biomasy ryb w przeliczeniu na jednostkę nakładu połowowego. Liczebność na jednostkę nakładu połowowego (CPUE) stanowiła całkowita liczba złowionych ryb w ciągu jednej nocy w jedną sieć. Analogicznie określono biomasę (g) złowionych ryb na jednostkę nakładu połowowego (WPUE). Zagęszczenie ryb, określone na podstawie liczebności (CPUE) i biomasy (WPUE), przeliczono na 100 m² powierzchni sieci. Zespoły ryb zostały podzielone na grupy funkcjonalne: łososiowate (sielawa, sieja i troć jezirowa), drapieżne (szczupak, sum, sandacz, boleń, miętus, węgorz), okoń, karpowate (gatunki z rodziny karpowatych z wyjątkiem bolenia oraz hybrydy ryb karpowatych) oraz inne (koza, ciernik, jazgarz, jesiotr syberyjski).

Klasyfikację stanu troficznego jezior dokonano na podstawie indeksu stanu troficznego TSI zaproponowanego przez Carlsona (Carlson 1977). Posłużono się najprostszym i łatwym do interpretacji wskaźnikiem, którym jest widzialność krążka Secchiego. Wartość TSI_(SD) wyznacza się, korzystając ze wzoru, w którym średnią widzialność krążka Secchiego podaje się w metrach:

$$TSI_{(SD)} = 60 - 4,41 \times \ln SD$$

Bazę danych stanowiła grupa 105 jezior zlokalizowanych w pasie pojezierzy północnej Polski. Jeziora zostały podzielone na podstawie priorytetowego typu użytkowania. W jeziorach zakwalifikowanych do typu wędkarskiego priorytetową funkcją jest połów ryb metodami typowymi dla wędkarstwa, w ramach tzw. amatorskich połowów rekreacyjnych. Typ rybacko-wędkarski, dla uproszczenia nazywany rybackim, zakłada prowadzenie połowów gospodarczych na skalę gospodarczą oraz eksploatację wędkarską. Ostatnią grupę stanowiły jeziora, które istotnie różniły się pod względem presji połowo-

wej od powyższych grup. W tej kategorii znalazły się jeziora położone na obszarach chronionych (parki narodowe, rezerваты przyrody), w których nie prowadzono gospodarczych ani rekreacyjnych połowów ryb lub odbywały się w bardzo ograniczonym zakresie. Powierzchnia wszystkich analizowanych jezior wahała się od 6 do 461 ha. Szczegółową charakterystykę analizowanych jezior przedstawiono w tabeli 1.

Średnie wartości parametrów charakteryzujących jeziora oraz zespoły ryb porównano za pomocą jednoczynnikowej analizy wariancji. Test Tukeya dla nierównych grup zastosowano w analizach post-hoc. Zależność pomiędzy WPUE a stanem troficznym $TSI_{(SD)}$ określono za pomocą korelacji Spearmana. Grupy funkcjonalne zespołów ryb porównano za pomocą testu χ^2 . Analizy statystyczne wykonano stosując program Statistica 12 (StatSoft, Tulsa, USA).

Wyniki

Charakterystyka jezior

Najliczniejszą grupę jezior stanowiły zbiorniki zakwalifikowane do rybackiego typu użytkowania, a najmniej jezior należało do typu specjalnego użytkowania (tab. 1). Jeziora różniły się istotnie statystycznie pod względem powierzchni, widzialności krążka Secchiego oraz stanu troficznego ($P < 0,05$). Głębokość maksymalna, odczyn wody oraz przewodnictwo elektrolityczne nie różniły się istotnie statystycznie ($P > 0,05$).

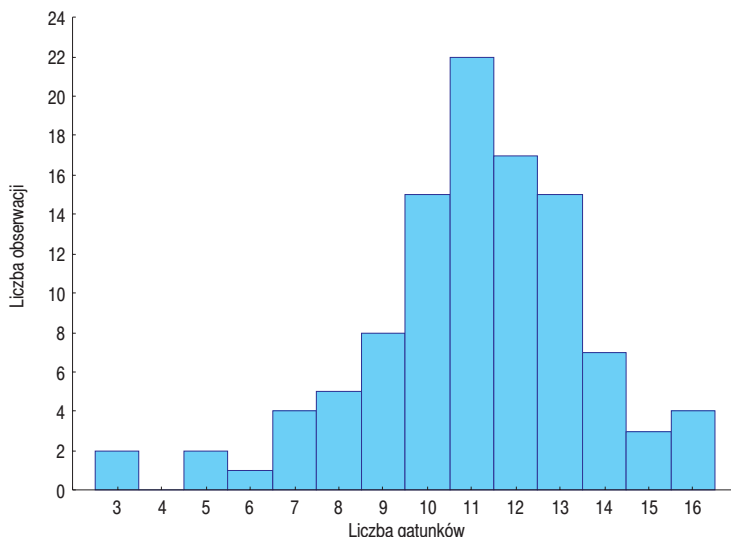
Tabela 1

Powierzchnia, głębokość maksymalna, widzialność krążka Secchiego, indeks stanu troficznego ($TSI_{(SD)}$), przewodnictwo elektrolityczne oraz odczyn wody porównywanych jezior (wartości średnie i zakres)

Typ użytkowania	N	Powierzchnia (ha)	Głębokość maksymalna (m)	Widzialność krążka Secchiego (m)	$TSI_{(SD)}$	Przewodnictwo elektrolityczne ($mS\ cm^{-1}$)	pH
Rybacki	53	121,5 ^a (17-461)	16,0 (3,0-54,4)	1,5 ^a (0,1-6,2)	59,4 ^b (33-92)	311 (117-620)	8,6 (7,6-9,5)
Wędkarski	38	70,4 ^b (6-355)	12,2 (2,0-33,2)	2,3 ^b (0,2-6,2)	52,5 ^a (34-80)	265 (51-527)	8,4 (7,6-9,8)
Specjalny	14	119,5 ^a (6-423)	11,7 (2,8-43,0)	2,4 ^b (0,1-7,0)	53,4 ^{ab} (32-93)	240 (18-555)	8,2 (7,8-9,4)

Charakterystyka zespołów ryb

Bogactwo gatunkowe zespołów ryb wahało się od 3 do 16 (rys. 1). W analizowanych jeziorach najczęściej odnotowano 11 gatunków ryb. Bogactwo gatunkowe zespołów ryb wyróżnionych grup jezior różniło się istotnie statystycznie (tab. 2; $P < 0,05$). Średnio najwięcej gatunków odnotowano w jeziorach użytkowanych rybacko, a najmniej w jeziorach



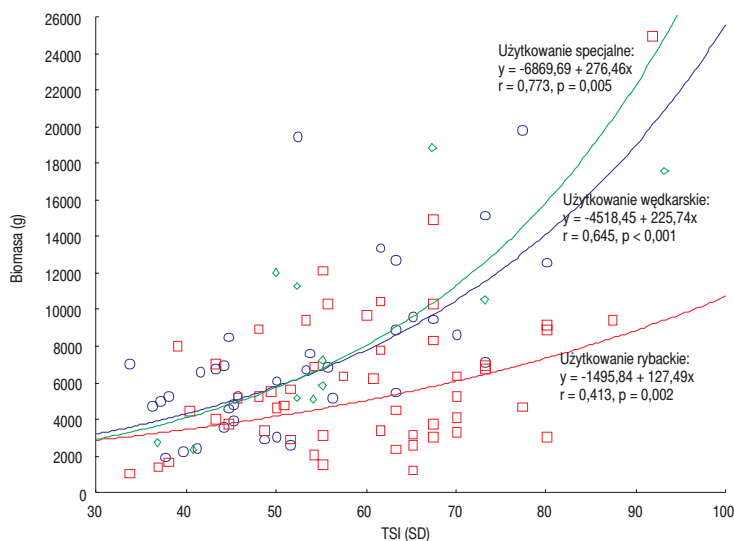
Rys. 1. Rozkład bogactwa gatunkowego zespołów ryb analizowanych jezior (N =105).

Tabela 2

Charakterystyka bogactwa gatunkowego, względnego zagęszczenia na podstawie liczebności (CPUE, osobniki/100 m² sieci/noc), względnego zagęszczenia na podstawie biomasy (WPUE, g/100 m² sieci/noc) oraz względnego udziału grup funkcjonalnych (wartości średnie i zakres)

Typ użytkowania	Bogactwo gatunkowe	CPUE	WPUE	Udział wagowy (%)				
				łososiowate	drapieżne	okoń	karpiowate	inne
Rybacki	11,7 ^b (6-16)	430,6 (52-2694)	6136,5 (1077-25032)	1,6 (0-19,7)	7,4 (0-37,7)	27,0 ^b (9,2-59,5)	61,4 ^b (23,6-86,1)	2,5 ^b (0-12,7)
Wędkarski	10,6 ^{ab} (5-16)	313,8 (48-1444)	7323,9 (1967-19864)	1,2 (0-29,3)	6,9 (0-41,0)	20,4 ^a (1,5-54,0)	70,1 ^a (41,5-89,0)	1,3 ^a (0-4,3)
Specjalny	9,9 ^a (3-13)	428,2 (11,9-1291)	7417,3 (586-18859)	1,4 (0-12,7)	13,7 (0-53,9)	30,1 ^b (8,6-45,6)	53,5 ^b (0,7-82,5)	1,3 ^a (0,0-5,5)

użytkowanych w typie specjalnym. Zagęszczenie zespołów ryb określone na podstawie liczebności (CPUE) oraz biomasy (WPUE) nieznacznie różniło się w jeziorach porównywanych grup rybackiego użytkowania ($P > 0,05$). Jeziora użytkowane w typie specjalnym wyróżniały się najwyższym WPUE, a w typie rybackim najwyższym CPUE. Średnie CPUE w grupie jezior użytkowanych rybacko było wyższe niż w grupie użytkowanych wędkarsko. W przypadku WPUE odnotowano odwrotną zależność. Porównanie tych dwóch parametrów w grupach jezior użytkowanych rybacko lub wędkarsko wskazuje, że jeziora użytkowane w typie rybackim wyróżniają się zespołami ryb o mniejszych rozmiarach ciała. Siła korelacji pomiędzy typem użytkowania a stanem troficznym zmieniała się

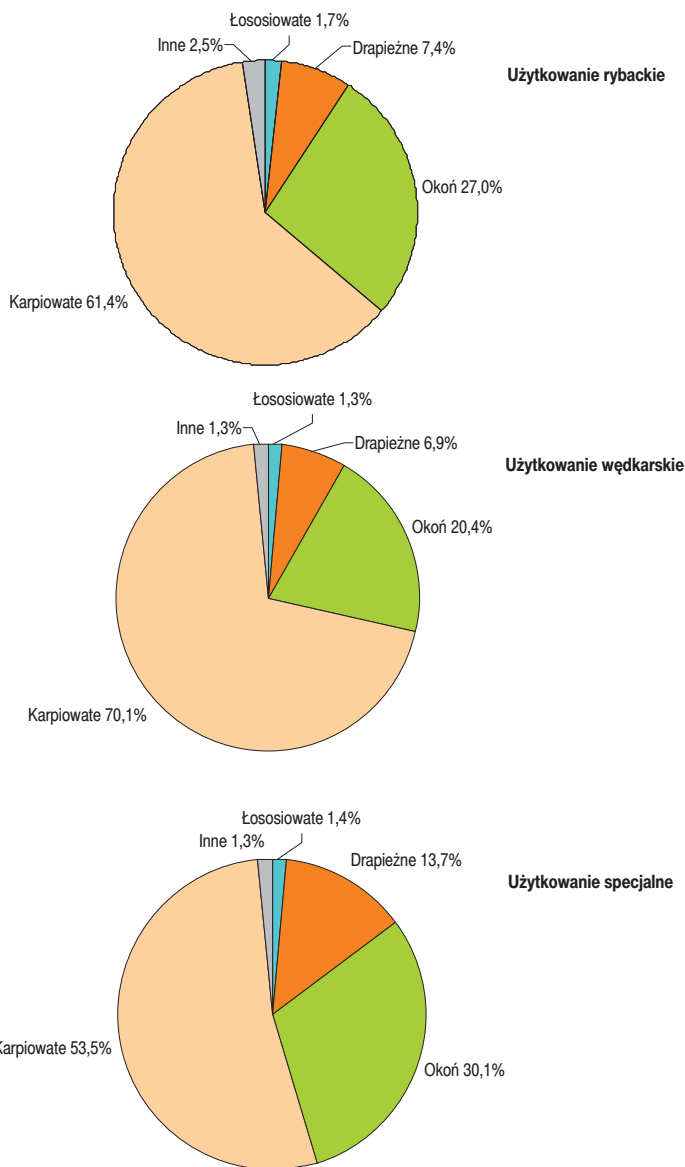


Rys. 2. Zależność pomiędzy zagęszczeniem ryb ocenionym na podstawie biomasy a stanem troficznym jezior określonym na podstawie widzialności krążka Secchiego w trzech typach jezior różniących się sposobem użytkowania zespołów ryb.

od specjalnego do rybackiego. Korelacja pomiędzy stanem troficznym jezior a zagęszczeniem ryb (WPUE) miała najsilniejszy przebieg w przypadku jezior użytkowanych w typie specjalnym ($r = 0,773$), a najłagodniejszy w typie rybackim ($r = 0,413$) (rys. 2). W tym ostatnim przypadku linia opisująca tę zależność ma przebieg mocno spłaszczony. Wskazuje to, że biomasa ryb w jeziorach użytkowanych w typie rybackim w mniejszym stopniu kształtowana jest przez trofę wody.

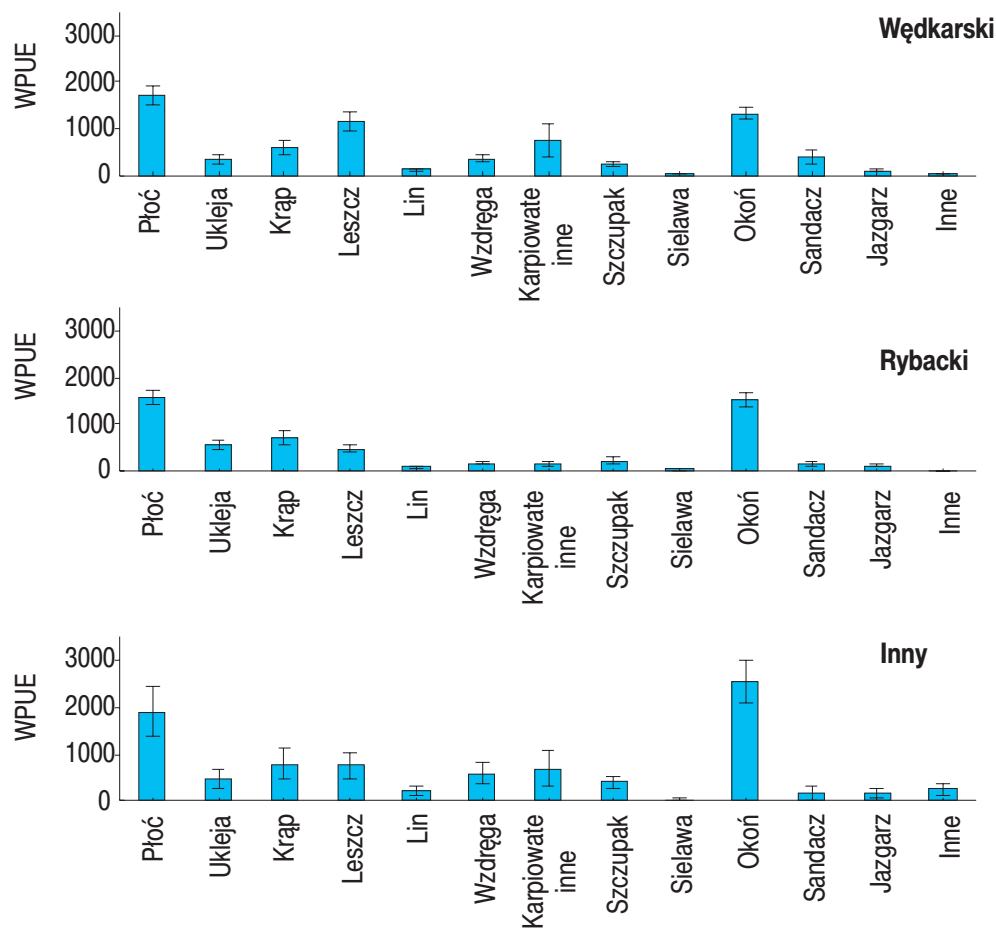
We wszystkich typach użytkowania jezior największą część biomasy zespołów ryb stanowiły karpiowate. Średni udział ryb karpiowatych był najwyższy w jeziorach użytkowanych wędkarsko (tab. 2; $P < 0,05$). Po karpiowatych pod względem udziału wagowego w strukturze zespołów ryb drugi był okień. Udział okonia wahał się od 1,5 do 59,5%. Wśród porównywanych typów użytkowania najwyższy średni udział okonia osiągnął w specjalnym typie użytkowania (30,1%), a najniższy w wędkarskim (20,4%) ($P < 0,05$). Udział wagowy ryb drapieżnych był bardzo zmienny. Wahał się od 0 do 53,9% biomasy zespołów ryb. Wśród porównywanych typów użytkowania najwyższy średni udział ryby drapieżne osiągnęły w specjalnym typie użytkowania (13,7%), a najniższy w wędkarskim (6,9%).

Struktura zespołów ryb oceniona na podstawie wyróżnionych grup funkcjonalnych różniła się istotnie statystycznie pomiędzy użytkowaniem wędkarskim i specjalnym. Struktura zespołów ryb jezior użytkowanych rybacko nie różniła się istotnie statystycznie od struktury zespołów ryb użytkowanych wędkarsko lub specjalnie (rys. 3). Biorąc pod



Rys. 3. Porównanie struktury zespołów ryb w trzech typach jezior różniących się sposobem użytkowania.

uwagę strukturę zespołów ryb w jeziorach trzech typów użytkowania, zdecydowanie dominującymi gatunkami w połowach były okoń i płoć (rys. 4). Inne ważne gatunki to leszcz, krąp, ukleja i wzdregę. We wszystkich typach użytkowania WPUE tych gatunków było istotnie większe, w porównaniu do lina, szczupaka czy sandacza, tj. gatunków uznawanych za cenne gospodarczo.



Rys. 4. Porównanie biomasy ryb w jeziorach w trzech typach użytkowania. WPUe – biomasa gatunku w g/100 m²/noc.

Dyskusja

Analiza zespołów ryb odławianych komercyjnie może być dobrym wskaźnikiem stanu troficznego jezior (Leopold i in. 1986), aczkolwiek może też zależeć od zmiany presji połowowej. Przedstawione dane sugerują, że w polskich jeziorach generalny wzorzec struktury zespołów ryb jest podobny do innych krajów środkowoeuropejskich (Diekmann i in. 2005, Ritterbusch in. 2014, Virbickas i Stakėnas 2016). Okoń i płoć osiągają najwię-

kszą biomasę w jeziorach. Zwykle towarzyszy im kilka gatunków osiągających niższe zagęszczenie. Najczęściej są to leszcz, krąp, ukleja lub wzdręga. Gatunki cenne gospodarczo, tj. lin, szczupak, sielawa lub sandacz rzadko osiągają podobne zagęszczenie. W mezotroficznych i eutroficznych jeziorach południowej Finlandii odnotowano wyraźną zmianę zagęszczenia zespołów ryb oraz wzrost udziału ryb karpiowatych wraz ze wzrostem trofii (Olin i in. 2002). Zagęszczenie płoci i okonia w fińskich jeziorach było znacznie niższe w porównaniu do jezior północnej Polski.

Interesująco przedstawia się porównanie jezior, w których występowały równocześnie ukleja i sielawa. Takich zbiorników było 19, spośród których w 10 ukleja osiągała wyższe zagęszczenie niż sielawa. Średnie WPUE sielawy i uklei wynosiło odpowiednio 171,8 i 295,2 g/100 m² sieci/noc. Najczęściej niski WPUE sielawy w porównaniu do uklei może być powiązany z postępującą eutrofizacją wód. Skrajnym przykładem są relacje obu gatunków w jeziorze Jasień Południowy, w którym zagęszczenie uklei było prawie 175-krotnie wyższe od zagęszczenia sielawy.

Odmienne wzorce CPUE oraz WPUE w jeziorach użytkowanych rybacko lub wędkarsko można powiązać z selektywną presją połowową. W jeziorach użytkowanych rybacko presja połowowa skutkuje mniejszymi rozmiarami ryb. Wstrzymanie połowów sieciowych może na początku prowadzić do wzrostu rozmiarów ciała niektórych gatunków. Jednakże presja połowowa nie jest jedynym czynnikiem decydującym o rozmiarach ciała ryb (Skov i in. 2017). Zagęszczenie ryb, szczególnie w powiązaniu z zasobami pokarmu, również wpływa na tempo wzrostu i osiąganymi rozmiarami. W szerszym ujęciu rozmiary ciała ryb zależą przede wszystkim od położenia geograficznego oraz warunków klimatycznych (Brucet i in. 2013).

Wyniki badań dotyczących jezior północnej Polski przedstawiają strukturę zespołów ryb jezior różniących się typem użytkowania. Najczęściej analizy dotyczące ryb jeziorowych opierały się na danych pochodzących z połowów gospodarczych lub rekreacyjnych. Przed upowszechnieniem sieci wielooczkowych typu nordyckiego połowy gospodarcze były najłatwiej dostępnym źródłem danych charakteryzujących ryby jeziorowe. Zarówno gospodarcze, jak i rekreacyjne połowy ryb są selektywne (Czarkowski i Kapusta 2016, Kapusta i in. 2017). Dlatego opieranie się tylko na takich danych może prowadzić do błędnego postrzegania stanu ichtiofauny.

Użytkowanie rybackie zbiorników wodnych, z odłowami i zarybieniami, prowadzi do ujednolicenia struktury zespołów ryb (Matern i in. 2019). Przedstawiona analiza wykazała, że jeziora poddane najniższej presji połowowej wyróżniają się największym zagęszczeniem ryb, najwyższym udziałem ryb drapieżnych i okonia oraz najniższym udziałem ryb karpiowatych. Jeziora użytkowane rybacko lub wędkarsko nie wykazują tak wyraźnych różnic. Sposób użytkowania nie ma wpływu na bioróżnorodność ichtiofauny.

Bez względu na model użytkowania rybackiego większe i głębsze jeziora były najbogatsze i najbardziej zróżnicowane pod względem gatunków ryb. Pozytywny związek między bogactwem gatunkowym a głębokością lub objętością jezior może odzwierciedlać większą stabilność środowiska w dużych i głębokich jeziorach niż w małych i płytkich.

Literatura

- Appelberg M., Berger H. M., Hesthagen T., Kleiven E., Kurkilahti M., Raitaniemi J., Rask M. 1995 – Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring – *Water Air Soil. Pollut.* 85: 401-406.
- Brucet S., Pedron S., Mehner T., Lauridsen T., Argillier Ch., Winfield I., Volta P., Emmrich M., Hesthagen T., Holmgren K., Benejan L., Kelly F., Krause T., Palm A., Rask M., Jeppesen E. 2013 – Fish diversity in European lakes: geographical factors dominate over anthropogenic pressures – *Freshw. Biol.* 58: 1779-1793.
- Carlson R.E. 1977 – A trophic state index for lakes – *Limnol. Oceanogr.* 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 – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 29: 975-983.
- Czarkowski T.K. Kapusta A. 2016 – Wędkarstwo czy rybołówstwo? – W: *Rybacktwo i wędkarstwo w 2015 roku* (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 63-87.
- Diekmann M., Bramick U., Lemcke R. Mehner T. 2005 – Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities – *J. Appl. Ecol.* 42: 901-909.
- Holmgren K., Appelberg M. 2000 – Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients – *J. Fish Biol.* 57: 1312-1330.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Sørndergaard M., Lauridsen T., Landkildehus F. 2000 – Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient – *Freshw. Biol.* 45: 201-218.
- 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, Warszawa: 94-115.
- Leopold M., Bnińska M., Nowak W. 1986 – Commercial fish catches as an index of lake eutrophication – *Arch. Hydrobiol.* 106: 513-524.
- Matern S., Emmrich M., Klefoth T., Wolter C., Nikolaus R., Wegener N., Arlinghaus R. 2019 – Effect of recreational fisheries management on fish biodiversity in gravel pit lakes, with contrasts to unmanaged lakes – *J. Fish Biol.* 94: 865-881.
- Mehner T., Diekmann M., Brämick U., Lemcke R. 2005 – Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human use intensity – *Freshw. Biol.* 50: 70-85.
- Mehner T., Holmgren K., Lauridsen T. L., Jeppesen E., Diekmann M. 2007 – Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European 'Central Plains' ecoregion – *Freshw. Biol.* 52: 2285-2297.

- Olin M., Rask M., Ruuhljärvi 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.
- Poikane S., Ritterbusch D., Argillier C., Białokoz W., Blabolil P., Breine J., Jaarsma N.G., Krause T., Kubecka J., Lauridsen T.L., Noges P., Peirson G., Virbickas T. 2017 – Response of fish communities to multiple pressures: development of a total anthropogenic pressure intensity index – Sci Total Environ. 586: 502-511.
- Ritterbusch D., Brämick U., Mehner T. 2014 – A typology for fish-based assessment of the ecological status of lowland lakes with description of the reference fish communities – Limnologica 49: 18-25.
- Skov C., Jansen T., Arlinghaus R. 2017 – 62 years of population dynamics of European perch (*Perca fluviatilis*) in a mesotrophic lake tracked using angler diaries: The role of commercial fishing, predation and temperature – Fish. Res. 195: 71-79.
- Virbickas T., Stakėnas S. 2016 – Composition of fish communities and fish-based method for assessment of ecological status of lakes in Lithuania – Fish. Res. 173: 70-79.
- Wołos A. 2013 – Porównanie efektów wędkowania w wodach użytkowanych przez wybrane okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego i gospodarstwa rybne – Komun. Ryb. 5: 1-7.
- Wołos A., Falkowski S. 2003 – Typ prowadzonej gospodarki rybnej i jej racjonalność. Uwagi do Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 29 marca 2002 roku w sprawie operatu rybnego – Komun. Ryb. 2: 1-4.

Deficyty tlenowe w jeziorach Polski w 2020 roku

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

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

²Katedra Hydrobiologii i Zoologii Ogólnej, Uniwersytet Szczeciński

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

⁴Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

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

⁶Gospodarstwo Rybackie w Suwałkach, Polski Związek Wędkarski

Wstęp

Tlen należy do najważniejszych gazów rozpuszczonych w wodzie. Pochodzi z atmosfery oraz fotosyntezy organizmów autotroficznych. Jest zużywany w procesach rozkładu (destrukcji) materii organicznej, głównie z udziałem bakterii oraz w procesach chemicznych. Zawartość tlenu w wodzie zależy od wielu czynników fizycznych i chemicznych, z których najważniejsze to: temperatura, ciśnienie atmosferyczne i hydrostatyczne, ilość materii organicznej i jej podatność na rozkład, zasolenie, odczyn pH, żyzność jeziora, a także powierzchnia, głębokość i typ miktyczny jeziora, tj. częstość i intensywność mieszania wody.

Większość organizmów wodnych potrzebuje do życia tlenu, choćby w niewielkiej ilości. Poszczególne grupy organizmów, a w ich obrębie rodzaje, a nawet gatunki jednego rodzaju różnią się pod względem wymagań tlenowych. Na przykład zooplankton skorupiakowy jest stosunkowo odporny na niedobory tlenu w wodzie (Karpowicz i in. 2020) i może tolerować stężenia w zakresie 1–2 mg O₂/l, natomiast dawka powodująca śmierć wynosi < 0,5 mg O₂/l (Stalder i Marcus 1997). Ryby są bardziej wrażliwe na niedotlenienie

i bardzo zróżnicowane pod względem wymagań tlenowych. Opuszyński (1979) podzielił ryby, w zależności od ich zapotrzebowania tlenowego na 4 grupy:

- grupa I – ryby wymagające bardzo dużej ilości tlenu (10–15 mg O₂/l), reprezentowane przez gatunki występujące w chłodnych i szybko płynących rzekach, jak np. pstrąg potokowy, głowacica, strzebla potokowa, śliz;
- grupa II – gatunki wymagające dużej ilości tlenu (7–10 mg O₂/l), czyli lipień, kleń, kiełb, świnka i miętus;
- grupa III – gatunki dobrze znoszące wodę o średniej zawartości tlenu (5–6 mg O₂/l), takie jak brzana, płoć, okoń, szczupak i sandacz;
- grupa IV – gatunki mogące żyć w wodzie o niskiej zawartości tlenu (< 5 mg O₂/l), do których zaliczamy leszcza, suma, karpia, lina i karasia.

Poszczególne gatunki ryb mają różną tolerancję na niedobory tlenu. W przypadku leszcza, okonia, sandacza, czy też lina zawartość tlenu od 1,0 do 3,0 mg O₂/l powoduje trudności oddechowe, zaś w zakresie 0,1–0,8 mg O₂/l jest przyczyną śnięcia ryb (Opuszyński 1979). Generalnie, większość gatunków ryb unika wód, w których stężenie tlenu rozpuszczonego wynosi poniżej 2 mg O₂/l (Eby i Crowder 2002). Niektóre gatunki ryb wykształciły jednak różne mechanizmy pozwalające na krótkotrwałe przebywanie i żerowanie w warstwach wody z deficytem tlenowym (Vanderploeg i in. 2009).

Wartym podkreślenia jest fakt, że znane są gatunki organizmów wodnych ściśle beztlenowe (anaerobowe), które dobrze znoszą obecność siarkowodoru i uważane są za biologiczne wskaźniki obecności tego gazu, natomiast giną w zetknięciu z tlenem. Do takich gatunków należą np. ameba z rodzaju *Pelomyxa* sp., wiciowce z rodzaju *Peranema* sp. oraz wiele orzęsków (*Caenomorphia* sp., *Metopus* sp. i *Saprodinium* sp.) (Czapik 1992). Na szczególną uwagę zasługują wodzienie (*Chaoborus* spp.), dla których przebywanie w ciągu dnia w środowisku o niskiej zawartości tlenu lub nawet jego braku i obecności siarkowodoru jest strategią obronną przed drapieżnikami, jakimi są np. ryby. W warunkach beztlenowych i bez pokarmu potrafią one przeżyć ponad miesiąc. Innym przykładem mogą być larwy ochotkowatych (Chironomidae) – bardzo duże muchówki o czerwonym zabarwieniu wywołanym obecnością hemoglobiny, dzięki której mogą zasiedlać miejsca z niewielką ilością tlenu. Larwy tych muchówek są ważnym składnikiem pokarmu ryb bentosożernych oraz stanowią cenną przynętę wędkarską.

Rozmieszczenie tlenu w ekosystemie wodnym jest niezwykle ważnym czynnikiem abiotycznym odpowiedzialnym za występowanie i rozmieszczenie organizmów (Lampert i Sommer 2001, Karpowicz i in. 2020). W związku z powyższym za celowe uznano przedstawienie warunków tlenowych/beztlenowych w stratyfikowanych i niestratyfikowanych jeziorach położonych na terenie dziewięciu województw północnej Polski.

Badania przeprowadzono w 204 jeziorach o powierzchni ≥ 50 ha położonych na terenie dziewięciu województw (rys. 1). Najwięcej badanych jezior znajdowało się w województwie zachodniopomorskim (54 jeziora) i kujawsko-pomorskim (44 jeziora), zaś najmniej w województwie lubelskim (4 jeziora) i mazowieckim (2 jeziora). Morfometryczna charakterystyka badanych jezior została przedstawiona w tabeli 1. Większość z badanych jezior to jeziora stratyfikowane (uwarstwione w okresie letnim i zimowym).

Map of Poland showing the number of lakes in various voivodeships. The map is color-coded by voivodeship: pomorskie (red), zachodniopomorskie (orange), kujawsko-pomorskie (yellow), warmińsko-mazurskie (green), podlaskie (light green), lubuskie (light blue), wielkopolskie (blue), mazowieckie (dark blue), and lubelskie (purple). Red circles highlight the number of lakes in each voivodeship: 54 in zachodniopomorskie, 22 in pomorskie, 44 in kujawsko-pomorskie, 33 in warmińsko-mazurskie, 13 in podlaskie, 16 in lubuskie, 16 in wielkopolskie, 2 in mazowieckie (Warszawa), and 4 in lubelskie. The map also shows major rivers and lakes.

113

Tabela 1

Charakterystyka badanych jezior

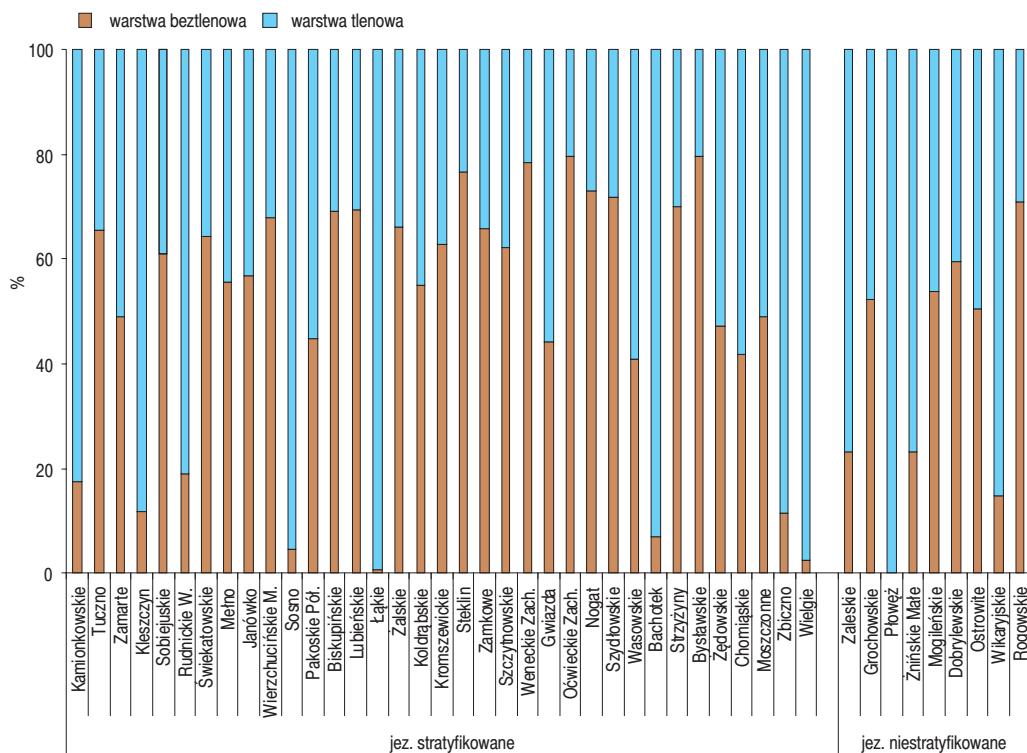
Województwo	Liczba jezior		Powierzchnia (ha)	Głębokość maksymalna (m)	Dorzecze
	jez. stratyfikowane	jez. niestratyfikowane			
kujawsko-pomorskie	35	9	52,3-285,3	3,1-47,0	Odra, Wisła
lubelskie	3	1	57,1-106,4	6,5-38,8	Wisła
lubuskie	12	4	52,3-240,4	0,7-42,0	Odra
mazowieckie	0	2	97,9; 293,1	3,0; 6,2	Wisła
podlaskie	11	2	53,6-159,7	4,6-49,6	Niemen, Wisła
pomorskie	9	13	52,9-250,0	2,0-43,0	Wisła, Odra
warmińsko-mazurskie	12	21	50,9-337,8	1,2-68,0	Wisła, Świeża, Pregota
wielkopolskie	10	6	50,3-260,8	2,0-40,0	Odra
zachodniopomorskie	30	24	50,0-1058,9	1,7-60,0	Odra

pomocą wieloparametrycznej sondy (Yellow Spring Instruments, USA). Przezroczystość wody określano za pomocą krążka Secchiego. Przyjęto, że jeziora z deficytem tlenowym to takie, w których występuje warstwa wody z natlenieniem poniżej 1,0 mg O₂/l. Wartości średnie, udział procentowy oraz korelację pomiędzy miąższością warstwy beztlenowej/tlenowej a głębokością maksymalną jeziora i widzialnością krążka Secchiego obliczono przy użyciu programu STATISTICA 8.0.

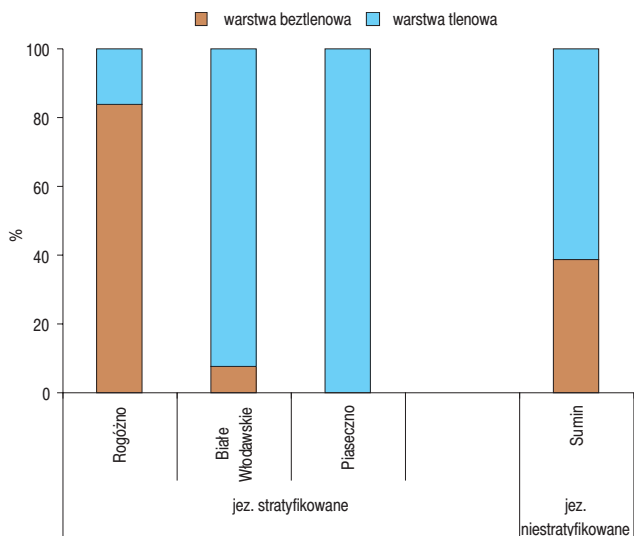
Wyniki

W województwie kujawsko-pomorskim (rys. 2) wśród jezior stratyfikowanych nie stwierdzono takiego, które byłoby natlenione od powierzchni do dna, choć w 4 jeziorach o głębokości od 12,6 do 41,0 m warstwa tlenowa obejmowała > 93% całej kolumny wody. W województwie tym przeważały jeziora, w których warstwa z deficytem tlenowym stanowiła powyżej 50% kolumny wody. W grupie jezior niestratyfikowanych (9 jezior o głębokości od 2,6 do 13,8 m) tylko jedno jezioro (Płowęż o głębokości 4,8 m) było natlenione do dna. W pozostałych jeziorach warstwa beztlenowa zaczynała się na głębokości 4 m i obejmowała 15–71% stupa wody.

W województwie lubelskim przebadano 4 jeziora, wśród których jedno było niestratyfikowane (rys. 3). Miąższość warstwy beztlenowej była dość znacznie zróżnicowana pomiędzy jeziorami, a mianowicie spośród jezior stratyfikowanych jedno było natlenione do dna,



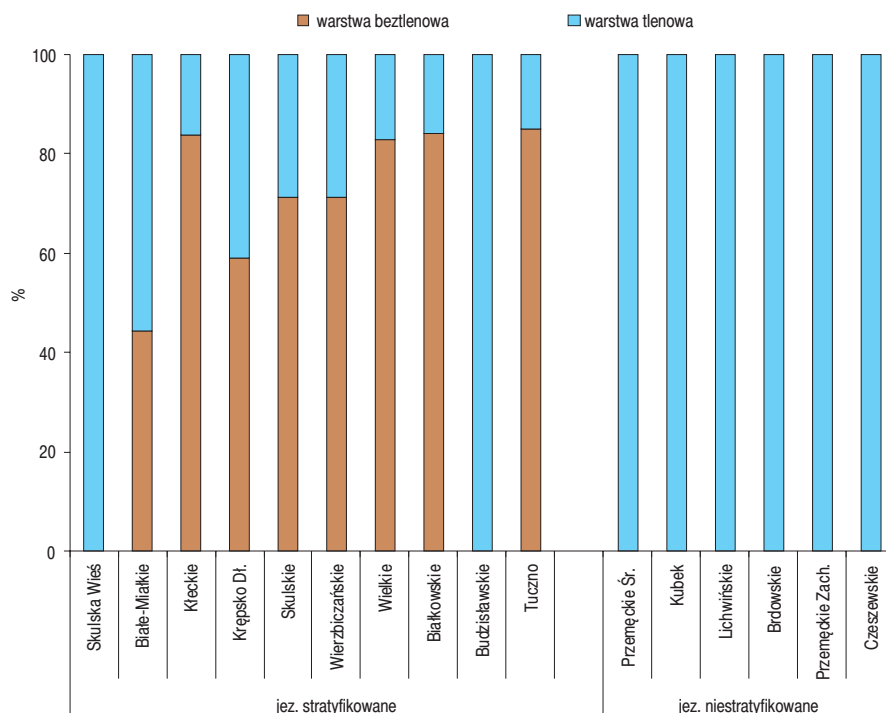
Rys. 2. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej 1,0 mg O₂/l) w całej kolumnie wody w badanych jeziorach stratyfikowanych i niestratyfikowanych województwa kujawsko-pomorskiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.



Rys. 3. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej 1,0 mg O₂/l) w całej kolumnie wody w badanych jeziorach stratyfikowanych i jednym niestratyfikowanym województwa lubelskiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.

w drugim warstwa o niskiej zawartości tlenu ($< 1 \text{ mgO}_2/\text{l}$) i/lub beztlenowa obejmowała 84% słupa wody, natomiast w trzecim z badanych jezior niska zawartość tlenu zaczynała się na głębokości 30 m i obejmowała ok. 8% słupa wody. W jeziorze niestratyfikowanym o głębokości 4,9 m warstwa beztlenowa stanowiła ok. 40% całej kolumny wody.

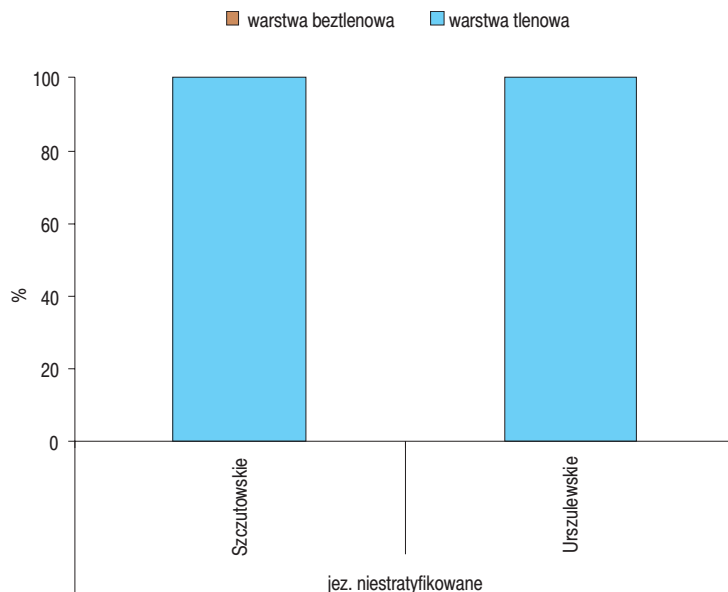
W województwie lubuskim spośród 16 przebadanych jezior tylko 2 jeziora niestratyfikowane o głębokości maksymalnej odpowiednio 0,7 i 2,8 m były natlenione do dna (rys. 4). W pozostałych 2 jeziorach niestratyfikowanych oraz we wszystkich jeziorach stratyfikowanych (głębokość od 8,2 do 41,0 m) warstwa wody o niskiej zawartości tlenu i/lub całkowicie odtleniona obejmowała 37–77% słupa wody.



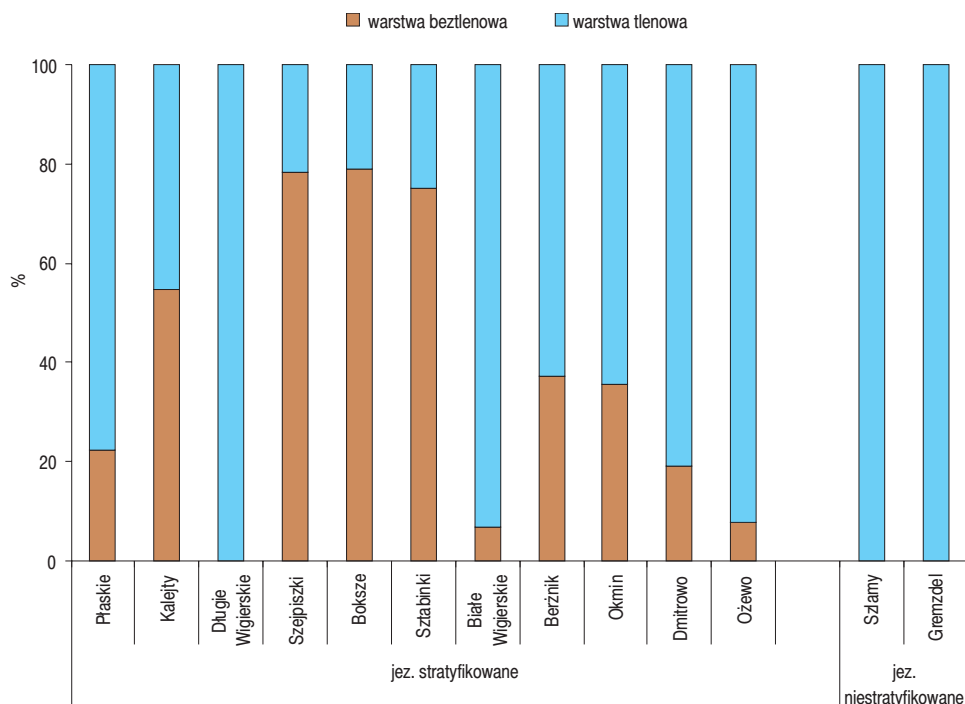
Rys. 4. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej $1,0 \text{ mg O}_2/\text{l}$) w całej kolumnie wody w badanych jeziorach stratyfikowanych i niestratyfikowanych województwa lubuskiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.

W województwie mazowieckim badane były tylko 2 niestratyfikowane jeziora o głębokości maksymalnej 2,5 i 4,5 m (rys. 5). Oba okazały się być natlenione do dna.

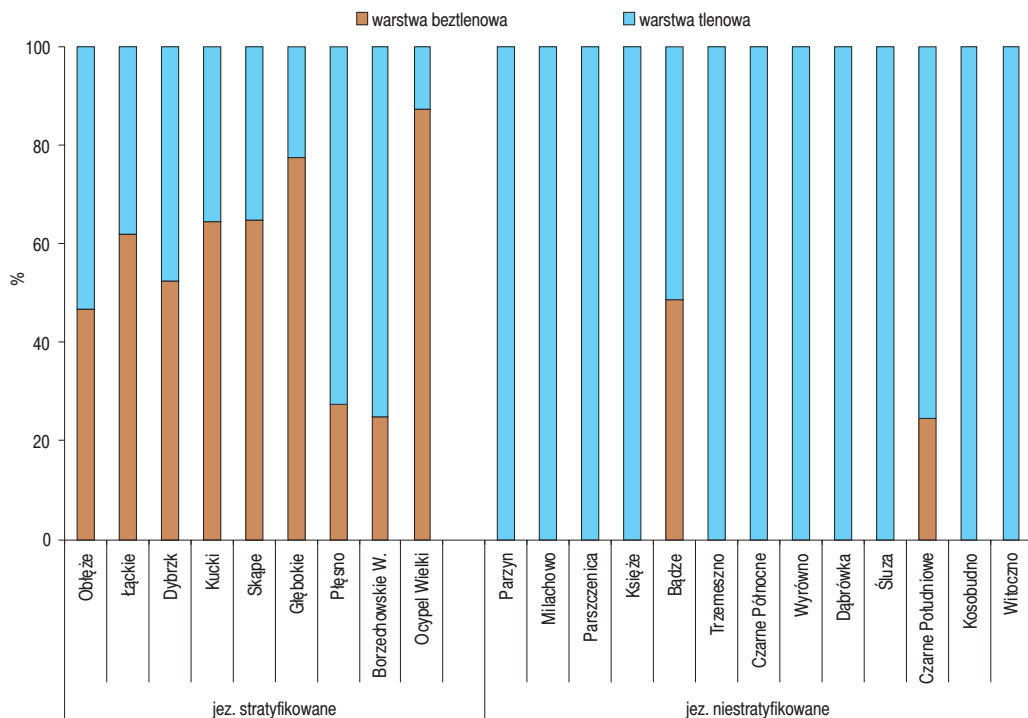
Spśród 13 badanych jezior położonych na terenie województwa podlaskiego, 1 jezioro stratyfikowane (Długie Wigierskie o głębokości maksymalnej 14,8 m) oraz 2 jeziora niestratyfikowane (Szlamy i Gremzdel o głębokości maksymalnej odpowiednio 4,9 i 8,0 m) były natlenione do dna (rys. 6). Najniższą miąższością warstwy beztlenowej ($< 10\%$ kolumny wody) charakteryzowały się 2 głębsze jeziora (Białe Wigierskie o głąbo-



Rys. 5. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej 1,0 mg O₂/l) w całej kolumnie wody w dwóch badanych jeziorach niestratyfikowanych województwa mazowieckiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.



Rys. 6. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej 1,0 mg O₂/l) w całej kolumnie wody w badanych jeziorach stratyfikowanych i dwóch niestratyfikowanych województwa podlaskiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.



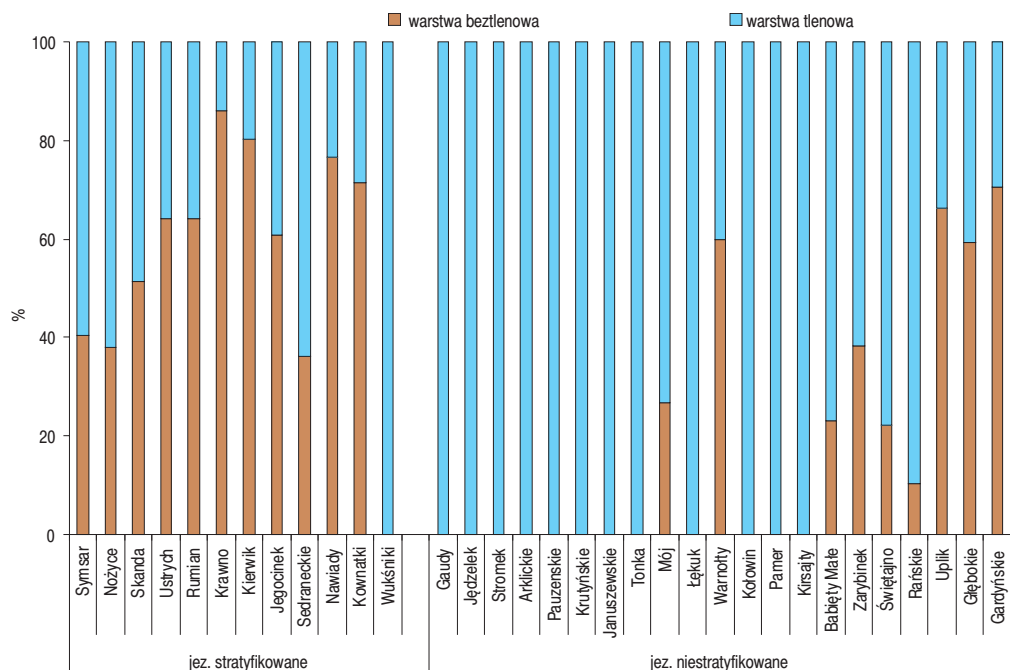
Rys. 7. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej 1,0 mg O₂/l) w całej kolumnie wody w badanych jeziorach stratyfikowanych i niestratyfikowanych województwa pomorskiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.

kości 36,5 m oraz Ożewo o głębokości 54,3 m), zaś najwyższą 3 jeziora o średniej głębokości (Szejpiszki i Boksze – ok. 19 m oraz Sztabinki – 28 m).

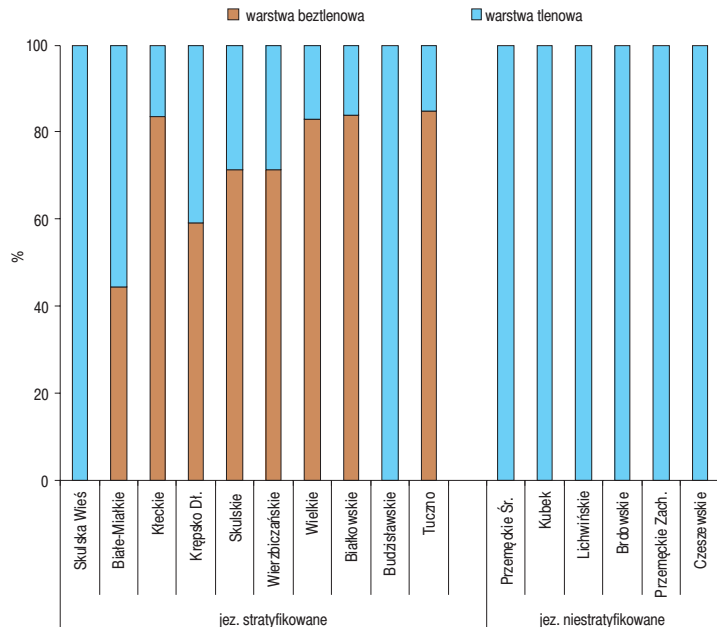
W województwie pomorskim w większości badanych jezior niestratyfikowanych zawartość tlenu sięgała do dna (rys. 7), natomiast w 2 jeziorach warstwa beztlenowa zajmowała 49 i 25% całej kolumny wody. Wszystkie jeziora stratyfikowane wykazywały deficyt tlenowy, a warstwa beztlenowa stanowiła od 25 do 88% całego słupa wody.

W województwie warmińsko-mazurskim liczba przebadanych jezior niestratyfikowanych (21) była niemal dwukrotnie wyższa niż jezior stratyfikowanych (rys. 8). Wśród jezior stratyfikowanych tylko 1 jezioro (Wukśniki – najgłębsze jezioro w województwie) było natlenione do dna. W pozostałych jeziorach warstwa beztlenowa stanowiła od 36 do 86% całej kolumny wody. W grupie jezior niestratyfikowanych, aż 12 jezior charakteryzowało się dobrym natlenieniem od powierzchni do dna.

W województwie wielkopolskim przebadano 10 jezior stratyfikowanych i 6 niestratyfikowanych (rys. 9). Wszystkie jeziora niestratyfikowane o głębokości od 2,0 do 7,5 m



Rys. 8. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej 1,0 mg O₂/l) w całej kolumnie wody w badanych jeziorach stratyfikowanych i niestratyfikowanych województwa warmińsko-mazurskiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.

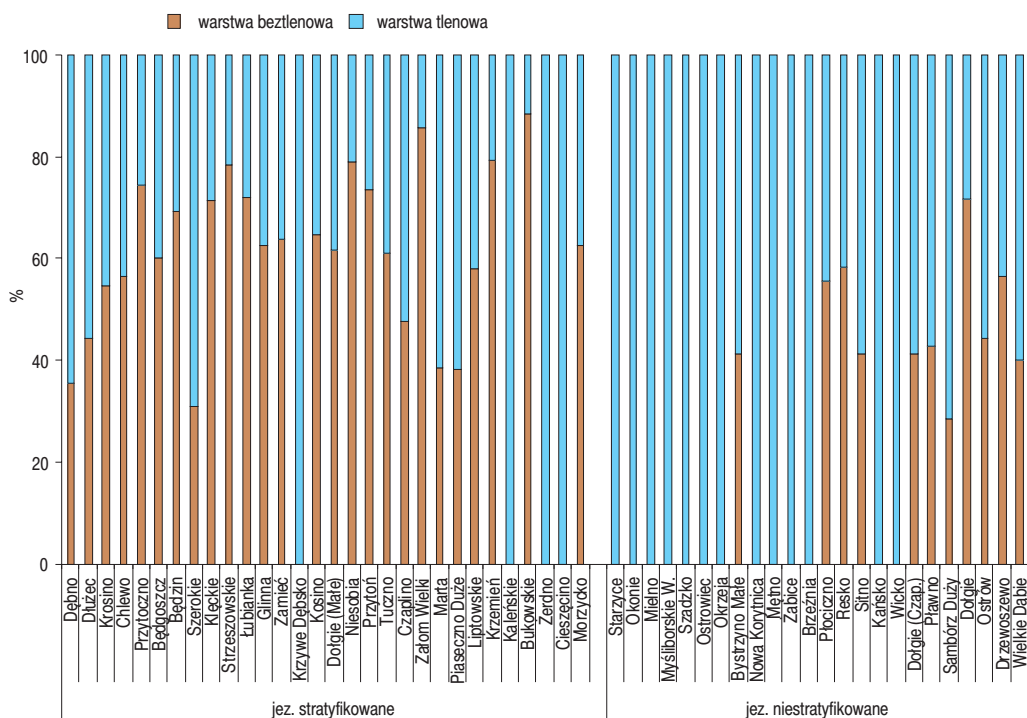


Rys. 9. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej 1,0 mg O₂/l) w całej kolumnie wody w badanych jeziorach stratyfikowanych i niestratyfikowanych województwa wielkopolskiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.

oraz 2 jeziora stratyfikowane o głębokości maksymalnej odpowiednio 8,2 i 34,0 m okazały się dobrze natlenione w całej kolumnie wody. W pozostałych jeziorach stratyfikowanych warstwa wody beztlenowej stanowiła od 44 do 85% całej kolumny wody.

W województwie zachodniopomorskim przebadano największą liczbę jezior, co stanowi 26% wszystkich jezior poddanych badaniom. Ponad połowa jezior niestratyfikowanych oraz 4 jeziora stratyfikowane charakteryzowały się dobrym natlenieniem w całym słupie wody (rys. 10). W pozostałych jeziorach warstwa beztlenowa obejmowała od 31 do 89% całej kolumny wody w jeziorach stratyfikowanych oraz 29 – 72% w jeziorach niestratyfikowanych.

W pięciu województwach (lubuskie, pomorskie, warmińsko-mazurskie, wielkopolskie i zachodniopomorskie) średni udział procentowy warstwy beztlenowej w całej kolumnie wody w jeziorach stratyfikowanych był bardzo zbliżony i mieścił się w zakresie 54–59% (tab. 2). W jeziorach niestratyfikowanych średni udział warstwy beztlenowej w kolumnie wody nie przekraczał 40%.



Rys. 10. Udział procentowy warstwy tlenowej i warstwy o niskiej zawartości tlenu (poniżej 1,0 mg O₂/l) w całej kolumnie wody w badanych jeziorach stratyfikowanych i niestratyfikowanych województwa zachodniopomorskiego w 2020 roku. Jeziora uszeregowano według wzrastającej głębokości.

Tabela 2

Liczba jezior z deficytem tlenu (powyżej 50% całego słupa wody) oraz udział warstwy beztlenowej w całej kolumnie wody (wartości średnie i zakres) w poszczególnych województwach w 2020 roku

Województwo	Jeziora stratyfikowane		Jeziora niestratyfikowane	
	liczba jezior z deficytem tlenu	warstwa beztlenowa (%)	liczba jezior z deficytem tlenu	warstwa beztlenowa (%)
kujawsko-pomorskie	20	49,8 (0,7 – 79,7)	5	38,7 (0 – 71,0)
lubelskie	1	30,5 (0,0 – 83,9)	0	38,8
lubuskie	8	58,8 (36,6 – 77,3)	1	29,0 (0 – 67,2)
mazowieckie	–	–	0	0
podlaskie	4	37,8 (0 – 78,8)	0	0
pomorskie	6	56,5 (25,0 – 87,5)	0	5,6 (0 – 48,7)
warmińsko-mazurskie	8	55,9 (0 – 85,9)	4	17,9 (0 – 70,6)
wielkopolskie	7	58,2 (0 – 85,0)	0	0
zachodniopomorskie	20	53,7 (0 – 88,6)	4	21,7 (0 – 71,8)
łącznie dla 204 jezior	74	51,9 (0 – 88,6)	14	18,0 (0 – 71,8)

Jeziora stratyfikowane i niestratyfikowane różniły się pod względem średniego udziału procentowego warstwy beztlenowej w całej kolumnie wody (tab. 2). W jeziorach stratyfikowanych średni udział warstwy beztlenowej wynosił ok. 52%, zaś w jeziorach niestratyfikowanych 18%. Spośród wszystkich 122 jezior stratyfikowanych w 74 jeziorach (61%) stwierdzono występowanie deficytu tlenowego obejmującego powyżej 50% całego słupa wody, natomiast wśród 82 jezior niestratyfikowanych 14 jezior (17%) wykazywało taki deficyt. W jeziorach stratyfikowanych stwierdzono istotne statystycznie ujemne zależności pomiędzy miąższością warstwy beztlenowej a głębokością maksymalną jezior ($r = -0,25$; $p = 0,006$; $n = 122$) i widzialnością krążka Secchiego ($r = -0,37$; $p = 0,00003$; $n = 122$), natomiast w jeziorach niestratyfikowanych zanotowano wysoko istotną korelację pomiędzy miąższością warstwy beztlenowej a głębokością maksymalną jezior ($r = 0,62$; $p < 0,0001$; $n = 82$).

Dyskusja i podsumowanie

Niedobory tlenu w głębszych warstwach wody są powszechnym zjawiskiem obserwowanym w wielu ekosystemach wodnych na całym świecie i stanowią poważne zagrożenie dla ich funkcjonowania oraz utraty różnorodności biologicznej (Jenny i in. 2016). Większość badanych jezior charakteryzowała się małą miąższością warstwy beztlenowej. Spośród wszystkich jezior stratyfikowanych liczba zbiorników, które były natlenione od powierzchni do dna wynosiła 9, co stanowi zaledwie 7% łącznej liczby bada-

nych jezior. Natomiast zdecydowaną większość stanowiły jeziora, w których warstwa niedotleniona zajmowała powyżej 50% całej kolumny wody (61% badanych jezior). W grupie jezior niestratyfikowanych przeważały jeziora bez deficytów tlenowych, co stanowi 60% wszystkich badanych jezior. Jedynie w województwie kujawsko-pomorskim zaznaczyła się wyraźna przewaga jezior, w których warstwa beztlenowa zajmowała powyżej 50% całej kolumny wody. Znaczne niedobory tlenu rozpuszczonego w wodzie mogą być efektem wzrostu produktywności jezior i coraz częściej obserwowanych intensywnych zakwitów fitoplanktonu, głównie sinicowych. Te z kolei mogą być wywołane wzrostem średniej rocznej temperatury powietrza (Napiórkowska-Krzebietke 2017) i wody (Ulikowski i in. 2019). Mimo wysokiej produkcji tlenu w ciągu dnia, jego zużycie nocą na rozkład dużej i łatwo przyswajalnej ilości substancji organicznej jest na tyle duże, że może prowadzić do znacznego zwiększenia się miąższości strefy beztlenowej, a tym samym zmniejszenia się strefy wód dostępnej dla ryb (Chróst 2008).

Badania zrealizowano w ramach tematów statutowych nr S-009 i S-011 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Literatura

- Chróst R.J. 2008 – Mikroorganizmy wodne a natlenienie wód - rola w eutrofizacji jezior – W: Ochrona i rekultywacja wód Wielkich Jezior Mazurskich narzędziem rozwoju naukowego, gospodarczego, społecznego i kulturowego regionu (Red) I. Jasser, S. Robak, B. Zdanowski. Wyd. IRS, Olsztyn: 95-100.
- Czapik A. 1992 – Podstawy protozoologii. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 265 s.
- Eby L.A., Crowder L.B. 2002 – Hypoxia-based habitat compression in the Neuse River Estuary: context-dependent shifts in behavioral avoidance thresholds - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 952-965.
- Jenny J.P., Francus P., Normandeau A., Lapointe F., Perga M.E., Ojala A., Schimmelmann A., Zolitschka B. 2016 – Global spread of hypoxia in freshwater ecosystems during the last three centuries is caused by rising local human pressure – *Glob. Chang. Biol.* 22: 1481-1489.
- Karpowicz M., Ejsmont-Karabin J., Kozłowska J., Feniova I., Działowski A.R. 2020 – Zooplankton community responses to oxygen stress – *Water* 12: 706.
- Lampert W., Sommer U. 2001 – Ekologia wód śródlądowych – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 415 s.
- Napiórkowska-Krzebietke A. 2017 – Phytoplankton response to fish-induced environmental changes in a temperate shallow pond-type lake – *Arch. Pol. Fish.* 25: 211-264.
- Opuszyński K. 1979 – Podstawy biologii ryb – Wyd. PWRiL, Warszawa, 590 s.
- Stalder L.C., Marcus N.H. 1997 – Zooplankton responses to hypoxia: Behavioral patterns and survival of three species of calanoid copepods – *Mar. Biol.* 127: 599-607.
- Ulikowski D., Chybowski Ł., Kalinowska K. 2019 – Możliwy wpływ ocieplenia klimatu na nasilenie się zjawiska przyduszy letniej w jeziorach i anomalie w zachowaniu pokarmowym sielawy – *Komun. Ryb.* 4: 5-12.
- Vanderploeg H.A., Ludsin S.A., Ruberg S.A., Hook T.O., Pothoven S.A., Brandt S.B., Lang G.A., Liebig J.R. 2009 – Hypoxia affects spatial distributions and overlap of pelagic fish, zooplankton, and phytoplankton in Lake Erie – *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 381: 92-107.

Zróżnicowanie zespołów ryb w rzece przegrodzonej zaporą bez przepławki na przykładzie rzeki Bystrzycy powyżej i poniżej Zalewu Zemborzyckiego

Jacek Rechulicz

Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

Wstęp

Rzeka to woda płynąca ciągle lub okresowo w wyłobionym erozją wodną korycie zgodnie z nachyleniem i spadkiem terenu. Rzeki zwykle biorą swój początek w źródle, a kończą się ujściem (Żmudziński i in. 2002). Charakter rzeki i warunki w niej panujące w znacznym stopniu uzależnione są od szybkości przepływu wody, która to wpływa na rodzaj dna (żwirowe, piaszczyste, muliste), kształt koryta oraz obecność poszczególnych gatunków roślin i zwierząt. Na warunki panujące w rzekach, oprócz przepływu, szerokości koryta rzecznego, głębokości wody oraz struktury dna mają również wpływ parametry fizyczno-chemiczne wody (Kajak 2001). Zmieniające się parametry abiotyczne w rzece wpływają na występowanie specyficznych siedlisk i określonych grup organizmów, a także rozmieszczenie ryb (Kruk 2001).

Na stan rzek oraz jakość ich wód w istotny sposób wpływa również działalność człowieka. Poprzez regulacje koryt rzecznych, odprowadzanie ścieków (w tym również oczyszczonych) do cieków, gospodarkę rolną i leśną w obrębie zlewni rzecznej oraz gospodarkę rybacką, człowiek wpływa na parametry fizyczno-chemiczne wody, a tym samym na bogactwo i różnorodność zamieszkującej je ichtiofauny. W wyniku intensywnego rozwoju rolnictwa i przemysłu oraz urbanizacji znacznie wzrosło stężenie substancji szkodliwych w wodach powierzchniowych. Odcięcie rzek od terenów zalewowych i starorzeczy wałami przeciwpowodziowymi oraz regulacje koryt rzecznych w znacznym stopniu przyczyniły się do zmniejszenia różnorodności siedlisk. Budowane na ciekach

kilkadziesiąt lat temu zapory i tamy, pozbawione przepławek i niezapewniające możliwości migracji ryb, spowodowały bardzo negatywny wpływ na lokalne ekosystemy wodne i żyjące w nich grupy organizmów. W wyniku tej zabudowy rzeki stały się mniej drożne lub w wielu przypadkach całkiem utraciły swoją drożność. Ponadto przy wprowadzeniu reżimu hydrologicznego rzek na potrzeby wodnych elektrowni nastąpiło rozchwianie rytmu naturalnego przepływu wody. Te wszystkie działania w środowisku mają ogromny wpływ na strukturę zespołów ryb oraz rozmieszczenie gatunków.

Wpływ zabudowy poprzecznej rzek w postaci tam i zapór ma charakter wielopłaszczyznowy. Tamy hamują migracje organizmów, powodują fragmentację siedliska i zmniejszają przepływ i transport np. zasobów pokarmowych w rzekach (Roberts 2001, Hall i in. 2011) wpływając w ten sposób na rozmieszczenie gatunków zarówno w wodnych, jak i lądowych ekosystemach (Nilsson i in. 1997, Pringle i in. 2000). Ryby jako organizmy kluczowe dla ekosystemów wodnych, będące na różnych poziomach troficznych mogą być tego najlepszym przykładem. Tamy utrudniają migrację ryb na tarło lub żerowiska oraz zaburzają ich behavior. Poprzez zmianę głębokości czy prądów wody mogą modyfikować wzorce zachowań przed rozrodem prowadząc do starzenia się populacji ryb (Kruk i Penczak 2003, McLaughlin i in. 2006). Dla ryb występujących poniżej zapory oraz ryb migrujących może wzrosnąć konkurencja o tarliska i pokarm, gdyż budowa tamy poprzez izolację powoduje zmniejszenie liczby i wielkości siedlisk (Cambray i in. 1997). Z drugiej strony to przedzielenie ekosystemu może okazać się korzystne dla rodzimej flory i fauny poprzez blokowanie wejścia gatunków inwazyjnych, zanieczyszczeń, pasożytów lub chorób do górnej lub dolnej części cieku (McLaughlin i in. 2007). Jednym z ważniejszych skutków przegrodzenia rzeki bez odpowiedniej możliwości migracji ryb jest zróżnicowanie zespołów ryb poniżej i powyżej zapory. Może to skutkować zmianą bogactwa gatunkowego, co uwidacznia się zachwianiem zależności troficznych i funkcjonowania ekosystemów (Cardinale i in. 2006).

Można z całą pewnością stwierdzić, że przegrody wód płynących dzielą ciek na dwie różne pod względem hydrologicznym, biologicznym i ekologicznym części (Penczak 1994, Augustyn i Witkowski 2008). Szereg autorów wskazuje na zmiany zespołów ryb poniżej i powyżej zapory, szczególnie jeśli mamy do czynienia z wcześniej powstałymi zaporami, gdzie nie ma urządzeń ułatwiających migracje ryb, np. przepławek (Głowacki i Penczak 2000, Czerniawski i in. 2010).

Posiadanie aktualnych informacji o stanie rzek i ich ichtiofauny jest niezbędne, aby w porę reagować na ewentualne, negatywne zmiany w środowisku wodnym i wprowadzać stosowane korekty do już prowadzonej gospodarki. Nieustanna aktualizacja danych na temat szeregu procesów zachodzących w ekosystemach wodnych jest niezwykle ważne, gdyż brak lub zbyt późna reakcja na zachodzące niekorzystne zmiany może spowodować nieodwracalne szkody w środowisku.

Ciągły monitoring ichtiofauny rzek pozwala na określenie aktualnego stanu ichtiofauny, trendów w niej zachodzących, efektywności prowadzonych zarybień, presji wywieranej na rybostan przez wędkarzy, rybaków i kłusowników, określenie wędrówek ryb, rozprzestrzeniania poszczególnych gatunków rodzimych i inwazyjnych oraz ewentualnej obecności pasożytów. Na wodach otwartych gospodarka rybacko-wędkarska bez monitoringu nie jest możliwa, ponieważ jest on podstawą poznania struktury i rozmieszczenia ichtiofauny oraz odzwierciedla kierunki zmian w ekosystemie. Przede wszystkim jednak wyniki badań monitoringowych mogą posłużyć jako instrukcja do prowadzenia prawidłowej gospodarki wędkarsko-rybackiej (Penczak 2008).

Od ponad 30 lat do oceny stanu środowiska stosuje się i ciągle rozwija metody z wykorzystaniem zespołów ryb. Z powodzeniem wykorzystuje się wielometryczne wskaźniki uwzględniające strukturę biotopu i biocenozy, jako integralnej całości. Wynika to z faktu wrażliwości zespołów ryb na zaburzenia antropogeniczne w środowisku, które przejawiają się zmianą obfitości ryb, tempa ich wzrostu oraz udziału ryb drapieżnych (Błachuta i in. 2010). Dzięki badaniom ichtiologicznym można zaobserwować zachodzące w środowisku wodnym zmiany, zaś struktura i skład ichtiofauny są odbiciem całego stanu ekosystemu. Ryby jako bioindykatory dostarczają wiele informacji na temat ich wymagań środowiskowych, w tym reakcji i zakresu tolerancji na poszczególne czynniki (Ciecierska i Dynowska 2013).

Rzeka Bystrzyca stanowi lewobrzeżny dopływ Wieprza. Źródło Bystrzycy znajduje się w miejscowości Sulów, zaś sama rzeka wypływa ze stoków Roztocza na wysokości 238 m n.p.m (Michalczyk 1997). Jej długość wynosi 74 km, a powierzchnia zlewni zajmuje 1315,5 km². Na 27 km jej biegu utworzono sztuczny zbiornik zaporowy – Zalew Zemborzycki, przy czym zapora czołowa zalewu stanowi granicę górnego biegu rzeki. Największymi dopływami Bystrzycy są Czerniejówka i Kosarzówka (dopływy prawostronne) oraz Krężniczanka, Ciemięga i Czechówka (dopływy lewostronne). Bystrzyca w swoim górnym biegu przepływa przez tereny rolnicze, a jedynie Zalew Zemborzycki przylega w swojej wschodniej i południowo-wschodniej części do obszarów leśnych. W dolinie Bystrzycy dominują mady, czarnoziemy, gleby murszowe oraz torfowe, natomiast jej zlewnia ma charakter lessowy (Misztal i in. 1996).

Zalew Zemborzycki jest zbiornikiem zaporowym z ziemną zaporą, zbudowanym na początku 1974 roku na rzece Bystrzycy powyżej Lublina. Zbiornik ma powierzchnię ok 278 ha, został utworzony na dawnych rozlewiskach i łąkach oraz częściowo lasów otaczających Bystrzycę. Długość zbiornika to 3850 m, a szerokość 1350 m. Zalew zaliczony jest do zbiorników płytkich (średnia głębokość 2,2 m), ale przy zaporze czołowej osiąga znaczną głębokość (6 m). Głównym celem budowy zbiornika była retencja wody oraz zatrzymywanie fal powodziowych. Ponadto w zaporze umieszczona jest mała elektrow-

nia wodna (o mocy 25 KW). Zalew Zemborzycki jest dodatkowo wykorzystywany w celach rekreacyjnych (kąpielisko, żeglarstwo, narciarstwo wodne), a nowo powstała trasa rowerowa wokół zbiornika przyciąga wielu cyklistów. Dodatkowo zbiornik jest intensywnie wykorzystywany wędkarsko.

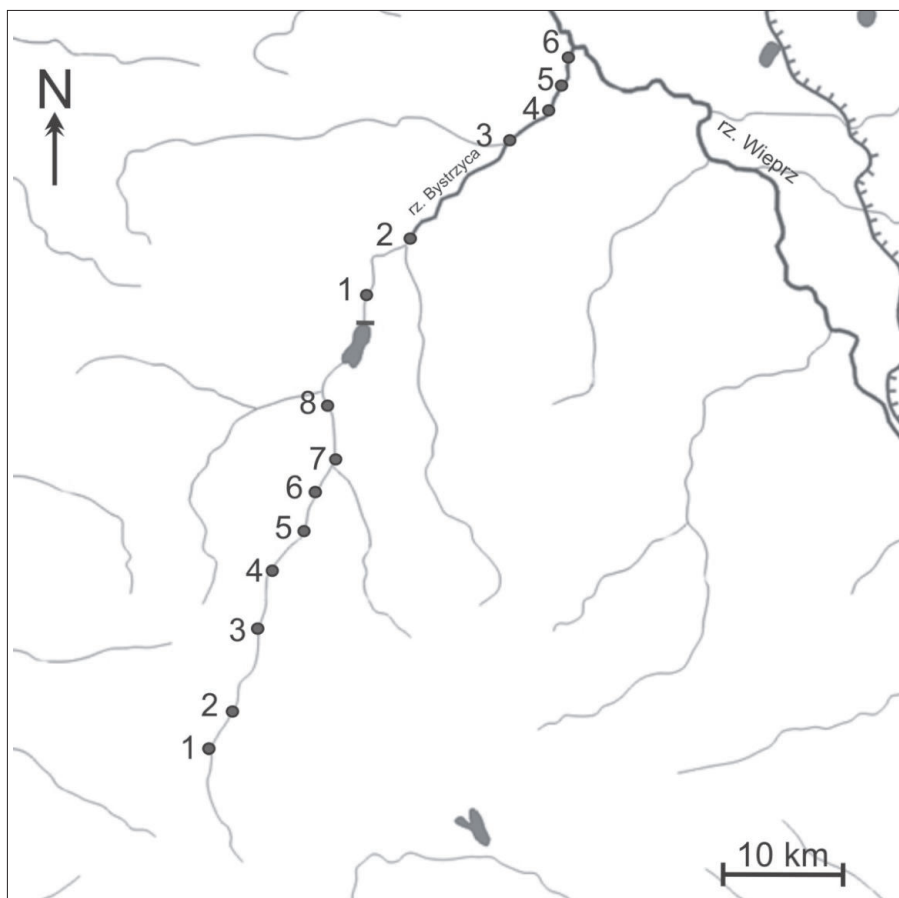
W początkowym okresie funkcjonowania (lata 70. i 80. XX w.) zbiornik charakteryzowała dobra jakość wody oraz bogactwo roślinności wodnej (Radwan 2006). Wówczas zbiornik cieszył się olbrzymim zainteresowaniem także wędkarskim. Jednak z czasem nastąpił spadek jakości wody i w całym zbiorniku od początku lat 90. pojawił się problem zakwitów sinic i szybko postępującej eutrofizacji wody. Było to prawdopodobnie następstwem niedokładnie przeprowadzonych prac budowlanych przygotowujących dno przed zalaniem wodą (Stani 2005). Dodatkowymi czynnikami wpływającymi na ten problem były zanieczyszczenia substancjami biogennymi (głównie ścieki), a także spływającymi z pól uprawnych otaczających zbiornik i okolicznych miejscowości (Smal i in. 2013, Pawlik-Skowrońska i in. 2015). Dodatkowo proces ten mogły przyspieszyć wykorzystanie wędkarskie oraz słabo rozwinięty pas roślinności szuwarowej. W najbliższych latach, właściciel wody Państwowe Gospodarstwo Wodne – Wody Polskie, z uwagi na stale pogarszający się stan zbiornika planuje przebudowę i rewitalizację tego obiektu (<https://lublin.wody.gov.pl/zalew-zemborzycki>) [dostęp dn. 26.03.2021].

Wśród rzek w południowo-wschodniej Polsce, Bystrzyca wraz z dopływami stała się jedną z pierwszych rzek Lubelszczyzny, objętych badaniami ichtiofaunistycznymi (Radwan i in. 1988). Obecnie cytowane powyżej badania należy uznać jednak za fragmentaryczne i mocno nieaktualne. Dodatkowo nie jest znany zakres zmian w bogactwie i strukturze ichtiofauny górnego biegu Bystrzycy, które nastąpiły w ciągu ostatnich kilkunastu lat, co uniemożliwia precyzyjną ocenę aktualnego stanu ekosystemu tej rzeki. Co istotne, Bystrzyca jest jedną z niewielu rzek na Lubelszczyźnie posiadającą w swoim górnym biegu cechy rzek górskich, przy czym charakter jej górnego biegu (powyżej Zalewu Zemborzyckiego) jest całkowicie odmienny niż środkowego i dolnego. Wpływa to w sposób istotny na bogactwo gatunkowe i różnorodność ichtiofauny.

W związku z powyższym za celowe uznano określenie składu gatunkowego i zróżnicowania zespołów ryb w rzece Bystrzycy, zlokalizowanej powyżej i poniżej Zalewu Zemborzyckiego, na którego zaporze nie ma przepławki.

Materiał i metody

Badania ichtiofauny rzeki Bystrzycy powyżej i poniżej Zalewu Zemborzyckiego przeprowadzono w latach 2010-2015. Inwentaryzacji ryb dokonano na 14 stanowiskach, w tym ośmiu zlokalizowanych powyżej zbiornika zaporowego oraz sześciu stanowiskach



Rys. 1. Lokalizacja stanowisk na rzece Bystrzycy na Zalewie Zemborzyckim; powyżej zapory: 1. Bystrzyca Zakrzewska, 2. Most Macieja, 3. Kielczewice Maryjskie, 4. Rechta, 5. Strzyżewice, 6. Piotrowice, 7. Żabia Wola, 8. Prawiednik; poniżej zapory: 1. Lublin Wrotków, 2. Jakubowice, 3. Sobianowice, 4. Bystrzyca, 5. Charlęż, 6. Spiczyn.

położonych poniżej zapory (rys. 1). Odłowy kontrolne wykonano przy wykorzystaniu elektrycznych narzędzi połowu zgodnie z normą PN-EN 14011:2006 i zaleceniami przewodnika metodycznego (Prus i in. 2016). Dane dotyczące zarybień i odłowów amatorskich w Bystrzycy uzyskano na podstawie analizy protokołów zarybień oraz rejestrów amatorskiego połowu ryb udostępnionych przez Zarząd Okręgu PZW w Lublinie.

Rzeka Bystrzyca powyżej Zalewu Zemborzyckiego miała szerokość od 4 do 8 m, niewielką średnią głębokość (zakres 0,4-0,8 m), a długość odławianych stanowisk wynosiła po 100 m. Poniżej Zalewu Zemborzyckiego szerokość rzeki wahała się od 15 m do ok. 25 m. Na wszystkich tych stanowiskach odłowy prowadzono z łodzi (średnia głębokość

powyżej 0,7 m), a długość odcinków wynosiła ok. 400 m. Na dwóch ostatnich stanowiskach, przed ujściem rzeki do Wieprza odcinki były dłuższe (odpowiednio 800 i 1000 m).

Wszystkie odłowione ryby sklasyfikowano pod względem gatunkowym, zważono (masa ciała W ; ± 1 g) oraz zmierzono (długość całkowita L_t ; ± 1 mm).

Ze względu na zróżnicowaną długość stanowisk badawczych wyniki liczebności i biomasy odłowionych ryb przeliczono na jednostkę połowową względną:

- CPUE – liczbę odłowionych ryb (szt. na 100 m biegu rzeki)
- WPUE – masę odłowionych ryb (g na 100 m biegu rzeki)

Dla wszystkich stanowisk określono skład gatunkowy ryb, dominację w liczebności i biomasie, a dla poszczególnych gatunków ich stałość występowania (C_i), w oparciu o poniższe wzory:

$$\text{Wskaźnik dominacji w liczebności } D_i (\%) = 100 \times n_i / N$$

$$\text{Wskaźnik dominacji w biomasie } W_i (\%) = 100 \times w_i / N$$

$$\text{Indeks stałości występowania } C_i (\%) = 100 \times N_{s_i} / N_s$$

gdzie:

i – dany gatunek,

n_i – liczebność danego gatunku,

N – łączna liczebność wszystkich gatunków odłowionych na danym stanowisku,

w_i – biomasa osobników danego gatunku,

N_{s_i} – liczba stanowisk, na których stwierdzono obecność danego gatunku,

N_s – liczba wszystkich stanowisk, na których wprowadzono odłow.

Dla zespołów ryb z górnej i dolnej Bystrzycy oszacowano podstawowy wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona–Wienera według wzoru:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$
$$p_i = \frac{n_i}{N_i}$$

gdzie:

n_i – liczba osobników konkretnego gatunku,

N_i – liczba wszystkich osobników wszystkich gatunków.

Na wszystkich stanowiskach inwentaryzacji ryb oznaczono podstawowe parametry fizykochemiczne wody, tj. odczyn pH, przewodność elektrolityczną oraz ogólną zawar-

tość tlenu. Odczyn wody oznaczono pH-metrem SP3000 firmy Slandi, natomiast pozostałe parametry zmierzono za pomocą miernika wieloparametrowego YSI 556 (USA).

Wyniki

Analiza parametrów fizykochemicznych wody rzeki Bystrzycy powyżej i poniżej Zalewu Zemborzyckiego wykazała w górnej części rzeki nieznacznie większą zawartość tlenu, niższe przewodnictwo i wartość pH. W dolnej części Bystrzycy stwierdzono zdecydowanie mniejszą zawartość tlenu (tab. 1).

Zarybienia prowadzone przez użytkownika wody w górnej części rzeki Bystrzycy (Obwód rybacki rzeki Bystrzycy nr 1) opierały się głównie na dwóch gatunkach, tj. pstrąg

Tabela 1

Parametry fizykochemiczne wody na poszczególnych stanowiskach rzeki Bystrzycy powyżej i poniżej zapory na Zalewie Zemborzyckim

	Stanowisko	Odczyn pH	Przewodnictwo (μS/cm)	Natlenienie (mg O ₂ /l)
Bystrzyca powyżej zapory	1	6,27	427	9,35
	2	6,45	417	9,79
	3	6,95	415	12,39
	4	6,78	417	10,52
	5	6,65	409	10,68
	6	6,65	413	10,6
	7	6,58	443	10,55
	8	6,8	451	10,66
Bystrzyca poniżej zapory	1	5,35	430	13,9
	2	7,93	528	9,12
	3	8,08	577	8,3
	4	8,09	592	8,9
	5	8,14	604	9,53
	6	8,08	558	6,59

Tabela 2

Wielkość zarybień Obwodu rybackiego rzeki Bystrzycy Nr 1 (Bystrzyca górna) (dane ZO PZW Lublin, 2019 rok);

J – asortyment jesienny, L – asortyment letni

Gatunek	Asortyment	Jednostka	Realizacja
Pstrąg potokowy	1 J	szt.	18000
Pstrąg potokowy	2 L	szt.	20000
Lipień	1 L	szt.	15000

Tabela 3

Wielkość zarybień Obwodu rybackiego rzeki Bystrzycy nr 3 (Bystrzyca dolna) (dane ZO PZW Lublin, 2019 rok);
J – asortyment jesienny, L – asortyment letni

Gatunek	Asortyment	Jednostka	Realizacja
Boleń	1L	szt.	5000
Brzana	1L	szt.	10000
Jaź	2	kg	290
Szczupak	1L	szt.	20000
Szczupak	1J	kg	60
Świnka	1L	szt.	15000

potokowy (*Salmo trutta m. fario*) i lipień (*Thymallus thymallus*) (tab. 2). Natomiast w zarybieniach dolnego odcinka rzeki (Obwód rybacki rzeki Bystrzycy nr 3) dominował narybek letni gatunków ryb reofilnych takich jak świnka (*Chondrostoma nasus*), brzana (*Barbus barbus*) i boleń (*Aspius aspius*) oraz krocze jazia (*Leuciscus idus*). Dodatkowo ten fragment rzeki zarybiano także znaczącą ilością narybku szczupaka (*Esox lucius*) (tab. 3).

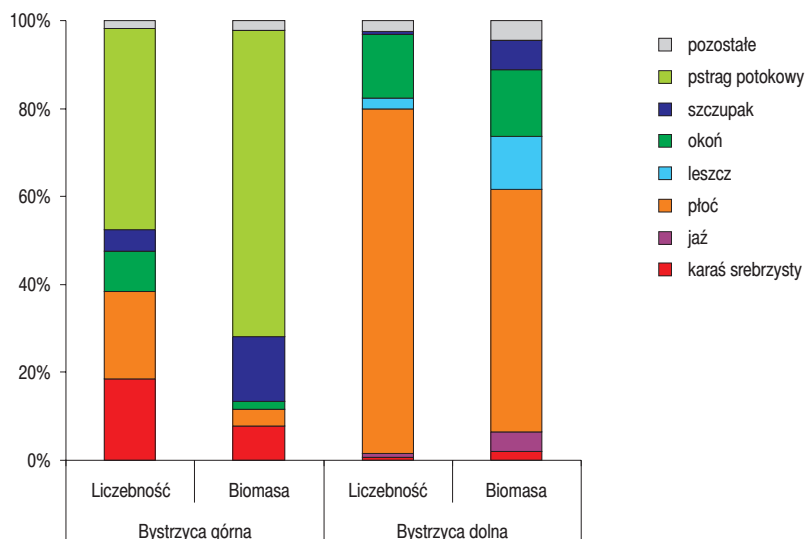
Analiza wyników połowów kontrolnych wykazała obecność w obu fragmentach rzeki Bystrzycy 22 gatunków ryb, przy czym w każdej z części rzeki odnotowano po 16 gatunków ryb. Ogółem w górnym i dolnym fragmencie Bystrzycy odłowiono 4978 ryb, z czego powyżej Zalewu Zemborzyckiego 475 osobników, a poniżej 4503 osobniki. Stwierdzone gatunki ryb należały do siedmiu rodzin, przy czym najliczniej reprezentowaną były karpowate. Ogółem w badanej rzece odnotowano dwa gatunki podlegające ochronie: śliz (*Barbatula barbatula*) (Bystrzyca powyżej zalewu) i różanka (*Rhodeus sericeus amarus*) (Bystrzyca poniżej zalewu). Ponadto stwierdzono występowanie trzech gatunków wymienionych w załącznikach II i V dyrektywy siedliskowej. W Bystrzycy górnej obecny był lipień, natomiast w Bystrzycy poniżej zapory Zalewu Zemborzyckiego boleń i różanka (tab. 4).

Największą stałością występowania (C_i) w górnej części Bystrzycy charakteryzowały się pstrąg potokowy i lipień (odpowiednio 100 i 87,5%), ale na znaczącej liczbie stanowisk obecna była również płoć (*Rutilus rutilus*) (75,5%). W dolnej części Bystrzycy największą stałością występowania charakteryzowały się jelec (*Leuciscus leuciscus*), płoć i ukleja (*Alburnus alburnus*) (100%), ale na większości stanowisk odłowiono również szczupaka (83,3%) (tab. 4). Wskaźnik różnorodności biologicznej Shannona–Wienera dla zespołów ryb górnego odcinka rzeki wyniósł $0,8 \pm 0,17$ (zakres od 0,5 do 1,1) i był nieco niższy od wskaźnika dla zespołów ryb z dolnego fragmentu rzeki, gdzie wyniósł $0,9 \pm 0,10$ (0,8-1,0).

Tabela 4

Gatunki ryb stwierdzone w kontrolnych odłowach Bystrzycy powyżej i poniżej zapory oraz indeks stałości występowania Ci w badanych odcinkach rzeki. A – pochodzenie gatunku: R – rodzimy, I – introdukowany; B – preferencje habitatowe: Ra – ryby reofilne dużych cieków, Rb – ryby reofilne małych cieków, E – ryby eurytopowe; C – kategorie IUCN: LC – gatunek najmniejszej troski, NT – gatunek bliski zagrożeniu wyginięcia; S – status prawny: OG – ochrona gatunkowa w Polsce; DS II – gatunek z II załącznika dyrektywy siedliskowej; DS V – gatunek z V załącznika dyrektywy siedliskowej; na szaro zaznaczono gatunki ryb obecne w obu fragmentach rzeki

Gatunki i grupy rozrodcze	A	B	C	S	Ci (%)	
					Bystrzyca górna	Bystrzyca dolna
Litofile						
Kleń <i>Leuciscus cephalus</i>	R	Ra	LC		12,5	16,6
Pstrąg potokowy <i>Salmo trutta</i> m. <i>fario</i>	R	Ra	LC		100	0
Lipień <i>Thymallus thymallus</i>	R	Ra		DSV	87,5	0
Fito-litofile						
Jelec <i>Leuciscus leuciscus</i>	R	Ra	LC		25	100
Jaź <i>Leuciscus idus</i>	R	Ra	LC		25	66,6
Okoń <i>Perca fluviatilis</i>	R	E	LC		37,5	50
Płoc <i>Rutilus rutilus</i>	R	E	LC		75	100
Ukleja <i>Alburnus alburnus</i>	R	E	LC		0	100
Leszcz <i>Abramis brama</i>	R	E	LC		12,5	66,6
Karp <i>Cyprinus carpio</i>	I	E	LC		12,5	0
Boleń <i>Aspius aspius</i>	R	Ra	NT	DSII, DSV	0	50,5
Sandacz <i>Sander lucioperca</i>	R	E	LC		0	33,3
Czebaczek amurski <i>Pseudorasbora parva</i>	I	E	LC		0	16,6
Fitofile						
Szczupak <i>Esox lucius</i>	R	E	LC		12,5	83,3
Lin <i>Tinca tinca</i>	R	E	LC		25	0
Karaś srebrzysty <i>Carassius gibelio</i>	I	E			62,5	16,6
Stonecznica <i>Leucaspis delineatus</i>	R	E	LC		12,5	0
Krąp <i>Blicca bjoerkna</i>	R	E	LC		0	16,6
Psammofile						
Kiełb <i>Gobio gobio</i>	R	Rb	LC		62,5	66,6
Śliz <i>Barbatula barbatula</i>	R	Rb	LC	OG	62,5	0
Ariadnofile						
Ciernik <i>Gasterosteus aculeatus</i>	R	E	LC		50	16,6
Ostrakofile						
Różanka <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	R	E	LC	OG, DSII	0	16,6

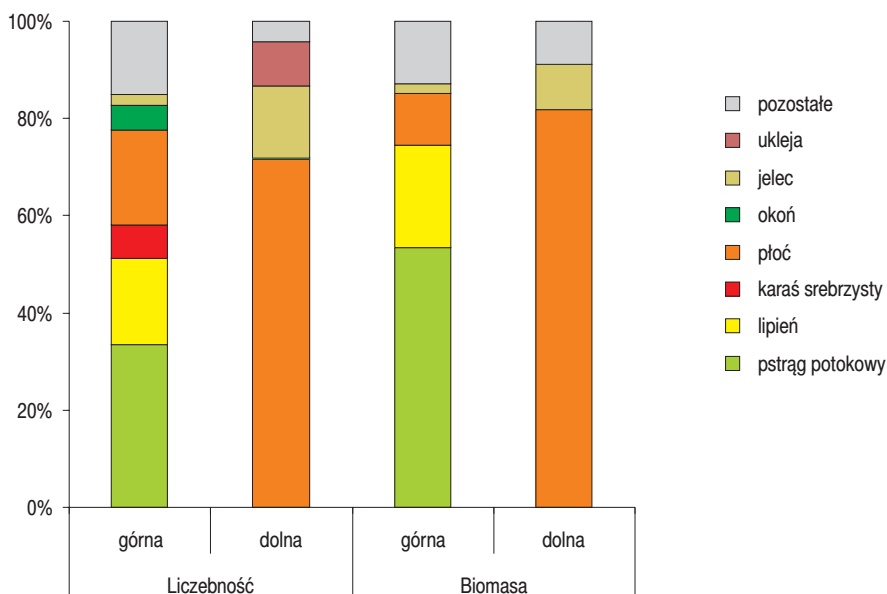


Rys. 2. Struktura dominacji w liczebności i biomase ryb odłowionych w wyniku amatorskiego połowu ryb w górnym (N = 675 rejestrów) i dolnym (N = 418 rejestrów) odcinku rzeki Bystrzycy w latach 2013-2015.

Wyniki rejestrów wędkarskich wykazały, że w części rzeki Bystrzycy powyżej Zalewu Zemborzyckiego zarówno w liczebności, jak i w biomase dominował pstrąg potokowy, którego udział w zespole ryb wynosił odpowiednio 45,8 i 69,5%. Ponadto wędkarze łowili dość licznie płoć (19,9%) oraz znaczącą masę szczupaka (14,8%). Natomiast w wynikach połowów amatorskich w odcinku Bystrzycy poniżej zapory zdecydowanie dominowała płoć (78,4% w liczebności i 55,2% w biomase), choć licznie łowiono również okonia (*Perca fluviatilis*) (14,4%). Natomiast w strukturze biomasy na tym fragmencie rzeki znaczący udział miały okoń (15,1%), leszcz (*Abramis brama*) (12,1%) i szczupak (6,6%) (rys. 2).

Połowy kontrolne wykazały, że w rzece powyżej zapory zarówno w strukturze liczebności, jak i biomasy dominował pstrąg potokowy, który osiągnął odpowiednio 33,5 i 53,5%. Ponadto w liczebności i biomase znaczny udział miały także płoć i lipień, stanowiące odpowiednio 19,6 i 17,7% w liczebności oraz 10,6 i 21,0% w biomase (rys. 3). W wynikach odłowów kontrolnych powyżej zapory na stanowiskach od 1 do 8 wyraźnie widoczne było zmniejszanie się udziału dominujących ryb, tj. pstrąga potokowego i lipienia na rzecz pozostałych gatunków ryb. W Bystrzycy poniżej zapory zarówno w strukturze liczebności, jak i biomasy zdecydowanie dominowała płoć (*Rutilus rutilus*), której udział wynosił odpowiednio 71,7 i 81,9% (rys. 3).

W tabelach 5 i 6 przedstawiono szczegółowe informacje dotyczące struktury wielkości (długość i masa ciała ryb) oraz względnej liczebności i względnej biomasy ryb złowio-



Rys. 3. Struktura dominacji w liczebności i biomase ryb stwierdzonych w wyniku odłowów kontrolnych w górnym i dolnym odcinku rzeki Bystrzycy w latach 2010-2015.

nych podczas połowów kontrolnych w Bystrzycy powyżej i poniżej zapory Zalewu Zemborzyckiego. W górnej części rzeki największą długość całkowitą ciała odnotowano w przypadku złowionych pojedynczych osobników karpia (*Cyprinus Carpio*) i klenia (*Squalius cephalus*). Natomiast największą względną liczebnością i względną biomasą charakteryzował się pstrąg potokowy (odpowiednio 22,0 NPUE i 3630,2 WPUE (tab. 5). W rzece poniżej zapory największą średnią długość całkowitą i średnią masę ciała stwierdzono u szczupaka ($L_t = 36,8$ cm, $W = 464,7$ g) i jazia ($L_t = 27,4$ cm, $W = 350,1$ g), natomiast największą względną liczebność i względną biomasę (34,1 NPUE i 2208,8 WPUE) osiągnęła płoć (tab. 6).

Dyskusja

Ingerencja w koryto rzeki, a przed wszystkim budowa tam bez możliwości przemieszczania się ryb w górę rzeki, jest bardzo ważnym elementem wpływu człowieka na ekosystemy. Jak podaje Petts (1984) globalny rozwój zasobów wodnych poprzez budowę tam wywarł większy wpływ na ryby rzeczne niż jakkolwiek inna działalność człowieka. Oczywiście nie można zapomnieć o pozytywnych społecznie i hydrologicznie funkcjach zapór i zbiorników zaporowych, ale niezwykle istotny wydaje się negatywny wpływ budowli hydrotechnicznych na wiele organizmów, w tym także ryb (Penczak 1995).

Tabela 5

Długość całkowita ciała ryb (Lt), liczebność względna (NPUE), masa ciała ryb (W) oraz masa względna (WPUE) poszczególnych gatunków stwierdzonych na odcinku rzeki Bystrzycy powyżej zapory (wartości średnie $\pm$ SD; N – liczba osobników)

Gatunek	N	Lt (cm)	NPUE	W(g)	WPUE
Pstrąg potokowy	159	22,48 $\pm$ 5,84	22,04 $\pm$ 23,85	160,07 $\pm$ 134,35	3630,21 $\pm$ 3785,47
Lipień	84	21,06 $\pm$ 5,03	11,62 $\pm$ 9,04	118,88 $\pm$ 104,04	1357,91 $\pm$ 840,29
Karaś srebrzysty	33	10,13 $\pm$ 4,59	8,53 $\pm$ 8,05	36,24 $\pm$ 63,63	290,33 $\pm$ 356,59
Śliz	21	9,35 $\pm$ 2,86	3,73 $\pm$ 4,15	9,52 $\pm$ 6,94	34,13 $\pm$ 33,44
Ciernik	17	5,11 $\pm$ 0,62	2,92 $\pm$ 2,77	1,24 $\pm$ 0,44	3,58 $\pm$ 3,24
Szczupak	1	19,70	0,67 $\pm$ 0,00	56,00	37,33 $\pm$ 0,00
Płoc	93	14,96 $\pm$ 4,33	16,11 $\pm$ 17,21	54,16 $\pm$ 46,19	991,61 $\pm$ 1008,48
Jaź	9	19,44 $\pm$ 9,13	3,34 $\pm$ 1,89	171,89 $\pm$ 227,81	520,84 $\pm$ 692,73
Kiełb	9	13,50 $\pm$ 1,06	1,73 $\pm$ 0,92	32,00 $\pm$ 13,58	54,33 $\pm$ 50,13
Okoń	24	12,23 $\pm$ 3,54	10,44 $\pm$ 10,36	30,33 $\pm$ 23,20	396,89 $\pm$ 514,89
Jelec	10	19,90 $\pm$ 3,00	8,67 $\pm$ 10,37	95,20 $\pm$ 41,91	873,34 $\pm$ 1123,83
Lin	5	14,00 $\pm$ 3,08	2,34 $\pm$ 2,35	48,00 $\pm$ 22,12	115,50 $\pm$ 137,89
Ślonecznica	1	6,00	1,00 $\pm$ 0,00	2,00	2,00 $\pm$ 0,00
Kleń	4	26,25 $\pm$ 9,43	2,67 $\pm$ 0,00	276,00 $\pm$ 219,00	736,00 $\pm$ 0,00
Leszcz	4	14,38 $\pm$ 0,66	2,67 $\pm$ 0,00	22,75 $\pm$ 2,22	60,67 $\pm$ 0,00
Karp	1	30,00	0,67 $\pm$ 0,00	636,00	424,00 $\pm$ 0,00

Tabela 6

Długość całkowita ciała ryb (Lt), liczebność względna (NPUE), masa ciała ryb (W) oraz masa względna (WPUE) poszczególnych gatunków stwierdzonych na odcinku rzeki Bystrzycy poniżej zapory (wartości średnie $\pm$ SD; N – liczba osobników)

Gatunek	N	Lt (cm)	NPUE	W (g)	WPUE
Jaź	9	27,37 $\pm$ 7,50	0,19 $\pm$ 0,15	350,11 $\pm$ 253,10	65,65 $\pm$ 69,60
Szczupak	16	36,77 $\pm$ 12,98	0,27 $\pm$ 0,37	464,75 $\pm$ 473,76	134,31 $\pm$ 140,41
Leszcz	106	8,16 $\pm$ 7,26	0,98 $\pm$ 1,91	38,42 $\pm$ 154,83	74,00 $\pm$ 158,79
Płoc	3228	16,06 $\pm$ 3,93	34,15 $\pm$ 76,56	63,21 $\pm$ 44,54	2208,76 $\pm$ 4896,14
Krąp	1	20,00	0,02 $\pm$ 0,00	95,00	1,98 $\pm$ 4,85
Okoń	10	13,17 $\pm$ 4,25	0,15 $\pm$ 0,19	43,40 $\pm$ 43,90	8,16 $\pm$ 12,56
Ukleja	404	10,23 $\pm$ 2,45	5,80 $\pm$ 4,60	9,68 $\pm$ 7,60	54,50 $\pm$ 46,94
Jelec	668	14,92 $\pm$ 2,96	7,27 $\pm$ 15,84	34,44 $\pm$ 27,10	260,75 $\pm$ 508,54
Kiełb	21	12,71 $\pm$ 2,42	0,39 $\pm$ 0,56	22,71 $\pm$ 8,61	8,50 $\pm$ 10,75
Sandacz	10	19,47 $\pm$ 2,89	0,12 $\pm$ 0,22	57,10 $\pm$ 22,02	6,09 $\pm$ 14,09
Boleń	5	24,60 $\pm$ 19,45	0,07 $\pm$ 0,10	336,40 $\pm$ 580,53	14,75 $\pm$ 0,26
Kleń	1	8,00	0,02 $\pm$ 0,00	5,00	0,11 $\pm$ 0,20
Czebaczek amurski	1	7,00	0,02 $\pm$ 0,00	4,00	0,08 $\pm$ 0,20
Różanka	1	6,20	0,02 $\pm$ 0,00	4,00	0,08 $\pm$ 0,20
Karaś srebrzysty	1	21,00	0,02 $\pm$ 0,00	200,00	4,17 $\pm$ 10,21
Ciernik	21	6,00 $\pm$ 0,00	0,22 $\pm$ 0,53	2,00 $\pm$ 0,00	0,44 $\pm$ 1,07

Niniejsze obserwacje potwierdziły znaczący wpływ obecności zapory bez przepławki na rzece Bystrzycy na skład gatunkowy ryb, funkcjonowanie i zagospodarowanie rzeki powyżej i poniżej tamy. Ogółem pomimo takiej samej liczby i częściowego pokrywania się gatunków ryb (48% wspólnych gatunków dla obu odcinków) obie części rzeki reprezentują odmienny charakter. W Bystrzycy powyżej zapory i Zalewu Zemborzyckiego w ogólnej strukturze rybostanu zdecydowanie przeważały ryby charakterystyczne dla krainy pstrąga i lipienia (pstrąg potokowy i lipień). Gatunki te charakteryzowały się także największymi wartościami indeksu stałości występowania C_i . Ponadto, na badanych stanowiskach położonych wzdłuż górnego biegu Bystrzycy biomasa pstrąga potokowego była zdecydowanie większa niż biomasa wszystkich ryb karpiowatych. Pstrąg potokowy był również najliczniej odławianym gatunkiem, zaś lipień i płoć były odławiane średnio dwa razy rzadziej. Taka struktura rybostanu charakteryzująca się przewagą biomasy i liczebności ryb łososiowatych jest właściwa dla górskich odcinków rzek, o odpowiednio wysokim spadku, dobrej jakości wody oraz dobrym natlenieniu (Radtke i in. 2005, Penczak i in. 2006, Wyźga i in. 2008). Należy przy tym podkreślić, że według Ciosa (2013) pstrąg potokowy w Bystrzycy nie występował przed 1980 rokiem. Niestety, budowa zapór i progów wodnych oraz nieprawidłowo wykonane melioracje w połączeniu z zanieczyszczeniem wody oraz kłusownictwem powodują, że populacje pstrąga potokowego w miejscach, w których mógłby on występować z racji sprzyjających warunków środowiskowych bywają niewielkie (Grudniewska i in. 2011). Można przypuszczać zatem, że jego obecna dominacja w strukturze ichtiofauny górnego biegu Bystrzycy jest konsekwencją regularnych akcji zarybiania tym gatunkiem (jak również lipieniem) prowadzonych przez PZW. Pozytywny wpływ mogły mieć także intensywne prace nad budową sztucznych tarlisk, wykorzystywanych przez pstrągi w okresie tarła (dane niepublikowane ZO PZW Lublin). Niestety, brak znakowania wprowadzonego do środowiska narybku pstrąga potokowego oraz regularnych odłowów kontrolnych uniemożliwiają pełną ocenę, w jakim stopniu obserwowana wysoka liczebność tego gatunku jest konsekwencją zarybień, a w jakim zakresie wynika z rozmnażania się lokalnej populacji. Bezsprzecznie uzyskane w niniejszej pracy wyniki świadczą o sukcesie wprowadzania pstrąga potokowego do górnego biegu Bystrzycy. Według Grudniewskiej i in. (2011) zarybianie pstrągiem potokowym niektórych cieków Polski północnej dało bardzo zróżnicowane efekty, zależne nie tylko od konkretnej rzeki, ale także użytego materiału zarybieniowego (narybek letni vs. roczny narybek wiosenny). W funkcjonowaniu tego typu ekosystemów nie bez znaczenia jest ocena ewentualnej presji wędkarskiej na łowiska. Według Puwalskiego (2011) utrzymująca się przez dłuższy czas silna presja wędkarzy na rzeki górskie i niewłaściwe zarządzanie nimi może prowadzić do zaniku lokalnych populacji szczególnie cennych, ze sportowego punktu widzenia gatunków ryb. Z drugiej strony należy wspomnieć o bardzo dużej świadomości i aktywności lokalnych wędkarzy

dbających o utrzymanie tarlisk, dzięki to których staraniom ustalono odcinki „no kill” na górnym odcinku rzeki Bystrzycy

W analizie wyników rybostanu Bystrzycy powyżej zapory, pomimo ilościowej dominacji pstrąga potokowego na poszczególnych stanowiskach, dało się zaobserwować wyraźnie zróżnicowanie struktury ichtiofauny. Na stanowisku położonym najbliżej źródła rzeki dominował pstrąg potokowy, a czym dalej od źródeł, w strukturze połowów wzrastał udział lipienia. Natomiast na stanowisku położonym najbliżej Zalewu Zemborzyckiego zdecydowanie dominowały ryby karpiowate, co mogło być związane z bliskością tego zbiornika. Według danych literaturowych zbiorniki zaporowe poza fizycznym przerywaniem ciągłości rzeki i stworzeniem barier migracyjnych, wpływają w istotny sposób na zmiany w ichtiofaunie zarówno powyżej, jak i poniżej tamy przez drastyczną zmianę szeregu czynników dotyczących termiki, przepływu i składu chemicznego wody (Kukuła i Bylak 2011, Radtke i in. 2011). Podobne zmiany obserwował Kotusz i in. (2009) na odcinku Nysy Kłodzkiej położonym powyżej zbiornika Topola i manifestowały się one głównie zmniejszeniem w ogólnej strukturze połowów udziału gatunków ryb reofilnych i zastąpieniu ich przez gatunki limnofilne i ubikwistyczne. W przypadku Bystrzycy, istotne znaczenie ma także zmiana charakteru rzeki. Wraz ze zwiększaniem się szerokości koryta rzeki zmniejsza się prędkość przepływu wody, co powoduje zwiększenie udziału gatunków ubikwistycznych, głównie płoci.

Na odmienny skład ichtiofauny poniżej zapory wpływa nie tylko jakość zarybień prowadzonych przez użytkownika wody, ale przede wszystkim charakter prowadzonego wędkarstwa. Pomimo corocznych zarybień prowadzonych przez użytkownika gatunkami reofilnymi (jaź, brzana, świnka) zarówno w wynikach połowów wędkarskich, jak i w wynikach połowów kontrolnych gatunki te stanowiły niewielki udział. Odcinek rzeki Bystrzycy poniżej zapory biegnie w swojej początkowej kilkunastokilometrowej części przez teren miasta, co czyni go łatwo dostępnym dla wędkarstwa i sprzyja niekiedy wzmożonej presji na cenne wędkarsko gatunki ryb. Ponadto na tym „mniej ciekawym” fragmencie rzeki brak jest zainteresowania „aktywistów wędkarskich” i połowy wędkarskie nie podlegają specjalnym opłatom, które to z kolei obowiązują na górnym odcinku Bystrzycy.

Podsumowując można stwierdzić, że zapora Zalewu Zemborzyckiego bez przepławki dzieli rzekę na dwa odcinki, tj. górny odcinek typu górskiego i dolny mający charakter typowej rzeki nizinnej. W związku z tym pomimo podobnej liczby gatunków ryb i wartości wskaźników różnorodności, zespoły ryb różnią się znacząco zarówno w wynikach połowów wędkarskich, jak i kontrolnych. Górna część rzeki bogata w gatunki ryb cenne wędkarsko (pstrąg potokowy i lipień) i stale utrzymywana we właściwym stanie poprzez aktywną ochronę tych gatunków, poniżej zapory zmienia się w rzekę mało interesującą, z niskim udziałem gatunków reofilnych i jedynie wędkarsko eksploatowaną.

Literatura

- Augustyn L., Witkowski G. 2008 – Wpływ poprzecznych budowli hydrotechnicznych na migracje ryb ze zbiorników zaporowych – W: Ochrona ichtiofauny w rzekach z zabudową hydrotechniczną (Red.) M. Mokwa, W. Wiśniewolski, Dolnośląskie Wyd. Edukacyjne, Wrocław: 66-73.
- Błachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J., Bartel L., Białokoz W., Borzęcka I., Drożdżyński K., Ligieża J., Ludwiczak M., Pawłowski M., Picińska, Fałtynowicz J., Lisiński K., Witkowski A., Zgrabczyński D., Zgrabczyńska M. 2010 – Ocena potrzeb i priorytetów udrożnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce – Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa: 56-60.
- Cambray J.A., King J.M., Bruwer C. 1997 – Spawning behaviour and early development of the Clanwilliam yellowfish (*Barbus capensis*; Cyprinidae), linked to experimental dam releases in the Olifants River, South Africa – Regul. Rivers Res. Manage 13: 579-602.
- Cardinale B.J., Srivastava D.S., Duffy J.E., Wright J.P., Downing A.L., Sankaran M., Jouseau C. 2006 – Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems – Nature 443: 989-992.
- Ciecierska H., Dynowska M. 2013 – Biologiczne metody oceny stanu środowiska. Tom II – Ekosystemy wodne, Olsztyn: 12-310.
- Cios S. 2013 – Wpływ reintrodukcji pstrąga potokowego (*Salmo trutta m. fario* L.) w środkowej Polsce na populację innych gatunków ryb – Rocz. Nauk. PZW 26: 53-64.
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M., Krepski T. 2010 – Wpływ małej zapory na zmiany składu ichtiofauny w cieku Sitna w ciągu 9 lat (otulina Drawieńskiego Parku Narodowego) – Rocz. Ochr. Środ. 12: 235-247.
- Głowacki Ł., Penczak T. 2000 – Impoundment impact on fish in the Warta River: species richness and sample size in the rarefaction method – J. Fish Biol. 57: 99-108.
- Grudniewska J., Goryczko K., Witkowski A., Kozłowski J., Stańczak K., Kozłowski K., Stańczak K., Kozłowski K., Gąsiarz G., Stabiński R. 2011 – Efekty zarybiania pstrągiem potokowym (*Salmo trutta m. fario* L.) rzek Pomorza (Kaszuby) i Suwalszczyzny – Komun. Ryb. 2(121): 1-6.
- Hall C.J., Jordan A., Frisk M.G. 2011 – The historic influence of dams on diadromous fish habitat with a focus on river herring and hydrologic longitudinal connectivity – Landscape Ecol. 26: 95-107.
- Kajak Z. 2001 – Hydrobiologia-limnologia: ekosystemy wód śródlądowych – Wyd. Nauk. PWN, 359 s.
- Kotusz J., Kuszniarz J., Popiołek, M., Witkowski A. 2009 – Ichtiofauna systemu rzecznego Nysy Kłodzkiej – Rocz. Nauk. PZW. 22: 5-58.
- Kruk A., Penczak T. 2003 – Impoundment impact on populations of facultative riverine fish – Int. J. Lim. 39: 197-210.
- Kruk A., Penczak T., Przybylski M. 2001 – Wieloletnie zmiany w ichtiofaunie górnego biegu Warty – Rocz. Nauk. PZW 14: 189-211.
- Kukuła K., Bylak A. 2011 – Wpływ czynników antropogenicznych na faunę karpackich dopływów Wisły – Rocz. Bieszczadzkie 19: 207-222.
- McLaughlin R.L., Hallett A., Pratt T.C., O'Connor L.M., McDonald D.G. 2007 – Research to guide use of barriers, traps and fishways to control sea lamprey – J. Great Lakes Res. 33: 7-19.
- McLaughlin R.L., Porto L., Noakes D.L.G., Baylis J.R., Carl L.M., Dodd H.R., Goldstein J.D., Hayes D.B., Randall R.G. 2006 – Effects of low-head barriers on stream fishes: Taxonomic affiliations and morphological correlates of sensitive species – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63: 766-779.
- Michalczyk Z. 1997 – Źródła Wyżyny Lubelskiej i Roztocza – Acta UL Folia Geogr. Phisica. 2: 73-93.

- Misztal M., Smal H., Ligęza S. 1996 – Zwartość wybranych makro- i mikropierwiastków w osadach dennych rzeki Bystrzycy – Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 43: 29-292.
- Nilsson C., Jansson R., Zinko U. 1997 – Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation – Science 276: 798-800.
- Pawlik-Skowrońska B., Toporowska M., Kalinowska R. 2015 – Dynamics research of blue-green algae and cyanotoxins production in Zemborzyce reservoir against the background of environmental conditions – W: Zemborzyce reservoir in Lublin. Chances and threats, Lublin: 63-67.
- Penczak T. 1994 – Fish recruitment in the Warta River (1985-1992): impoundment study – Pol. Arch. Hydrobiol. 41(3): 293-300.
- Penczak T., Kruk A., Zięba L.M., Koszaliński H., Tybulczuk S., Galicka W. 2006 – Ichtyofauna dorzeczy Pilicy w piątej dekadzie badań. Część I Pilica – Roczn. Nauk. PZW 19: 103-122.
- Penczak T. 2008 – Znaczenie monitoringu w badaniach ichtyofauny rzek dla potrzeb racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej – W: Użytkownik rybacki–nowa rzeczywistość (Red.) M. Mizieleński, Wyd. PZW, Warszawa: 53-59.
- Penczak T. 1995 – Effects of removal and regeneration of bankside vegetation on fish population-dynamics in the Warta River, Poland – Hydrobiologia 303: 207-210.
- Petts G.E. 1984 – Impounded rivers: Perspectives for ecological management – John Wiley and Sons, Chichester, 326 s.
- Pringle C.M., Freeman M.C., Freeman B.J. 2000 – Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: Tropical – temperate comparisons – BioScience 50: 807-823.
- Prus P., Wiśniewolski W., Adamczyk M. 2016 – Przewodnik metodyczny do monitoringu ichtyofauny w rzekach: <http://www.gios.gov.pl/pl/stan-srodowiska/monitoring-wod> [dostęp dn. 26.03.2021].
- Puwalski K. 2011 – Ichtyofauna Welu i jego dopływów – Nowe Miasto Lubawskie: 34-42.
- Radtke G., Bernaś R., Cegiel K., Dębowski P., Skóra M. 2011 – Ichtyofauna dorzecza Baudy oraz mniejszych cieków uchodzących do Zalewu Wiślanego – Roczn. Nauk. PZW 24: 115-132.
- Radtke G., Witkowski A., Grochowski A., Dębowski P., Kotusz J. 2005 – Odkrycie głowacza przegopłetwego *Cottus poecilopus* Heckel, 1840 (Cottidae) w polskich przymorskich rzekach – Przegl. Zool. 49: 145-151.
- Radwan S. 2006 – Zemborzycki Reservoir – ecological structure, anthropogenic dangers and protection (in Polish) – Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego, Lublin: 1-99.
- Radwan S., Jarzynowa B., Zwolski W., Girsztowt K., Kowalczyk C., Kowalik W., Paleolog A. 1988 – Ekologiczna charakterystyka wód górnego i środkowego biegu rzeki Bystrzycy Lubelskiej, jej dopływów oraz Jeziora Zemborzyckiego – Roczn. Nauk. PZW 1: 123-156.
- Roberts T.R. 2001 – On the river of no returns: Thailand's Pak Mun Dam and its fish ladder – Nat. Hist. Bull. Siam. Soc. 49: 189-230.
- Smal H., Ligęza S., Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Obroślak R. 2013 – Nitrogen and phosphorus in bottom sediments of two small dam reservoirs – Pol. J. Environ. Stud. 22: 1479-1489.
- Stani M. 2005 – Rewitalizacja zbiornika Zemborzyckiego w Lublinie – Teki Kom. Arch. Urb. Stud. Kraj. 1: 177-182.
- Wyżga B., Amirowicz A., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J. 2008 – Zróżnicowanie hydromorfologiczne rzeki górskiej a bogactwo gatunkowe i liczebność ichtyofauny – Infr. Ekol. Ter. Wiej. 2: 273-285.
- Żmudziński L., Kornijów R., Bolaek J., Górniak A., Olańczuk-Neyman K. 2002 – Słownik hydrobiologiczny – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 287 s.

Przeżywalność ikry troci wędrownej (*Salmo trutta m. trutta*) w wybranych rzekach Pomorza Zachodniego

Jan Krzystolik¹, Adam Tański¹, Agata Korzelecka-Orkisz¹, Krzysztof Formicki¹,
Radosław Piesiewicz¹, Rafał Pender², Łukasz Potkański²

¹Katedra Hydrobiologii, Ichtiologii i Biotechnologii Rozrodu,
Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

²Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie

Wstęp

Troć wędrowna (*Salmo trutta m. trutta*) jest anadromicznym gatunkiem występującym w europejskiej części wód Atlantyku oraz w morzach przyległych. Rozradza się w uchodzących do tych akwenów rzekach, o zasięgu od portugalskiej rzeki Duero na południu Europy po rzeki Islandii na północy. W Polsce można ją spotkać w zlewni Odry i Wisły oraz rzekach przymorskich (Bartel 2000). Jest to ryba litofilna składająca ikrę na podłożu kamienisto-żwirowym. Najlepsze miejsca do tarła odnajduje w górnych dopływach rzek, w środowisku z dobrze natlenioną, zimną wodą i dnem pokrytym żwirem. Szczyt tarła przypada zazwyczaj na przełom października i listopada, kiedy temperatura wody oscyluje w przedziale od 5 do 6°C, chociaż w ostatnich latach, ze względu na przedłużający się okres wyższych temperatur jesienią, przypada on na drugą połowę listopada. Płodność samicy zależna jest od jej wielkości. Przyjmuje się, że średnio na 1 kg swojej masy samica składa 1500 jaj (Brylińska i in. 1986). W żwirowym dnie samica buduje gniazdo, w którym złożoną i zapłodnioną ikrę o średnicy od 4,5 do 6,5 mm zakopuje intensywnymi ruchami ogona, tworząc charakterystyczny kopiec. Wielkość gniazda jest silnie skorelowana z wielkością samicy. W przypadku troci wędrownej mieści się ona zazwyczaj w zakresie od 0,5 do 2 m średnicy.

Niestety, obecnie ilość rzek, w których trocie przystępują do tarła, została znacznie ograniczona. Główną przyczyną tego stanu rzeczy są budowle piętrzące wodę, wystę-

pujące prawie w każdej zlewni rzek. Wiele z tych zapór nie posiada odpowiednich urządzeń, umożliwiających rybom migrację do tarlisk znajdujących się w górnych partiach rzek (Radtko i Dębowski 2010, Tański i in. 2011a, Jankowski i in. 2017). Ryby pozbawione możliwości wędrówki nie mają szans na rozród lub zmuszone są do odbycia tarła na potencjalnie gorszych tarliskach, znajdujących się na dostępnym dla nich odcinku, często w głównym korycie. W miejscach tych większe jest ryzyko osadzania się w gniazdach drobnych frakcji mineralnych (piaski, pyły) i organicznych, co wpływa negatywnie na przeżywalność ikry i wylęgu (Nyk i Domagała 2008). Ponadto, liczne odcinki rzek zostały zniszczone przez prace regulacyjne prowadzone w obrębie koryta. Wiele cennych z punktu widzenia rozrodu ryb litofilnych połaci żwiru zostało bezpowrotnie utraconych wskutek zapiaszczenia spowodowanego przez zmianę dynamiki cieku (Tański i in. 2009, Prus i in. 2017). Również postępująca eutrofizacja antropogeniczna rzek przyczynia się do spadku ilości i jakości tarlisk – większa ilość materii organicznej niesiona z prądem rzeki osadza się na żwirowym podłożu prowadząc do jego zamulenia (Tański i in. 2009, Domagała i in. 2010).

Brak odpowiednich miejsc do odbycia tarła, w połączeniu z utrzymującą się na wysokim poziomie eksploatacją rybacką (Bartel 2002) oraz wciąż rosnącą presją wędkarską (Tański i in. 2011b), a także kłusownictwem nasilonym zwłaszcza w okresie tarła ryb łososiowatych, spowodowały w ostatnich dziesięcioleciach XX w. znaczny spadek liczebności populacji troci wędrownej w Polsce (Przybył 1976, Bartel 2002). W celu odbudowy zanikających populacji troci wędrownej rozpoczęto działania, polegające na wzmożonych zarybieniach (Bartel 2002, Bartel 2011) oraz na umożliwieniu rybom odbycia naturalnego tarła, poprzez udrażnianie szlaków migracyjnych i budowę sztucznych tarlisk w miejscach, gdzie istnieje potencjał środowiskowy, a brak jest wystarczającej ilości naturalnego substratu żwirowego do budowy gniazd (Radtko i Dębowski 2010). Takie przedsięwzięcia realizowane były na terenie województwa zachodniopomorskiego w kluczowych dla rozrodu ryb łososiowatych dorzeczach, takich jak Ina, Rega, Gowienica, Wołczenica (Tański i in. 2011a i b, Jankowski i in. 2017, Tański i in. 2018).

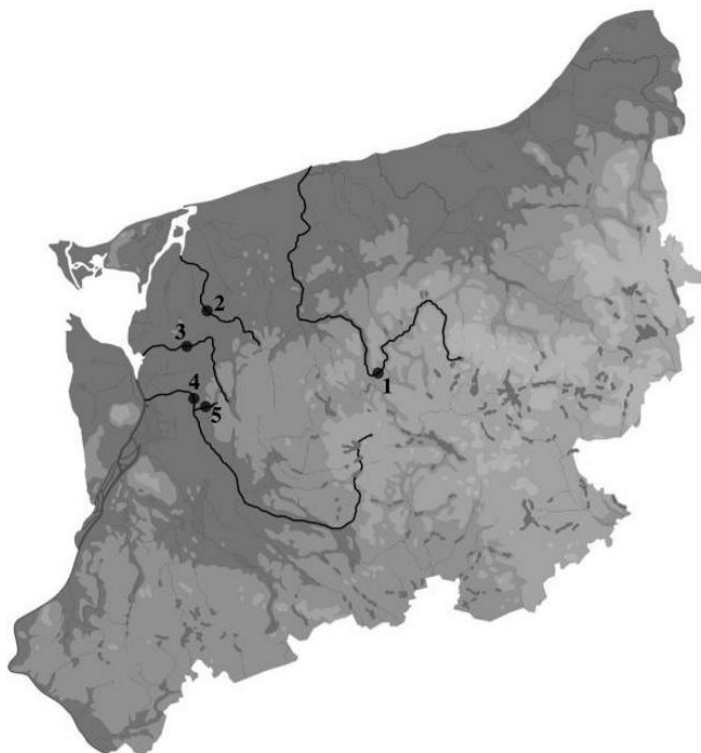
Często podstawą do prowadzenia gospodarki zarybieniowej opartej na zarybieniach rybami łososiowatymi jest fakt występowania w zlewniach rzek ryb z tej rodziny. Ponadto na podstawie parametrów fizykochemicznych wody takich jak natlenienie, średnia temperatura w okresie rozwoju ikry, prędkość przepływu wody, ilość zawiesiny, zawartość substancji biogennych i metali ciężkich można stwierdzić, które cieki posiadają odpowiednie warunki do inkubacji i rozwoju ikry ryb łososiowatych. Jednak, w zależności od charakteru zlewni, przeżywalność ikry może być różna. Wciąż brak jest szczegółowych badań wykazujących rzeczywistą przeżywalność ikry inkubowanej w konkretnych ciekach. Zdarza się bowiem, że teoretycznie dobre parametry fizykochemiczne wody nie

gwarantują sukcesu rozrodczego troci, a potencjalnie gorsze tarliska mogą dawać wysoką przeżywalność inkubowanej tam ikry.

Asumptem do napisania niniejszej pracy było wskazanie zależności między miejscem inkubacji a przeżywalnością ikry. Wiedza ta z jednej strony pomoże wytypować te odcinki rzek, w których należy intensyfikować działania mające na celu zwiększenie dostępnej dla troci powierzchni tarliskowej, z drugiej zaś pozwoli ocenić, gdzie należy wpierw poprawić warunki środowiskowe, a braki w naj młodsz ych rocznikach uzupełniać osobnikami pochodzącymi z zarybień.

Materiał i metody

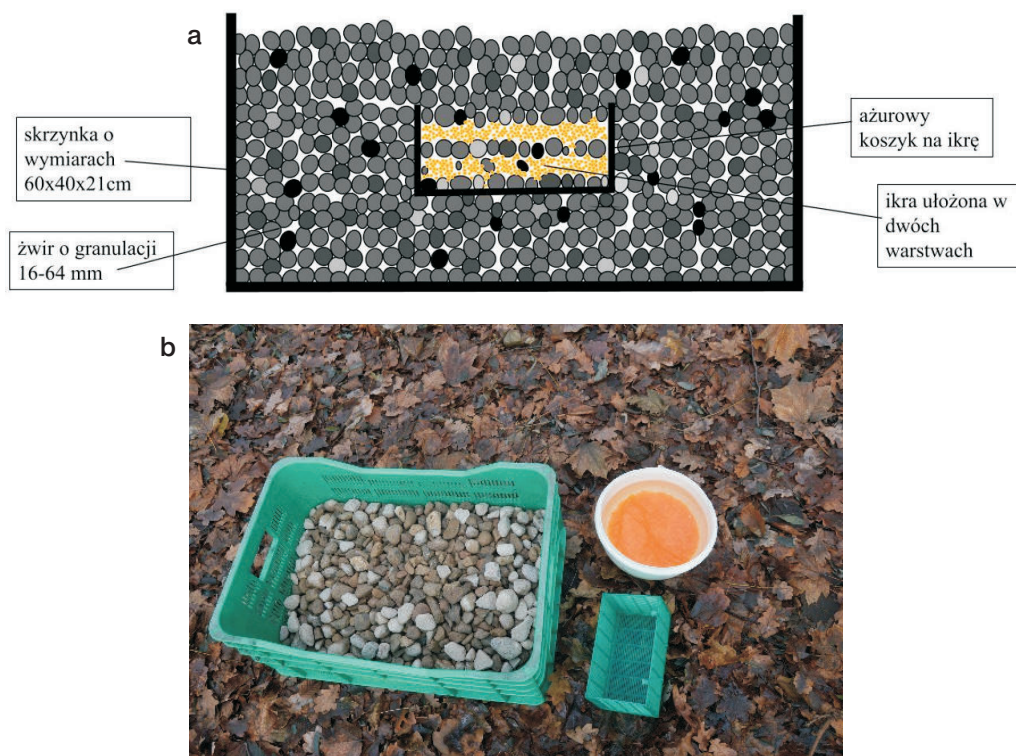
Doświadczenia prowadzono w dwóch sezonach badawczych w latach 2017/2018 i 2019/2020 w okresie od października do marca, czyli w miesiącach naturalnego tarła, a później inkubacji ikry troci wędro wnej. Badania były prowadzone w zlewni następujących rzek: Regi (1), Wołczenicy (2), Gowienicy (3), Iny (4) wraz z Białą Strugą (5) (prawobrzeżny dopływ Iny) (rys. 1).



Rys. 1. Usytuowanie miejsc inkubacji ikry w rzekach: 1 - Rega, 2 - Wołczenica, 3 - Gowienica, 4 - Ina, 5 - Biała Struga.

Przeprowadzone doświadczenie polegało na ustawieniu w badanych rzekach inkubatorów z ikrą. Ikra i mlecz na cele doświadczenia pochodziła od tarlaków odłowionych na Redze. Ikrę pozyskiwano metodą pneumatyczną gwarantującą wysoką jakość pozyskanych gamet (Judycka 2014). Ikrę zapładniano metodą „na sucho”, a następnie w termosach transportowano na miejsce ustawienia inkubatorów – koszy, mających w założeniu w możliwie najwierniejszy sposób odwzorowywać warunki panujące w gnieździe troci wędrownej. Aby zapewnić ikrze odpowiednie warunki do inkubacji, zastosowano odpowiednią mieszankę żwiru o granulacji 16-64 mm z niewielką domieszką grubszych frakcji. Takie uziarnienie zapewnia optymalne warunki do inkubacji ikry troci (Tański i in. 2009). Substrat przed umieszczeniem w koszach optłukano i usunięto kawałki żwiru o zaokrąglonych krawędziach.

Każdy inkubator składał się z perforowanej skrzynki o wymiarach 60 × 40 × 21 cm wypełnionej żwirem, w której umieszczono ażurowy koszyk o wymiarach 14 × 8,5 × 10 cm, do którego włożono 300 szt. zapłodnionej ikry ułożonej w dwóch warstwach (rys. 2a i b).



Rys. 2. Schemat obrazujący układ doświadczenia (a) i zestaw doświadczalny (b).

Miejsca ustawienia inkubatora w każdym z cieków było dobierane w ten sposób, aby warunki były jak najbardziej zbliżone do warunków panujących na tarlisku troci wędrownej. Dlatego też na odcinkach rzek Iny, Gowienicy i Wołczenicy, gdzie dochodzi do naturalnego tarła troci, inkubatory ustawiano obok kopców tarłowych. Z kolei na rzece Redze, gdzie nie obserwowano tarła troci ze względu na brak możliwości migracji spowodowany zabudową hydrotechniczną, inkubatory ustawiono w miejscach tarła pstrąga potokowego, mającego bardzo podobne wymagania środowiskowe do troci. W sezonach badawczych był niski stan wody, który utrudnił wędrówkę ryb na tarliska w Białej Strudze. Dlatego w tym cieku inkubatory ustawiono w miejscach najbardziej przypominających obszary tarliskowe o zwirowym podłożu, znacznym przepływie i dobrym natlenieniu wody. Dokładne lokalizacje i warunki panujące na stanowiskach badawczych zawarte są w tabeli 1.

Tabela 1

Lokalizacja i charakterystyka miejsc, w których realizowano doświadczenie

Rzeka	Lokalizacja inkubatora	Przepływ (m/s)	Natlenienie (mg O ₂ /l)	Szerokość koryta (m)	Głębokość (m)
Rega	53.631592 N, 15.618109 E; Łobez; tarlisko pstrąga potokowego	0,59	9,6	7,5	1,1
Gowienica	53.680139 N, 14.812052 E; Babigoszcz; tarlisko troci wędrownej	0,55	9,72	6,5	1,1
Wołczenica	53.784980 N, 14.851642 E; Derkacz; tarlisko troci wędrownej	0,53	9,16	7	0,7
Ina	53.548818 N, 4.842361 E; Goleniów; tarlisko troci wędrownej	0,62	8,94	10	1,2
Biała Struga	53.523231 N, 14.856062 E; Zabrodzie; odcinek o zwirowym podłożu	0,47	10,11	1,25	0,4

Badanie trwało od zapłodnienia do późnego stadium zaoczkowania. Próbkę kontrolną stanowiła ikra (15000 ziaren) umieszczona na jednej ramce aparatu strumieniowego i inkubowana w wylęgarni PZW w Goleniowie zasilanej wodą z rzeki Wiśniówki (zlewnia rzeki Iny). Doświadczenie kończono po zaoczkowaniu ikry do momentu przed wyklućciem, tj. między 240°D a 260°D rozwoju zarodkowego. Taki wybór momentu zakończenia doświadczenia gwarantował odnalezienie wszystkich ziaren ikry umieszczonych w koszyku, łatwą identyfikację martwej i żywej ikry oraz pewność otrzymania kompletnych wyników (w okresie między zaawansowanym stadium zaoczkowania a wylęgiem straty są nieznaczące) (Tański i in. 2000). Moment zakończenia doświadczenia wyznaczano na podstawie obserwacji stopnia zaawansowania rozwoju ikry inkubowanej

w aparatach kalifornijskich. Temperatura w rzece Wiśniówce dostarczającej wodę na obiekt hodowlany była bowiem zbliżona do termiki wód w badanych ciekach. Za żywą ikrę uznano ikrę zaoczkowaną, do ikry martwej zaliczano ikrę zbiełą oraz ikrę niezaoczkowaną.

Wyniki

Otrzymane wyniki wskazują na korelację pomiędzy wielkością cieku a sukcesem inkubacji. Najwyższą przeżywalność, osiągającą poziom powyżej 60% w obu sezonach badawczych, odnotowano w Białej Strudze. Stosunkowo wysoką przeżywalność obserwowano także w rzece Gowienicy, gdzie w każdym z sezonów badawczych do zaoczkowania wyinkubowano ponad 50% ikry. W Redze wynik inkubacji zależał od sezonu badawczego. W sezonie 2017/2018 osiągnięto przeżywalność na poziomie 55%, a niższy wynik uzyskano w sezonie 2019/2020, gdzie do zaoczkowania przeżyło 33% ikry. Dużą śmiertelność zaobserwowano w Wołčenicy, gdzie przeżywalność wynosiła 7% (w sezonie 2017/2018) i 36% (w sezonie 2019/2020). Najniższy procent przeżycia zanotowano w Inie (0% w sezonie 2017/2018 i 6% w sezonie 2019/2020). Przeżywalność ikry inkubowanej we wskazanych rzekach przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Przeżywalność ikry troci wędrowniej w poszczególnych wariantach doświadczenia

Rzeka	Sezon 2017/2018		Sezon 2019/2020	
	Przeżywalność (szt.)	Przeżywalność (%)	Przeżywalność (szt.)	Przeżywalność (%)
Gowienica	159	53	177	59
Wołčenica	21	7	108	36
Rega	165	55	129	43
Ina	0	0	18	6
Biała Struga	222	74	189	63
Próba kontrolna*	13500	90	13200	88

*aparat strumieniowy w wylęgarni w Goleniowie zasilanej wodą z rzeki Wiśniówka

Dyskusja

Uzyskane w trakcie badań wyniki i poczynione spostrzeżenia po ich analizie oraz skonfrontowaniu ich z wiedzą zaczerpniętą ze źródeł piśmienniczych, pozwalają na sformułowanie wniosków mogących być przydatnymi w praktyce rybackiej. Wyniki otrzymane w niniejszym doświadczeniu są porównywalne z uzyskanymi w badaniach nad prze-

żywalnością ikry w naturalnych gniazdach tarłowych przeprowadzonych przez Tańskiego i in. (2009) na niewielkiej pomorskiej rzece Wiśniówce (dorzecze Iny). Podobne wyniki otrzymano w badaniach prowadzonych w rzekach we Francji (64,4% przeżywalności ikry pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario*) w gniazdach) (Gauthey i in. 2017) oraz na rzekach w USA (około 66% przeżywalność ikry łososia (*Salmo salar*)) (Macenzie i Moring 1988). Prace te dotyczyły inkubacji ikry w stosunkowo niewielkich ciekach, a otrzymane wyniki przeżywalności są porównywalne z wynikami inkubacji prowadzonej na dwóch najmniejszych badanych ciekach: w inkubatorach na Białej Strudze i Gowienicy, gdzie przeżywalność wynosiła odpowiednio 63 – 74% oraz 53 – 59 %. Biorąc pod uwagę podstawowe parametry koryta, szerokość i głębokość i na ich podstawie segregując cieki od najmniejszych do największych, można zauważyć odwrotną korelację pomiędzy rozmiarem cieku a przeżywalnością ikry, tj. im przekrój koryta w cieku był większy, tym przeżywalność ikry w inkubatorach była niższa.

Wyżej wskazaną zależność może tłumaczyć fakt, że jednym z najistotniejszych parametrów decydujących o przeżywalności ikry w gniazdach jest rozmiar cieku i charakter zlewni, przede wszystkim ilość niesionych przez wodę drobnych zawiesin doprowadzających do zamulenia tarliska (Nyk i Domagała 2008, Tański i in. 2009, Tański i in. 2011). Drobne cząstki mineralne i organiczne prowadzą bowiem do blokowania kanałów mikroporów w błonie jajowej, co skutkuje zwiększoną śmiertelnością jaj (Julien i Bergeron 2006). Zjawisko to tłumaczy bardzo niską przeżywalność na stanowisku na Inie w jej dolnym biegu. Oględziny inkubatorów po zakończonym doświadczeniu potwierdzają bowiem gromadzenie znacznej ilości zawiesin na żwirowym substracie umieszczonym w skrzynce. W niewielkich rzekach, o niewielkiej zlewni takich jak górny bieg Regi, Gowienicy i Białej Strugi, ładunek zawiesin niesionych przez wodę jest zwykle mniejszy (Kopacz i in. 2011). Przekłada się to na niewielką ilość zawiesiny obserwowanej w inkubatorach, a co się z tym wiąże na wyższą przeżywalność ikry na tych stanowiskach. Wyjątek od tej zależności stanowi rzeka Wołczenica, która chociaż swoimi rozmiarami przypomina górny odcinek Regi i Gowienicy, to wyniki inkubacji ikry w inkubatorach zlokalizowanych na niej były znacząco gorsze. Jedną z potencjalnych przyczyn może być fakt, że stanowisko badawcze zostało zlokalizowane poniżej elektrowni wodnej na zaporze w Derkaczu. Działalność takiego obiektu powoduje gwałtowne zmiany poziomu wód na odcinku rzeki poniżej elektrowni, co miało miejsce w sezonie 2017/2018 (część kopców tarłowych troci była ponad poziomem wody). Ponadto cofka i rozlewisko powstałe przed zaporą w znaczący sposób wpływać mogą na termikę wód, w sposób niekorzystny z punktu widzenia rozrodu ryb łososiowatych (Łaszewski 2015). Ponadto prace konserwacyjne prowadzą do zamulenia tarlisk znajdujących się poniżej zapory (Chełkowski 1986 i 1988).

Doświadczenie potwierdziło, że najlepsze warunki do rozwoju ikry troci wędrownej występują w niewielkich dopływach, takich jak Biała Struga. Dlatego przy planowaniu lokalizacji sztucznych tarlisk należy w szczególności zwracać uwagę na tego typu ciek. Jednak ciek ten powinien być wystarczająco duży, aby nawet przy niższych stanach wody ryby miały możliwość dotarcia na tarliska. Dobre wyniki inkubacji, także w średnich pod względem wielkości rzekach, takich jak Gowienica i górna Rega, także potwierdzają dobre warunki do rozrodu w tych ciekach. Z kolei ikra złożona w głównym korycie większych rzek, takich jak Ina ma niewielkie szanse na prawidłowy przebieg inkubacji, a wylęg ze względu na obecność drobnych drapieżników, ma mniejsze szanse na przeżycie.

Wykazano, że dobór odpowiedniego cieku powoduje wzrost skuteczności inkubacji ikry w wypełnionych żwirem inkubatorach nawet do 74 %, co może stanowić alternatywę dla kosztowniejszego i bardziej pracochłonnego podchowu ryb w ośrodkach wylęgarniczych. Należy także założyć, że poddawany naturalnej presji środowiska wylęg, który rozwijał się w danej rzece, będzie lepiej przystosowany do warunków panujących w tym cieku niż materiał pochodzący z konwencjonalnych zarybień.

Literatura

- Bartel R. 2000 – Troć morska wędrowna *Salmo trutta trutta* morpha *trutta* L. – W: Ryby słodkowodne Polski (Red.) M. Brylińska. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa: 415-420.
- Bartel R. 2002 – Ryby dwuśrodowiskowe, ich znaczenie gospodarcze, program restytucji tych gatunków – Supp. Acta Hydrobiol. 3: 37-55.
- Bartel R. 2011 – Czy i dlaczego musimy mówić o konieczności zarybiania rybami wędrownymi -https://docs.google.com/viewer?url=http%3A%2F%2Fwww.pzw.org.pl%2Fpliki%2Fprezentacje%2F1395%2Fcms%2Fszablony%2F11205%2Fpliki%2F009_bartel.pdf [dostęp dn. 29.04.2021]
- Brylińska M. 1986 – Ryby słodkowodne Polski – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa: 116-124.
- Chełkowski Z. 1986 – Łosoś w Drawie (XX) – Gosp. Ryb. 10: 18-20.
- Chełkowski Z. 1988 – Łosoś w Drawie (XXII) – Gosp. Ryb. 6: 17-18.
- Domagała J., Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M. 2010 – Zagrożenia antropogeniczne wód zlewni Drawy – Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 10: 157-168.
- Gauthey Z., Lang M., Eloşegi A., Tentelier C., Rives J., Labonne J. 2017 – Brown trout spawning habitat selection and its effects on egg survival – Ecol. Fresh. Fish 26: 133-140.
- Jankowski M., Tański A., Brysiewicz A., Krzysolić J. 2017 – Zmiany rozmieszczenia gniazd tarlowych troci wędrownej (*Salmo trutta* m. *trutta* L.) pod wpływem działalności człowieka na przykładzie rzeki Gowienicy – Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie 17: 3- 59.
- Judycka S. 2014 – Zastosowanie pneumatycznej metody pobierania oocytów w rozrodzie łosia (*Salmo salar*) i troci (*Salmo trutta* m. *trutta*) – W: Pneumatyczna metoda pozyskiwania ikry - możliwości aplikacyjne w rozrodzie ryb dziko żyjących (Red.) R. Kowalski. Wyd. PAN, Olsztyn: 41-51.

- Julien H.P., Bergeron N.E. 2006 – Effect of fine sediment infiltration during the incubation period on Atlantic salmon (*Salmo salar*) embryo survival - *Hydrobiologia* 563: 61-71.
- Kopacz M., Drzewiecki W., Twardy S. 2011 – Badania nad zawartością zawiesiny ogólnej w wodach powierzchniowych zlewni Raby zasilających Zbiornik Dobczycki – *Nauka Przyroda Technologie* 5: 36.
- Łaszewski M. 2015 – Wpływ niewielkich zbiorników na temperaturę wody rzek nizinnych na przykładzie Jeziora i Rzędy – *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 1: 13-25.
- Mackenzie C., Moring J.R. 1988 – Estimating survival of Atlantic salmon during the intragravel period – *N. Am. J. Fish. Manag.* 8: 45-49.
- Nyk J., Domagała J., 2008 – Sztuczne tarliska dla ryb litofilnych w rzekach pomorskich – *Użytkownik Rybacki–Nowa Rzeczywistość*: 134-150.
- Prus P., Popek Z., Pawlaczyk P., 2017 – Dobre praktyki utrzymania rzek – Wyd. WWF, Polska: https://docs.google.com/viewer?url=https%3A%2F%2Fwww.wwf.pl%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2F2018-10%2FDobre_praktyki_utrymania_rzek_wyd_II.pdf [dostęp dn. 29.04.2021]
- Przybył A. 1976 – Ochrona ryb łososiowatych w dorzeczu Warty w okresie Wielkiego Księstwa Poznańskiego – *Gosp. Ryb.* 12: 14-16.
- Radtke G., Dębowski P. 2010 – Sztuczne tarliska dla ryb łososiowatych – problemy i kontrowersje – *Komun. Ryb.* 1 (114): 22-40.
- Tański A., Korzelecka A., Bonisławska M., Winnicki A., Formicki K. 2000 – New data on morphomechanical changes during embryogenesis of pike (*Esox lucius* L.) – *Piscaria* 27: 207-214.
- Tański A., Korzelecka-Orkisz A., Gzyl M., Winnicki A., Formicki K. 2009 – Wpływ struktury żwirowo-kamienistej gniazd na wyniki inkubacji jaj troci (*Salmo trutta* m. *trutta*) – W: *Rozród, podchów, profilaktyka ryb łososiowatych i innych gatunków* (Red.) Z. Zakęś, J. Wolnicki, K. Dęmska-Zakęś, R. Kamiński, D. Ulikowski. Wyd. IRS, Olsztyn: 141-148.
- Tański A., Bonisławska M., Szulc J., Brysiewicz A., Formicki K. 2011a – Zasadność budowy tarlisk dla wędrownych ryb łososiowatych w zlewni Iny na tle badań środowiskowych Cz. 1 – rzeka Ina – *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 11: 253-268.
- Tański A., Bartel R., Pender R., Keszka S., Potkański Ł., Pilch E. 2011b – Gospodarka zarybieniowa trocią wędrowną (*Salmo trutta* m. *trutta*) w zlewni rzeki Iny na tle połowów wędkarskich w latach 1994–2010 – W: *Użytkownik Rybacki*. Wyd. PZW, Warszawa.
- Tański A., Jankowski M., Sosnowski W., Brysiewicz A. 2018 – Możliwości rozrodu ryb łososiowatych w rzece Wołczenicy - *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*: 64: 29-40.

Działania innowacyjne w akwakulturze realizowane w ramach unijnych programów pomocowych w Polsce

Zdzisław Zakęś

Zakład Akwakultury, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Innowacje, innowacyjność oraz innowacyjna gospodarka to słowa klucze ostatnio powszechnie używane w polskich mediach. Stosownie przyjmuje się, że budowanie konkurencyjności danej gospodarki, sektora, a nawet przedsiębiorstwa determinowane jest zdolnościami i efektywnością wdrażania innowacji, czyli innowacyjnością danego podmiotu gospodarczego. Szczególnie podatne na innowacje powinny być młodsze sektory gospodarki, do których należy zaliczyć m.in. akwakulturę, obecnie najprężniej rozwijający się sektor rolnictwa w skali globalnej. Co istotne, nie do końca wiadomo, co jest innowacją, co może, albo lepiej co powinno być uznawane za rozwiązanie innowacyjne.

W teorii za innowację uznaje się każdą zmianę, która coś ulepsza i daje nową jakość. W wielu definicjach podkreśla się jednak praktyczne znaczenie innowacji. W skrócie jest to zastosowanie nowej wiedzy w procesie produkcji (Begg i in. 1997). W Programie Operacyjnym Innowacyjna Gospodarka przez innowacyjność rozumie się wdrożenie nowości do praktyki. Z kolei innowacja to *„wprowadzenie do praktyki nowego lub znacznie ulepszanego rozwiązania w odniesieniu do produktu, procesu, marketingu i organizacji”* (Anonim 2011a). Generalnie, innowacje dzielimy na: technologiczne/techniczne, organizacyjne, procesowe i marketingowe. Często wszystkie typy innowacji występują łącznie, zwłaszcza w przedsiębiorstwach produkcyjnych. Z taką sytuacją mamy do czynienia np. w sektorze akwakultury. Przykładem doskonale obrazującym złożoność innowacji w przedsiębiorstwach akwakultury może być wprowadzenie nowego gatunku ryby do intensywnej hodowli w systemach recyrkulacyjnych (RAS). W takim przypadku opracować należy technologię produkcji uwzględniającą wymagania środowiskowe, behawio-

ralne i żywieniowe gatunku (innowacja technologiczna). Oczywiście decyzje, co do zasadności jego produkcji powinny być poprzedzone analizą rynku, jego potrzeb i preferencji konsumentów. Kolejnym krokiem są innowacje techniczne polegające na zaprojektowaniu i skonstruowaniu linii produkcyjnych odpowiednich do określonych założeń technologicznych. Opracowane powinny być procedury obsługi poszczególnych linii produkcyjnych, standardy pracy i bezpieczeństwa (innowacja procesowa). Innowacja organizacyjna polegałaby na zatrudnieniu odpowiednio wyszkolonego personelu i/lub przeszkoleniu pracowników. Ważnym elementem kompleksowego działania innowacyjnego jest opracowanie strategii sprzedaży i dystrybucji produktu (innowacja marketingowa). Dla porównania w przedsiębiorstwach usługowych zastosowanie mają przede wszystkim innowacje organizacyjne i/lub marketingowe.

Wiadomo, że największe korzyści ekonomiczne, wyrażone m.in. najwyższą wartością dodaną, przynoszą innowacje technologiczne/techniczne, przeważające w przedsiębiorstwach produkcyjnych, a więc i w szeroko rozumianych gospodarstwach rybackich. Są one jednak najbardziej kosztowne. Ich podstawę stanowią bowiem wyniki prac naukowych i szeroko rozumiana działalność badawczo-rozwojowa (B+R). W dużym stopniu o efektywności wdrażania innowacji, a więc o innowacyjności gospodarki danego kraju decydują nakłady finansowe przeznaczane na działalność B+R. W poszczególnych krajach Unii Europejskiej (UE) nakłady na działalność B+R są bardzo zróżnicowane. Symptomatyczne, że w 2018 roku, ponad połowa całkowitych nakładów poniesionych na działalność B+R w UE generowana była przez trzy kraje, tj. Niemcy, Francję i Wielką Brytanię. Zauważyć warto, że udział Niemiec przekraczał 30% całkowitych nakładów UE. W przypadku Polski udział ten wyniósł 1,8%, co plasowało nasz kraj na 12 miejscu w łącznym nakładzie UE na działalność B+R (Ziętek-Kwaśniewska 2020). Co istotne, wydatki brutto na badania i rozwój w Szwecji, Austrii, Niemczech i Danii przekraczały 3% PKB, a w Polsce, w 2018 roku, wyniosły 1,2% PKB, co plasowało nas na 17 pozycji wśród państw UE. Oczywiście przekłada się to na innowacyjność gospodarek krajowych. Ważony wskaźnik innowacyjności (obliczony na podstawie 20 częściowych parametrów) w Polsce przyjął wartość niespełna 0,3, podczas gdy np. w Szwecji (lider innowacyjności wśród krajów UE) ponad 0,7 (Pro Inno Europe 2012). Interesująco wygląda struktura nakładów wewnętrznych na działalność B+R według sektorów wykonawczych. Nakłady sektora przedsiębiorstw stanowiły w Polsce, w 2018 roku, 66,1% całkowitych krajowych nakładów na działalność B+R, jednostek naukowych 31,7%, instytucji rządowych 1,9% i prywatnych instytucji niekomercyjnych 0,3% (Ziętek-Kwaśniewska 2020). Zauważalna jest dominacja tzw. sektora przedsiębiorstw. Dotyczy to jednak sektorów gospodarki o znaczących zasobach finansowych, np. branże stosujące technologię „*high-tech*”, przemysł farmaceutyczny, czy też kosmetyczny. Posiadają one

możliwości tworzenia tzw. ram instytucjonalnych wspierających działalność innowacyjną, takich jak: inkubatory przedsiębiorczości, parki technologiczne i klastry (Bukowski i in. 2012). Trudno przypuszczać, biorąc pod uwagę kondycję ekonomiczną podmiotów *stricto* rybackich, by udział tego sektora w działalności B+R był istotny, czy też nawet możliwy.

Wspieranie innowacji w ramach unijnych programów pomocowych

Podstawą rozwoju i implementacji innowacji w Polsce są programy UE (Bukowski i in. 2012). Biorąc pod uwagę niezbyt duże nakłady PKB na działalność B+R w naszym kraju, a także słabą kondycję ekonomiczną większości podmiotów rybackich, pewną szansę wdrażania innowacji w tego typu przedsiębiorstwach dawały i dają środki finansowe rybackich unijnych programów pomocowych, czyli: Sektorowego Programu Operacyjnego „Rybołówstwo i przetwórstwo ryb 2004-2006” (SPO), Programu Operacyjnego „Zrównoważony rozwój sektora rybołówstwa i nadbrzeżnych obszarów rybackich 2007-2013” (PO RYBY), Programu Operacyjnego „Rybackstwo i Morze” na lata 2014-2020 (PO Rybackstwo i Morze). W SPO innowacyjność znalazła się w działaniu 4.6., nazwanym symptomatycznie *Działania innowacyjne i inne*. Już samo to sformułowanie było świadectwem małej wagi przykładanej do innowacji. Zostały one umieszczone w jednym działaniu z tzw. innymi operacjami, czyli wszystkimi, które, jak można się domyślać, nie były działaniami priorytetowymi. Biorąc jednak pod uwagę trudną sytuację ekonomiczną całego sektora rybackiego sytuacja ta nie mogła do końca zaskakiwać. Zauważyć należy, że działanie to cieszyło się jednak dużym zainteresowaniem potencjalnych beneficjentów, o czym świadczy liczba wniosków o dofinansowanie (WoD) (66 WoD) i ich wartość, która 2,5-krotnie przekraczała wysokość przyznanego limitu finansowego. Wydatki na wdrażanie działania 4.6., w ramach SPO, wyniosły niespełna 5%. Zrealizowano bowiem 44 projekty na łączną kwotę 50,7 mln zł. Beneficjentami tych środków były głównie instytuty badawcze i uczelnie wyższe (powyżej 90% wykorzystanych środków), a przedsiębiorstwa prywatne zrealizowały jedynie 3 z 44 projektów, na kwotę 4,5 mln zł. Odnotować należy, że cele tegoż działania zostały sformułowane dość szeroko i skoncentrowane były na innowacjach w ochronie rybostanu, przetwórstwie ryb i akwakulturze. Na operacje związane z ochroną zasobów rybołówstwa morskiego wydatkowano ok. 22% środków, przetwórstwem ryb ok. 26%, akwakulturą i ochroną zasobów wód śródlądowych ok. 52%. Dane te wskazywałyby, że na akwakulturę, w ramach działania 4.6., wydatkowano znaczącą część środków finansowych. Jeśli zastosujemy inny

podział operacji, uwzględniający zakładane cele operacji, wówczas udział projektów innowacyjnych o tematyce *stricte* związanej z akwakulturą nie był tak znaczący. Na projekty dotyczące jakości produktów rybnych wydawkowano bowiem 30% środków, ochronę zasobów ryb 44%, a na pozostałe (w tym akwakulturę) 26%. Odnotować należy, że realizacja tego działania w ramach SPO skutkowała dofinansowaniem badań naukowych prowadzonych przez instytuty badawcze i uczelnie wyższe. Efektem opracowanych innowacyjnych rozwiązań były też wdrożenia, dotyczące m.in. produkcji materiału zarybieniowego szczupaka, restytucji jesiotra, technologii chowu i hodowli siei jeziorowej. Operacje realizowane w ramach działania innowacyjnego cechował szeroki zakres tematyczny i metodologiczny. Realizowane były bowiem zarówno stosunkowo proste projekty środowiskowe, związane z bonitacją rzek i jezior, jak i projekty wymagające specjalistycznego sprzętu, związane np. z chorobami wirusowymi ryb. Wyróżnić też można było działania o charakterze innowacyjnym w skali UE, dotyczące certyfikowania produktów akwakultury, czy też dobrostanu ryb. Słabą stroną projektów innowacyjnych zrealizowanych w ramach SPO był ich przeważnie lokalny charakter, a także niewystarczające upowszechnienie uzyskanych wyników (Anonim 2010).

W PO RYBY działania innowacyjne realizowane były w ramach Osi priorytetowej 3: Środki służące wspólnemu interesowi, środek 3.5. Projekty pilotażowe. Cele realizacji tego środka zostały określone również szeroko, obejmowały bowiem testowanie i wdrożenie nowych rozwiązań technicznych i technologicznych dotyczących: zmniejszenia negatywnego wpływu rybactwa śródlądowego i rybołówstwa morskiego na środowisko, poprawy oraz opracowania alternatywnych metod zarządzania rybołówstwem, doskonalenia metod chowu i hodowli ryb oraz badań w zakresie rybactwa śródlądowego, poprawy stosowanych technologii w zakresie przetwórstwa ryb, w tym systemów zarządzania jakością i bezpieczeństwem żywności. Postawione cele implikowały ograniczone zainteresowanie projektami pilotażowymi do wąskiej grupy instytucji naukowych dysponujących odpowiednią kadrą i zapleczem badawczym. Szeroki zakres badań możliwych do zrealizowania jedynie przez duże zespoły badawcze, skutkował też szybkim wyczerpaniem się środków przewidzianych na dofinansowanie projektów pilotażowych. Liczba złożonych WoD wyniosła 38 na kwotę ok. 180 mln zł, co 2,5-krotnie przekraczało wartość limitu finansowania na ten środek. Po ewaluacji WoD podpisano 12 umów na łączną kwotę 73,3 mln zł (Anonim 2017). Przyjęty system/kryteria naboru WoD, tj. termin wpływu i kompletność wniosków nie sprzyjał ich merytorycznej ocenie. W procesie selekcji WoD niestety nie wykorzystano w pełni ważnego kryterium, jakim jest innowacyjność projektu. W zasadzie projekty pilotażowe powinny być oceniane przede wszystkim pod kątem ich nowatorstwa i możliwości wdrożenia (Anonim 2011b). Analizy *ex post* efektów implementacji środka 3.5. Projekty pilotażowe wskazywały na potrzebę

włączenia do nich podmiotów gospodarczych wdrażających uzyskane efekty i biorących współodpowiedzialność za ich realizację. Rekomendowano, by rola instytucji naukowych ograniczona była do wykonawcy koncepcji projektu innowacyjnego. Koszt projektu pilotażowego składałby się wówczas z dwóch składników, tj. kosztu wykonania badań oraz kosztu wdrożenia ich efektów. Zasadniczym elementem zakwalifikowanych i zrealizowanych projektów pilotażowych były jednak badania podstawowe, które zazwyczaj nie znajdują bezpośredniego zastosowania praktycznego. Świadczy o tym liczba wdrożonych nowych rozwiązań technicznych i technologicznych w ramach środka 3.5, która została oszacowana na 12 (Anonim 2017).

W ramach PO „Rybacktwo i Morze”, Działanie 2.1 Innowacje, Priorytet 2 „Wspieranie akwakultury zrównoważonej środowiskowo, zasobooszczędnej, innowacyjnej, konkurencyjnej i opartej na wiedzy”, podpisano umowy dotyczące 12 projektów. Są one w trakcie realizacji, trudno jest więc dokonać ich oceny w kontekście efektywności ich wdrażania. Według definicji Organizacji Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (OECD) za innowacyjne można uznać rozwiązanie, które znajdzie praktyczne zastosowanie (Bukowski i in. 2012). Ostatnim etapem procesu powstawania i wdrażania innowacji jest tzw. dyfuzja, czyli ich przejmowanie przez przedsiębiorstwa. Z analiz *ex post* rybackich programów pomocowych można wysnuć wniosek, że wyniki uzyskane w projektach *stricto* innowacyjnych nie są upowszechniane i wdrażane w stopniu satysfakcjonującym. Przyczyny tego zjawiska są wieloaspektowe, a niektóre z nich zostały przedstawione powyżej. Wydaje się, że zasadniczym problemem jest demonstracja projektu/produktu, czyli faza pośrednia pomiędzy prowadzeniem prac rozwojowych (realizacja projektu) i ich wdrażaniem (dyfuzja). Z pewnością pewną formą demonstracji projektów są tzw. działania miękkie, organizowane w formie konferencji i szkoleń, na których przedstawiane są wyniki prac B+R. Tego typu działania/operacje realizowane były i są również w ramach rybackich programów pomocowych UE, w kolejnych okresach programowania. Z całą pewnością operacje tego typu są ważnym elementem dyfuzji innowacji, ale często można im zarzucić zbyt teoretyczny charakter.

W ramach PO „Rybacktwo i Morze” stworzono działanie 2.2 Usługi z zakresu zarządzania, zastępstw i doradztwa dla gospodarstw akwakultury. Uwagę zwracają projekty dotyczące doradztwa, które mogą być dobrym rozwiązaniem zwiększającym efektywność dyfuzji rozwiązań innowacyjnych w sektorze akwakultury i rybactwa. Jednym z wniosków analiz efektów wydatkowania funduszy europejskich w Polsce jest konieczność dywersyfikacji instrumentów wsparcia innowacyjności w kontekście rodzaju adresowanego problemu. Pomoc publiczna na działalność innowacyjną powinna być kierowana głównie do sektora mikro, małych i średnich firm (Bukowski i in. 2012).

Specyfika projektów doradczych realizowanych w ramach PO Rybactwo i Morze

Usługi z zakresu zarządzania, zastępstw i doradztwa dla podmiotów rybackich obejmują operacje mające na celu wspieranie rozwoju technologicznego, innowacji i transferu wiedzy. Pomoc w ramach tego działania może być przyznana instytutom badawczym i szkołom wyższym prowadzącym badania w obszarze rybactwa (Rozporządzenie 508/2014, Rozporządzenie 515/2017). Jednym z warunków uzyskania środków finansowych z tego działania było opracowanie programu doradczego, który musiał uzyskać pozytywną opinię ministra właściwego ds. rybołówstwa (Zakęś i Krejszeff 2020). O ile w przypadku projektów innowacyjnych celem powinno być powstanie nowatorskiego rozwiązania w skali przynajmniej krajowej, o tyle w sytuacji doradztwa, *novum* może dotyczyć nawet przedsiębiorstwa. Biorąc pod uwagę ograniczone zasoby finansowe w ramach rybackich programów pomocowych UE, szczególnie na projekty innowacyjne, takie rozwiązanie można uznać za korzystne, szczególnie w kontekście dostępności do tego rodzaju dofinansowania, możliwości prezentacji rozwiązań innowacyjnych i ich dyfuzji. Szczegóły tego typu operacji najlepiej zobrazuje przykład jednego z projektów doradczych, Program Doradztwa Rybackiego „Rozradzanie, wylęgarnictwo, podchowryb i zarybianie” (PDR IRS) koordynowany przez Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, od stycznia 2020 roku (Zakęś i Krejszeff 2020). Projekt ten realizowany jest w formie dwóch działań, tj.: doradztwa realizowanego w miejscu, czyli bezpośrednio u adresata usług doradczych (w gospodarstwie rybackim) i w postaci warsztatów składających się z dwóch części: teoretycznej (wykłady, prezentacje multimedialne) i praktycznej, w czasie której każdy uczestnik osobiście wykonuje zabiegi, czy też procedury hodowlane. Przedmiotowy program doradczy obejmuje problematykę: kontrolowanego rozrodu, wylęgarnictwa, podchowów w systemach o różnym stopniu intensyfikacji produkcji i zarybiania/obsadzania wód otwartych/stawów. W obszarze zainteresowań tego programu znalazły się ryby o szczególnym znaczeniu gospodarczym, perspektywiczne dla akwakultury, tj. gatunki jesiotrowate, drapieżne (szczupak, sandacz, okoń, sum europejski), siejowate (siejka i sielawa) i karpowate (np. lin, karaś pospolity, certa, brzana, świnka i inne). Szczegóły można znaleźć na stronie internetowej przedmiotowego projektu: <https://doradztwo.infish.com.pl/>.

Odnotować należy, że programy doradcze stwarzają możliwość wdrażania różnych pomysłów/rozwiązań innowacyjnych będących efektem zarówno tzw. statutowych projektów badawczych uczelni i instytutów, jak i projektów finansowanych z tzw. źródeł zewnętrznych, tj. środków krajowych (Narodowe Centrum Nauki, Narodowe Centrum Badań

i Rozwoju), funduszy europejskich (Programy Operacyjne i Regionalne Programy Operacyjne) i innych działań prowadzonych na szczeblu europejskim (np. Programy Ramowe). Co godne podkreślenia, tego rodzaju projekty umożliwiają wdrożenie zarówno drobnych (niskokosztowych) zabiegów/procedur hodowlanych, jak i bardziej kompleksowych biotechnik w sektorze rybactwa. Przy czym podkreślić należałoby znaczenie implementacji tych pierwszych rozwiązań. Częstokroć drobne udoskonalenia, tzw. innowacje usprawniające poprawiają znacząco istniejące procesy i/lub produkty. Przykładem mogą być zabiegi/procedury determinujące efekty prac wylęgarniczych (np. metody określania dojrzałości ryb, protokoły stymulacji hormonalnej i/lub środowiskowej, techniki zapładniania i odklejania ikry itp.), czy też produkcji materiału zarybieniowego (np. techniczne rozwiązania dotyczące żywienia ryb, harmonogramy podawania pasz, techniki sortowania obsad, procedury przygotowania ryb do transportu itp.). Co istotne, w przypadku doradztwa w miejscu, zabiegi/procedury/techniki hodowlane wdrażane są bezpośrednio w danym przedsiębiorstwie, czy też obiekcie hodowlanym. Umożliwia to uwzględnienie często specyficznych dla niego warunków technicznych i/lub środowiskowych. Również ważny jest fakt bezpośredniego zaangażowania we wdrożeniu personelu zatrudnionego w danym gospodarstwie. Zakres wdrożeń realizowanych w programach doradczych w formie warsztatów (szkolenia teoretyczno-praktyczne) jest szerszy i obejmuje np. kompleksowe biotechniki rozrodu wybranych gatunków ryb, czy też produkcji materiału zarybieniowego w systemach recyrkulacyjnych (RAS). W tego rodzaju wdrożeniach szczególnie ważna jest część praktyczna, w której każdy szkolony ma okazję osobiście przećwiczyć, czyli poznać od podstaw, poszczególne elementy danej biotechniki.

Dotychczas zrealizowane doradztwa w miejscu (PDR IRS) dotyczyły ryb drapieżnych (szczupak, sandacz), jesiotrowatych (jesiotr syberyjski, rosyjski i sterlet), siejowatych (siejka i sielawa), karpowatych (amur, brzana i karp). Powyższy skład gatunkowy jest z pewnością pewnym wyznacznikiem znaczenia tych taksonów dla rybactwa i akwakultury w Polsce. W tym miejscu należy zastrzec, że przedmiotowy projekt nie obejmował ryb łososiowatych. Blisko 70% projektów mieściło się w problematyce kontrolowanego rozrodu ryb, a reszta dotyczyła produkcji materiału zarybieniowego i obsadowego (fot. 1, 2, 3, 4). Zauważyć warto, że zdecydowana większość (ok. 90%) usług doradczych związana była z systemami RAS (kontrolowane rozrody i podchowy), a jedynie sporadycznie dotyczyły one *stricte* chowu ryb w stawach. Różny był też zakres usług doradczych, od implementacji stosunkowo prostych metod zapładniania ikry (płyny zapładniające), po bardziej złożone, kompleksowe biotechniki rozradzania i produkcji materiału zarybieniowego w RAS. Wdrożenia prowadzone w RAS dotyczyły wykorzystania tego typu urządzeń do środowiskowej stymulacji rozrodu ryb i przeprowadzania akcji



Fot. 1. Usługami doradczymi zainteresowane są zarówno gospodarstwa inwestujące w budowę nowej infrastruktury (a), jak i dysponujące podchowalniami wymagającymi zmodernizowania (b) (fot. Z. Zakęś).



Fot. 2. Znacząca część usług doradczych dotyczy optymalizacji funkcjonowania systemów recyrkulacyjnych (fot. Z. Zakęś).



Fot. 3. System RAS, w którym wdrażana była technologia podchowu narybku szczupaka (fot. Z. Zakęś).



Fot 4. Sztuczny rozród jesiotra (a) i suma europejskiego (b) realizowany w ramach programu doradczego (fot. M. Szczepkowski, Z. Zakęś).

tarłowej (pozyskiwanie produktów płciowych, inkubacja ikry i wstępny podchów larw), czy też usprawnienia funkcjonowania RAS (optymalizacja pracy filtrów mechanicznych i biologicznych). Na podstawie struktury tematów usług doradczych podejmowanych w pierwszym roku realizacji projektu PDR IRS, zaobserwować można, że głównym odbiorcą usług doradczych są przedsiębiorstwa rybackie dysponujące obiektami wylęgarnicznymi. Usługi tego typu *de facto* nie budzą, przynajmniej do tej pory, zainteresowania właścicieli gospodarstw stawowych. Najbardziej otwartymi na innowacje są gospodarstwa rybackie dysponujące obiektami wyposażonymi w systemy RAS. Wynika to przede wszystkim z możliwości wdrażania różnych nowatorskich biotechnik rybackich w tego typu obiektach, jak i nowatorskiego charakteru technologii RAS *per se*.

Reasumując, efekty dyfuzji dużych projektów pilotażowych i innowacyjnych należałoby oceniać raczej w skali makro, a tego typu analizy mają raczej długoterminową perspektywę. Cechą tego typu operacji często jest ich badawczy charakter, czyli w istocie mogą one stanowić swego rodzaju zaczyn do dalszych projektów wdrożeniowych i dyfuzji opracowanych metod, technik, procesów, czy też technologii. Biorąc pod uwagę charakter branży rybackiej, w której zdecydowanie dominują mikro i małe przedsiębiorstwa, dużo bardziej skuteczne jest wdrażanie innowacji w ramach operacji realizowanych poprzez np. programy doradcze. Co istotne, w zasadzie o efektach tego typu działań można przekonać się w krótkim czasie po zakończeniu danej usługi doradczej. Zauważyć też należy, że stanowią one szansę zwiększenia tempa dyfuzji rozwiązań innowacyjnych opracowanych w jednostkach naukowych, których potencjał, z uwagi na różnego rodzaju ograniczenia finansowe i prawne nie jest optymalnie wykorzystywany.

Opracowanie wykonano w ramach projektów współfinansowanych przez Unię Europejską ze środków finansowych Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego PO „Rybnactwo i Morze 2014-2020”, Działanie 2.1. Innowacje, Umowa nr 00001-6521.1-OR1600002/17/18, Działanie 2.2 Usługi z zakresu zarządzania, zastępstw i doradztwa dla gospodarstw akwakultury, Umowa Nr 00002-6521.2-OR1400003/18/20 i tematu statutowego IRS w Olsztynie (Temat S-028).

Literatura

- Anonim 2010 – Ocena *ex post* Sektorowego Programu Operacyjnego „Rybnactwo i przetwórstwo ryb 2004-2006”. Raport końcowy – Maszynopis.
- Anonim 2011a – Program Operacyjny Innowacyjne Gospodarka, 2007-2013 – www.poig.gov.pl
- Anonim 2011b – Wykonanie oceny okresowej Programu Operacyjnego „Zrównoważony rozwój sektora rybnactwa i nadbrzeżnych obszarów rybackich 2007-2013” – Maszynopis.
- Anonim 2017 – Sprawozdanie końcowe z realizacji Programu Operacyjnego „Zrównoważony rozwój sektora rybnactwa i nadbrzeżnych obszarów rybackich 2007-2013” – Maszynopis

- Begg D., Fisher S., Dornbush R. 1997 – Makroekonomia – PWE, Warszawa.
- Bukowski M., Szpor A., Śniegocki A. 2012 – Potencjał i bariery polskiej innowacyjności – Wyd. Instytutu Badań Strukturalnych, Warszawa.
- Pro Inno Europe 2012 – Innovation Union Scoreboard 2011. The Innovation Union's performance scoreboard for Research and Innovation. Komisja Europejska, Bruksela – Portal innowacji.
- Rozporządzenie 508/2014 – Rozporządzenie Parlamentu europejskiego i Rady (UE) Nr 508/2014 z dnia 15 maja 2014 r. w sprawie Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego oraz uchylające rozporządzenia Rady (WE) nr 2328/2003, (WE) nr 861/2006, (WE) nr 1198/2006 i (WE) nr 791/2007 oraz rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1255/2011.
- Rozporządzenie 515/2017 – Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 28 lutego 2017 r. w sprawie szczegółowych warunków i trybu przyznawania, wypłaty i zwrotu pomocy finansowej oraz wysokości stawek tej pomocy na realizację działań w ramach Priorytetu 2 – Wspieranie akwakultury zrównoważonej środowiskowo, zasobooszczędnej, innowacyjnej, konkurencyjnej i opartej na wiedzy, zawartego w Programie Operacyjnym „Rybacktwo i Morze” (Dz. U. z dnia 10 marca 2017, poz. 515).
- Zakęś Z., Krejszeff S. 2020 – Program Doradztwa Rybackiego „Rozradzanie, wylęgarnictwo, podchów ryb i zarybianie” – Komun. Ryb. 5: 5-8.
- Ziętek-Kwaśniewska K. 2020 – Nakłady na działalność badawczo-rozwojową w Polsce na tle państw Unii Europejskiej – Studia BAS 1(61): 9-25.

Sztuczny rozród jesiotra ostronosego – ważny krok w zachowaniu gatunku w Polsce

Mirosław Szczepkowski, Bożena Szczepkowska, Iwona Piotrowska, Michał Kozłowski

Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wstęp

Jesiotr ostronosy (*Acipenser oxyrinchus* Mitchill) (fot. 1) jest przedstawicielem rodziny jesiotrowatych, starej filogenetycznie grupy ryb. Obecnie występuje naturalnie na wschodnim wybrzeżu Ameryki Północnej, gdzie odbywa tarło m.in. w rzekach Św. Wawrzyńca i Św. Jana (Hilton i in. 2016). Badania genetyczne wykazały że gatunek ten zamieszkiwał również wody Europy (Ludwig i in. 2002), w tym obszar Morza Bałtyckiego (Popovic i in. 2014), jed-



Fot. 1. Jesiotr ostronosy w basenie Zakładu Hodowli Ryb Jesiotrowatych



Fot. 2. Ikra jesiota ostronosego pochodząca z Kanady podczas transportu.

nak te populacje całkowicie wyginęły. W kilku krajach m.in. w Niemczech, Polsce, Litwie i Łotwie podjęto próby jego restytucji w oparciu o populację z rzeki Św. Jana (Gessner i in. 2005, Gushchin i in. 2013, Purvina i Medne 2018). Począwszy od 2004 roku larwy i wylęg uzyskane w wyniku rozrodu tarlaków złowionych w tej rzece sprowadzono również do różnych ośrodków hodowlanych w Polsce. Materiał wykorzystano do prac badawczych, zarybień oraz tworzenia stad tarłowych w różnych warunkach środowi-

skowych i hodowlanych, m.in. w stawach ziemnych i betonowych oraz systemach recyrkulacyjnych (Kolman i in. 2011). W pracy opisano przebieg dotychczasowych przedsięwzięć, których zwieńczeniem był pierwszy sztuczny rozród jesiota ostronosego w Polsce.

W Polsce praktyczne działania związane z jesiotrem ostronosym rozpoczęto w 2004 roku, kiedy to do Zakładu Hodowli Ryb Jesiotrowatych Instytutu Rybactwa Śródlądowego sprowadzono po raz pierwszy zapłodnioną ikrę tego gatunku pochodzącą z rzeki Św. Jana (Nowy Brunswick, Kanada). W kolejnych latach sukcesywnie sprowadzano ikrę lub larwy (fot. 2), a w 2005 roku także większe osobniki o masie ciała (m.c.) ok. 1,5 kg (fot. 3).



Fot. 3. Selekt y jesiota ostronosego sprowadzone z Kanady w 2005 roku.

Działania miały coraz większy zasięg i zakres, ryby trafiły także do komercyjnych ośrodków, np. Ośrodka Zarybieniowego w Grzmięcy (PZW Toruń), Szczodrem (PZW Wrocław) i Gospodarstwa Rybackiego w Kuźniczce. Szybko jednak okazało się, że jest to gatunek niezwykle trudny w podchowcie i utrzymaniu, a problemy dotyczyły praktycznie wszystkich stadiów rozwojowych.

Przebieg prac w Zakładzie Hodowli Ryb Jesiotrowatych

W ZHRJ prace dotyczące jesiota ostronosego prowadzono w oparciu o systemy recyrkulacyjne. W pierwszych dwóch latach życia ryby przetrzymywano w basenach narybkowych o przekroju kwadratowym z tworzywa sztucznego o wymiarach $2 \times 2 \times 0,7$ m (ST 21-26, SDK Ostróda), a w kolejnych przenoszono je do większych basenów rotacyjnych, o średnicy 6 m i głębokości 1,5 m (SRT-6, SDK Ostróda). W miarę wzrostu ryb i w zależności od potrzeb wykorzystywano trzy systemy narybkowe i sześć systemów dla tarlaków umieszczonych wewnątrz budynku (fot. 4).

Systemy recyrkulacyjne pozwalały na utrzymywanie optymalnych warunków środowiskowych, opartych na następujących parametrach: zawartości tlenu powyżej 6 mg/dm^3 , ilości całkowitego azotu amonowego poniżej $1,0 \text{ mg/dm}^3$, a azotynów $0,6$



Fot. 4. Podchowalnia jesiota ostronosego w Zakładzie Hodowli Ryb Jesiotrowatych.

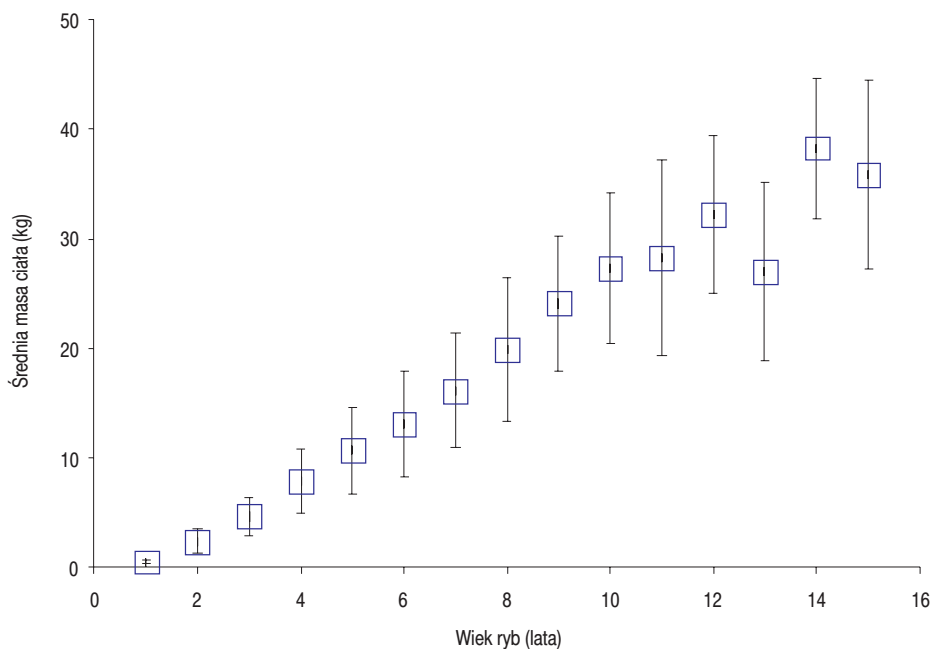
mg/dm³. Temperatura wody zmieniała się w cyklu zbliżonym do naturalnego: zimą spadała do 5-6°C, zaś latem wzrastała do 22-24°C. Minimalna zanotowana temperatura wody wynosiła 4,2°C, a maksymalna 25,6°C. Średnia roczna temperatura wody w latach 2005-2020 wynosiła 15,0°C ± 0,4. W hali podchowowej utrzymywano naturalny cykl fotoperiodu.

W żywieniu larw stosowano początkowo pokarm mieszany (pasza sztuczna i żywe naupliusy solowca) wg opisanych procedur (Piotrowska i in. 2018), a po osiągnięciu m.c. powyżej 0,3 g ryby żywiono wyłącznie paszami (Mohler 2003). Początkowo wykorzystywano komercyjne pasze dla narybku jesiotrów, natomiast rybom o m.c. powyżej 1,5 kg zadawano paszę przeznaczoną dla tarlaków ryb jesiotrowatych REP Sturgeon (Aller Aqua) o granulacji 6 i 8 mm. Pasje charakteryzowały się następującymi parametrami: zawartość białka 52%, zawartość tłuszczu 12%, energia strawna 17,8 MJ kg⁻¹.

Dobowe dawki pokarmowe korygowano w zależności od wielkości ryb i temperatury wody. U ryb o masie ciała 5-10 kg mieściły się w zakresie od 0,25% m.c. (w temperaturze wody poniżej 10°C) do 0,90% m.c. (temperatura wody powyżej 20°C), zaś u ryb powyżej 35 kg od 0,10% m.c. (poniżej 10°C) i 0,30% m.c. (powyżej 20°C).

Ryby w wieku 1+ przeznaczone do stada tarłowego były indywidualnie znakowane znaczkami typu PIT. Zastosowano system firmy Trovan. Znaczkę umieszczano pod drugą płytką grzbietową. Corocznie (jeden lub dwa razy w roku, wiosną i/lub jesienią) przeprowadzano pomiary kontrolne ryb. Ze względu na bardzo dużą wrażliwość na manipulacje, u starszych ryb (w wieku powyżej 5 lat) wykonywano wyłącznie pomiary masy ciała. U osobników w wieku 10 lat i starszych dodatkowo przeprowadzano przegląd pod kątem dojrzałości z zastosowaniem techniki USG i trokara. Podczas tych procedur ryby usypiano anestetykiem Propiscin (IRS Olsztyn), podawanym na skrzelą w stężeniu 10-20 ml/l. W trakcie kolejnych pomiarów ryby sortowano i przenoszono do innych basenów z podziałem na grupy według ich aktualnej masy ciała.

Tempo wzrostu masy ciała ryb przedstawiono na rys. 1. W wieku pięciu lat średnia masa ciała ryb wynosiła 10,6 kg ± 3,9; w wieku 10 lat m.c. kształtowała się na poziomie 27,3 kg ± 6,9; w wieku 15 lat m.c. była równa 35,9 kg ± 8,7. Charakterystyczną cechą jesiotrów ostronosych jest duża zmienność przyrostów poszczególnych osobników w trakcie rozwoju ontogenetycznego. Zaobserwowano to także u ryb uczestniczących w opisywanym rozrodzie, m.in. u jednego z samców spadek masy ciała występował przez cztery kolejne lata (pomiędzy 9 a 13 rokiem życia jego m.c. zmniejszyła się o ponad 23%). W innych latach ryby gwałtownie przyrastały, nawet o 50-100% w ciągu roku. Przyczyny tego zjawiska nie są jasne.



Rys. 1. Tempo wzrostu jesiotra ostronosiego w basenach systemu recykulacyjnego.

Procedura dojrzewania i sztucznego rozrodu

Wiosną 2020 roku podczas przeglądu ryb stwierdzono obecność dojrzałych oocytów u jednej samicy (wiek 15 lat, m.c. 46,3 kg). Jednocześnie wytypowano cztery samce z charakterystycznymi cechami dojrzałości płciowej (wiek 14-16 lat, m.c. 26,5-41,4 kg), które przeniesiono do systemu dojrzewalni (w temperaturze wody 16°C), wyposażonego w baseny o średnicy 3 m i objętości 9 m³ (RT 30-90, SDK Ostróda, Polska). Następnie w okresie 10 dni osiągnięto temperaturę wody 20°C, którą utrzymywano do momentu rozrodu (kolejne 10 dni). Przez cały okres stosowano całodobowe oświetlenie.

W przygotowaniu procedury dojrzewania bardzo pomocne było doświadczenie zdobyte w rozrodzie innych gatunków ryb jesiotrowatych (Szczepkowski 2018), jak i obserwacje przeprowadzone podczas rozrodu dzikich tarlaków w rzece Św. Jana (Szczepkowski i in. 2008). Bezpośrednio przed planowanym tarłem zastosowano stymulację hormonalną środkiem LH-RH w jednej dawce dla samców (0,03 mg/kg m.c.) i dwóch dawkach dla samicy (10 i 90% w odstępie 12 h) w całkowitej ilości 0,1 mg/kg m.c. (Conte i in. 1988). Zapłodnienie przeprowadzono wg procedury opisanej przez Mohlera (2003), ikrę odklejało przy użyciu taniny (Merck, Niemcy) w stężeniu 1:2000, w dwukrotnej kąpieli (Kolman i Szczepkowski 2005). Inkubację przeprowadzono w aparatach McDo-

nalda, w jednym aparacie umieszczano maksymalnie 1 kg zapłodnionej ikry. Średnia temperatura wody podczas inkubacji wynosiła 20,2°C (zakres 19,8-20,5°C).

Rezultaty sztucznego rozrodu

Po kilku godzinach od iniekcji samców zaobserwowano wydalenie do wody mlecza. Jego ilość była tak duża, że spowodowała całkowite zmętnienie wody w systemie o dość znacznej objętości (25 m³). Uniemożliwiło to obserwacje pojawienia się ziaren ikry na dnie basenu, co jest bardzo praktycznym wizualnym wskaźnikiem owulacji u samicy.



Fot. 5. Ikra jesiota ostronosego podczas zabiegu „odklejania”.

W związku z tym w odstępach dwugodzinnych zbierano z dna osad za pomocą kasarka z drobnym oczkiem. Obecność ikry stwierdzono już po 7 h od drugiej iniekcji samicy. Czas od iniekcji do pozyskania ikry był znacznie krótszy niż w przypadku tarła innych ryb jesiutowatych i jesiotrów ostronosych złowionych podczas wędrówek tarłowych (Szczepkowski i in. 2008, Szczepkowski 2018). Być może było to spowodowane bardzo silną stymulacją ze strony samców w warunkach systemu recyrkulacyjnego.

Pozyskano 4007 g ikry (w jednej porcji), co stanowiło 8,65% masy ciała samicy (fot. 5). Ikra jesiota ostronosego należy do najmniejszych wśród ryb jesiutowatych, w 1 g ikry stwierdzono ponad 130 tys. ziaren. Również od wszystkich samców uzyskano nasienie, w ilości co najmniej 100 ml. Do zapłodnienia wykorzystano nasienie trzech samców. W wyniku inkubacji

uzyskano około 40 tys. larw, przeznaczonych do dalszego podchowu. Straty podczas inkubacji były związane z bardzo silnym pleśnieniem i zbrylaniem się ikry, charakterystycznym dla jesiotrów.

Omówienie rezultatów

Jesiotr ostronosy wśród ryb jesiotrowatych wyróżnia się niezwykle dużą wrażliwością na różnego rodzaju czynniki środowiskowe i pokarmowe. W czasie prowadzonych w Polsce prac, ryby przeznaczone do stad tarłowych utrzymywano w różnych warunkach środowiskowych: stawach ziemnych i betonowych, basenach z tworzywa sztucznego umieszczanych na zewnątrz i w systemach recyrkulacyjnych znajdujących się w hali (Kolman i in. 2014). We wszystkich tych rozwiązaniach obserwowano liczne problemy, m.in. występowanie ryb z nadmiernie wypełnionym pęcherzem pławnym, uniemożliwiającym ich zanurzanie się i pobieranie pokarmu czy nagłe śnięcia o nieustalonej przyczynie. W związku z tym długotrwałe utrzymywanie, a tym samym uzyskanie dojrzałych ryb jesiotra ostronosiego jest bardzo trudne.

Przeprowadzony w ZHRJ sztuczny rozród jest pierwszym przypadkiem doprowadzenia do dojrzałości i uzyskania potomstwa od jesiotra ostronosiego wyłącznie z wykorzystaniem systemów recyrkulacyjnych. Dotychczas sztuczny rozród tego gatunku był prowadzony z wykorzystaniem tarlaków dzikich lub utrzymywanych w stawach. W przeprowadzonym przez nas sztucznym rozrodzie uczestniczyły ryby, których cały cykl życiowy, od larwy do tarlaka, przebiegał w warunkach całkowicie kontrolowanych, w systemach recyrkulacyjnych. Jest to istotna nowość, która pokazuje duże możliwości tej technologii w zachowaniu cennych gatunków ryb.

Opisywany sztuczny rozród zakończył jednocześnie dotychczasowy etap prac, w którym wszystkie działania były prowadzone w oparciu o materiał sprowadzany z zewnątrz. Przypadek ten wskazuje wyraźnie na użyteczność systemów recyrkulacyjnych do utrzymywania zachowawczych stad tarłowych różnych gatunków ryb. Oczywiście nie przesądza to jeszcze o wartości takiego materiału do dalszych prac, np. do zarybień, bowiem jest to uwarunkowane szeregiem innych czynników, w tym genetycznych czy „zjawiskiem homingu”. Wymagane jest więc przeprowadzenie kolejnych badań.

Literatura

- Conte F.S., Doroshov S.I., Lutes P.B., Strange E.M. 1988 – Hatchery manual for the white sturgeon *Acipenser transmontanus* R. with application to other North American Acipenseridae – Div. Agric. Nat. Res., University of California, Oakland: 89.
- Gessner J., Arndt G.-A., Kirschbaum F., Eckhard A., Ritterhoff J., von Nordheim H. 2005 – Wiedereinbürgerung der Störe (*Acipenser sturio* L. und *A. oxyrinchus* Mitchill) in Deutschland – BfN Skripten 140, Bonn – Bad Godesberg: 1-150.

- Gushchin A., Kolman R., Gecys V., Pilinkovskij A., Lysanskiy I., Szczepkowski M., Stakėnas S. 2013 – Realization of the project for *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* restoration in the basin of the Neman River – J. Ichthyol. 53: 937-943.
- Hilton E., Kynard B., Balazik M., Horodysky Andrij, Dillman C. 2016 – Review of the biology, fisheries, and conservation status of the Atlantic Sturgeon, *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchill, 1815 – J. Appl. Ichthyol. 32: 30-66.
- Kolman R., Szczepkowski M. 2005 – Odklejanie ikry ryb jesiotrowatych w roztworze taniny – W: Rozród, podchow, profilaktyka ryb sumokształtnych i innych gatunków (Red) Z. Zakęś. Wyd. IRS, Olsztyn: 175-180.
- Kolman R., Kapusta A., Duda A., Wiszniewski G. 2011 – Review of the current status of the Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchill 1815, in Poland: principles, previous experience, and results – J. Appl. Ichthyol. 27: 186-191.
- Kolman R., Kapusta A., Szczepkowski M., Bogacka-Kapusta E. 2014 – Jesiotr ostronosego - bałtycki (*Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchill) – Program restytucji bałtyckiej populacji jesiotra ostronosego. Wyd. IRS, Olsztyn: 5-94.
- Ludwig A., Debus L., Lieckfeld D., Wirgin I., Benecke N., Jenneckens I., Williot P., Waldmann J.R., Pitra C. 2002 – When the American sea sturgeon swam east – Nature 493: 447-448.
- Mohler J.W. 2003 – Culture manual for the Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* – U.S. Fish and Wildlife Service, Hadley, Massachusetts: 1-66.
- Piotrowska I., Szczepkowska B., Szczepkowski M., Kozłowski M. 2018 – Assessment of the impact of the timing of first feeding with live and formulated feeds on the survival and growth of larval Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus* Mitchill) in recirculating systems – Fish. Aquat. Life 26: 111 – 120.
- Popović D., Panagiotopoulou H., Baca M., Stefaniak K., Mackiewicz P., Makowiecki D., King T.L., Gruchota J., Węglenski P., Stankovic A. 2014 – The history of sturgeon in the Baltic Sea – J. Biogeogr. 41: 1590-1602.
- Purvina S., Medne R. 2018 – Reintroduction of sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*, in the Gulf of Riga, East-Central Baltic Sea – Fish. Aquat. Life 26: 39-46.
- Szczepkowski M. 2018 – Sztuczny rozród jesiotra syberyjskiego (*Acipenser baerii*) i jesiotra rosyjskiego (*Acipenser gueldenstaedti*) – wpływ wybranych czynników na jego efektywność – W: Wylęgarnictwo i podchow ryb oraz raków (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś. Wyd. IRS Olsztyn: 37-44.
- Szczepkowski M., Gessner J., Jóźwiak W. 2008 – Obserwacje podczas połowów i tarła jesiotra ostronosego (*Acipenser oxyrinchus*) – Komun. Ryb. 5: 24-26.

Kompleksowe wykorzystanie oraz optymalizacja użycia energii odnawialnej w procesie rozrodu ryb, inkubacji ikry oraz podchowu wylęgu i narybku, ze szczególnym uwzględnieniem akwakultury środowiskowej – założenia i wybrane elementy realizacji projektu

*Maciej Szkudlarek¹, Dariusz Ulikowski¹, Marek J. Łuczyński², Andrzej Szczerbowski³,
Andrzej Kapusta², Mirosław Szczepkowski¹, Krystyna Kalinowska¹,
Maciej Kwiatkowski⁴*

¹Zakład Rybactwa Jeziorowego,

²Zakład Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód,

³Zakład Akwakultury,

⁴Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza

Wprowadzenie

Odnawialne źródła energii (OZE), to źródła energii naturalnej, których zasoby posiadają zdolność do bardzo szybkiej odbudowy, a ich wykorzystanie nie grozi deficytem i co równie ważne, a może najważniejsze, nie jest tak niebezpieczne dla środowiska naturalnego jak źródła konwencjonalne, np. węgiel czy ropa naftowa. Energia odnawialna może być uzyskiwana przez:

- elektrownie wodne, w których wykorzystuje się energię grawitacyjną wody, np. siłę przepływu wody w rzekach,
- elektrownie wiatrowe, w których wykorzystuje się moc wiatru,
- elektrownie geotermalne, w których wykorzystuje się energię ciepłą Ziemi,
- biopaliwa, gdzie wykorzystuje się biomasę, np. pochodzenia roślinnego,
- elektrownie fotowoltaiczne, w których wykorzystuje się promieniowanie słoneczne.

Rozwój sektora OZE jest również jednym z priorytetów polskiego rządu. Zgodnie z Dyrektywą 2009/28/WE państwa członkowskie UE powinny stopniowo zwiększać udział energii ze źródeł odnawialnych w całkowitym zużyciu energii. Stąd szczegółowe cele polityki energetycznej Polski koncentrują się na wzroście udziału OZE w finalnym zużyciu energii (do planowanego poziomu 15,5% w 2020 roku, z tego m.in. 19,3% dla energii elektrycznej, 17,0% dla ciepłownictwa i chłodnictwa oraz 10,2% dla paliw transportowych). Oznacza to konieczność inwestowania w nowe moce wytwórcze (https://www.paih.gov.pl/sektory/odnawialne_zrodla_energii).

Również akwakultura, jeden z najszybciej rozwijających się na świecie sektorów produkcji żywności pochodzenia zwierzęcego i związane z tym rosnące zapotrzebowanie energetyczne, zwłaszcza produkcji w systemach zamkniętego obiegu wody (RAS), wymaga jak najszerzego wykorzystania OZE, tzw. zielonej energii. Jest to istotne i korzystne zarówno w ujęciu czysto ekonomicznym, jak i z punktu widzenia szeroko rozumianej ochrony środowiska naturalnego. Założenia te przyświecały opracowaniu projektu, który może przyczynić się do rozwoju branży rybackiej w tym aspekcie. Operacja, w ramach której realizujemy projekt jest współfinansowana przez UE ze środków finansowych pochodzących z Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego w ramach Programu Operacyjnego „Rybnictwo i Morze” na lata 2014-2020, Priorytetu 2. „Wspieranie akwakultury zrównoważonej środowiskowo, zasobooszczędnej, innowacyjnej, konkurencyjnej i opartej na wiedzy”, działania 2.1 „Innowacje”. Oprócz Instytutu Rybnictwa Śródlądowego, występującego jako tzw. Lider, w skład konsorcjum realizującego projekt wchodzi: Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Toruniu (Zespół Gospodarki Wędkarsko-Rybackiej „Grzmięca”), Ośrodek Zarybieniowy w Pastęku oraz Ośrodek Zarybieniowy „Czarczi Jar”. Projekt rozpoczął się w 2020 roku i będzie realizowany do 2023 roku, w czterech etapach. Zasadniczym celem projektu jest opracowanie i wdrożenie w praktyce autonomicznych, energooszczędnych modułów wylęgarniczo-podchowowych, opartych o zasilanie energią odnawialną (słoneczną), umożliwiających wychów materiału do zarybień i zaraczeń wód otwartych wielu gatunków ryb i raków w warunkach w pełni kontrolowanych (system RAS) oraz rozpropagowanie wiedzy i technologii z zakresu nowoczesnej, energooszczędnej oraz zrównoważonej akwakultury.

Założenia projektu

Idea jak najszerzego wykorzystywania OZE oraz zmniejszanie ogólnego zapotrzebowania na energię w pełni wpisuje się w strategię zrównoważonego rozwoju oraz zgodna jest z postanowieniami wspomnianej powyżej Dyrektywy UE. Poprawa bilansu energe-

tycznego, wprowadzona poprzez zastosowanie odnawialnej energii słonecznej w bezpośredni sposób przyczyni się do zmniejszenia wpływu akwakultury na środowisko naturalne. Planowane w projekcie zastosowanie systemu fotowoltaicznego ograniczy wykorzystanie tradycyjnie produkowanej energii elektrycznej (pochodzącej głównie z paliw kopalnych), co przełoży się na zmniejszenie emisji dwutlenku węgla (tzw. śladu węglowego) oraz innych gazów cieplarnianych. Równie korzystne dla środowiska, a jeszcze bardziej efektywne ekonomicznie, będzie wykorzystanie kolektorów słonecznych do przechwytywania i gromadzenia energii cieplnej. Biorąc pod uwagę fakt, że w działaniach związanych z rozrodem, inkubacją ikry, podchowem materiału zarybieniowego czy zaraczeniowego, niezbędne jest wykorzystywanie zarówno energii cieplnej, jak i elektrycznej, połączenie obu sposobów pozyskiwania i wykorzystywania energii odnawialnej (słonecznej), będzie wysoce korzystne dla środowiska naturalnego i w perspektywie czasowej przyczyni się do obniżenia kosztów finansowych produkcji. Projekt, w ramach którego zostanie zbadana i wdrożona innowacyjna, optymalna technologia, autonomicznych, efektywnych, a zarazem energooszczędnych modułów wylęgarniczo-podchowowych pracujących w zamkniętym obiegu wody (RAS) wychodzi w ten sposób naprzeciw konkretnym i istotnym potrzebom praktyki rybackiej i wpisuje się w nurt działań związanych z ochroną środowiska naturalnego. Działalność w szeroko rozumianej akwakulturze może być ekonomicznie zrównoważona i możliwa do stosowania, jeżeli jest rentowna, a systemy produkcji i produkty akceptowane są nie tylko przez docelowych konsumentów, ale ogólnie mówiąc – społecznie. Poprawa ekologicznego aspektu zrównoważonego rozwoju powinna być powiązana z optymalizacją ekonomiczną. Na przykład, zmniejszenie zużycia wody w RAS jest nie tylko korzystne dla środowiska, ale wpływa bezpośrednio na redukcję kosztów produkcji czy zmniejszenie objętości wody poprodukcyjnej (ścieków). Ponadto bardziej lokalna czy regionalna dystrybucja produktów (związana z docelową lokalizacją modułów wylęgarniczo-podchowowych), obniży koszty transportu, które składają się częściowo na koszty energii, co przyczyni się do zmniejszenia śladu węglowego. Reasumując, realizacja prezentowanego projektu stwarza możliwość zapoczątkowania rozwoju przyjaznej środowisku, a jednocześnie efektywnej ekonomicznie i akceptowanej społecznie formy zrównoważonej akwakultury, w tym jej funkcji, jako elementu czynnej ochrony ichtiofauny, nie tylko na obszarach chronionych. Zakładamy, że w wyniku realizacji zaplanowanych prac badawczo-rozwojowych o charakterze zarówno laboratoryjnym, jak i terenowym możemy osiągnąć następujące efekty:

- wdrożenie w praktyce autonomicznych, energooszczędnych modułów wylęgarniczo-podchowowych, opartych o zasilanie energią odnawialną (słoneczną),

- zwiększenie produkcji pełnowartościowego materiału zarybieniowego cennych gatunków ryb i raków,
- podniesienie poziomu wiedzy i umiejętności praktycznych użytkowników wód, osiągnięte na drodze regularnego udzielania wsparcia naukowo-technicznego,
- szerokie upowszechnianie wiedzy, w formie publikacji oraz wdrażania nowoczesnych metod i technologii z zakresu akwakultury do szeroko rozumianej praktyki rybackiej,
- zintensyfikowanie rozwoju technologii przyjaznych dla środowiska naturalnego,
- potencjalne zwiększanie atrakcyjności wędkarskiej zarybianych wód,
- wspomaganie procesu poprawy stanu ekologicznego wód powierzchniowych w zakresie ichtiofauny,
- wsparcie technologiczne czynnej ochrony zagrożonych i ginących gatunków ryb oraz raków.

Wybrane elementy realizacji projektu



Fot. 1. Widok kontenera od strony wiatrołapu, Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku (fot. D. Ulikowski).

Jak wspomniano powyżej, zasadniczym przedmiotem projektu jest stworzenie autonomicznych, efektywnych, a zarazem energooszczędnych modułów wylęgarniczo-podchowowych, pracujących w RAS. Moduły zostaną wykonane na bazie standardowej wielkości kontenerów 20 Ft. (fot. 1-3). W zestawach będą zastosowane urządzenia wykorzystujące energię odnawialną (słoneczną), kolektory solarne i panele fotowoltaiczne oraz pompy ciepła do optymalizacji zużycia energii. Kontenery zostały wstępnie dostosowane do planowanego ich wykorzystania przez wykonanie izolacji termicznej, montaż podstawowej instalacji elektrycznej z oświetleniem LED oraz systemu krat z kanalizacją, usuwającą wodę z podłogi. W każdym kontenerze zamontowano dodat-



Fot. 2. Widok kontenerów od strony załadunkowej, Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku (fot. D. Ulikowski).

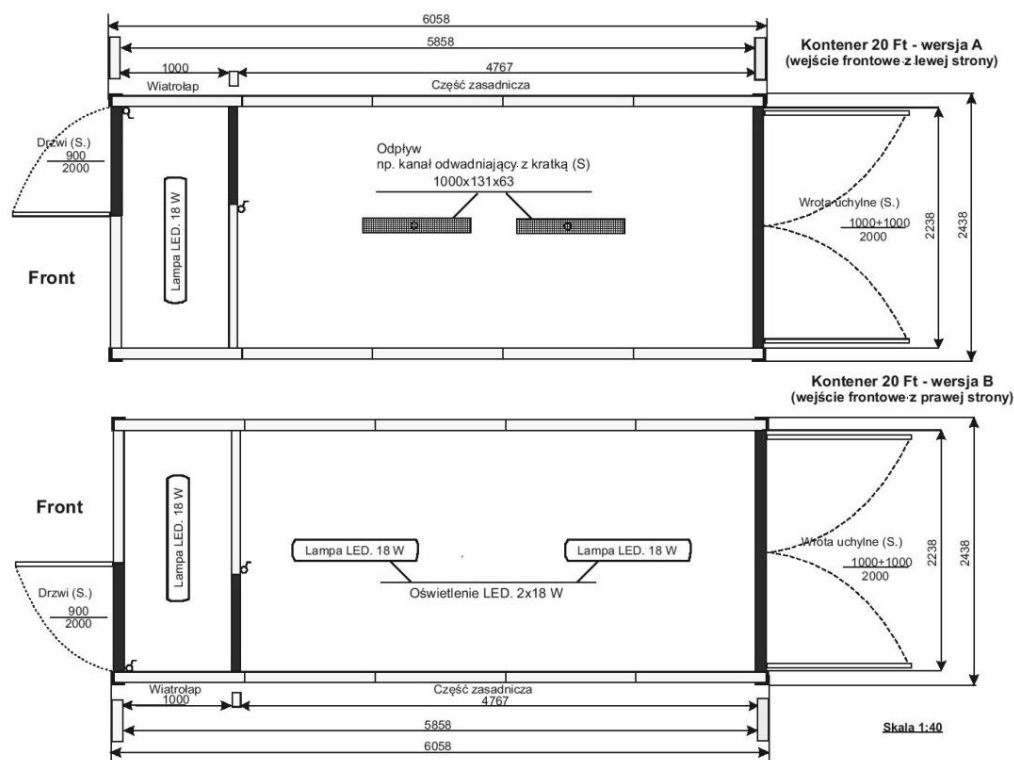


Fot. 3. Widok wnętrza kontenera (część zasadnicza), Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku (fot. D. Ulikowski).

kową służę, tzw. wiatrołap, o szerokości 1 m, w której docelowo będą mogły być umieszczone urządzenia wrażliwe na wilgotność, tj. agregat prądotwórczy, wytwornica tlenu i automatyka sterująca oraz np. minichłodziarka na hormony, anestetyki i paszę dla ryb i raków. Będzie tu też miejsce na ułożenie maty do dezynfekcji obuwia i zamontowanie bezdotykowego dozownika z płynem do dezynfekcji rąk (ochrona antycovidowa – potrzeba bieżącej chwili). Schemat zmodyfikowanych kontenerów 20 Ft. przedstawiono poniżej (rys. 1).

Gotowy zestaw wylęgarniczo-podchowowy będzie się składał z trzech kontenerów (modułów):

- jednego technicznego, z urządzeniami do zasilania dwóch niezależnych systemów RAS (zbiorniki retencyjne i kolumny natleniające, pompy, filtry, system termoregulacji z akumulatorem ciepła instalacji solarnej, automatyka sterująca oraz rurociągi doprowadzające i odbierające wodę z urządzeń wylęgarniczo-podchowowych w kontenerach hodowlanych),

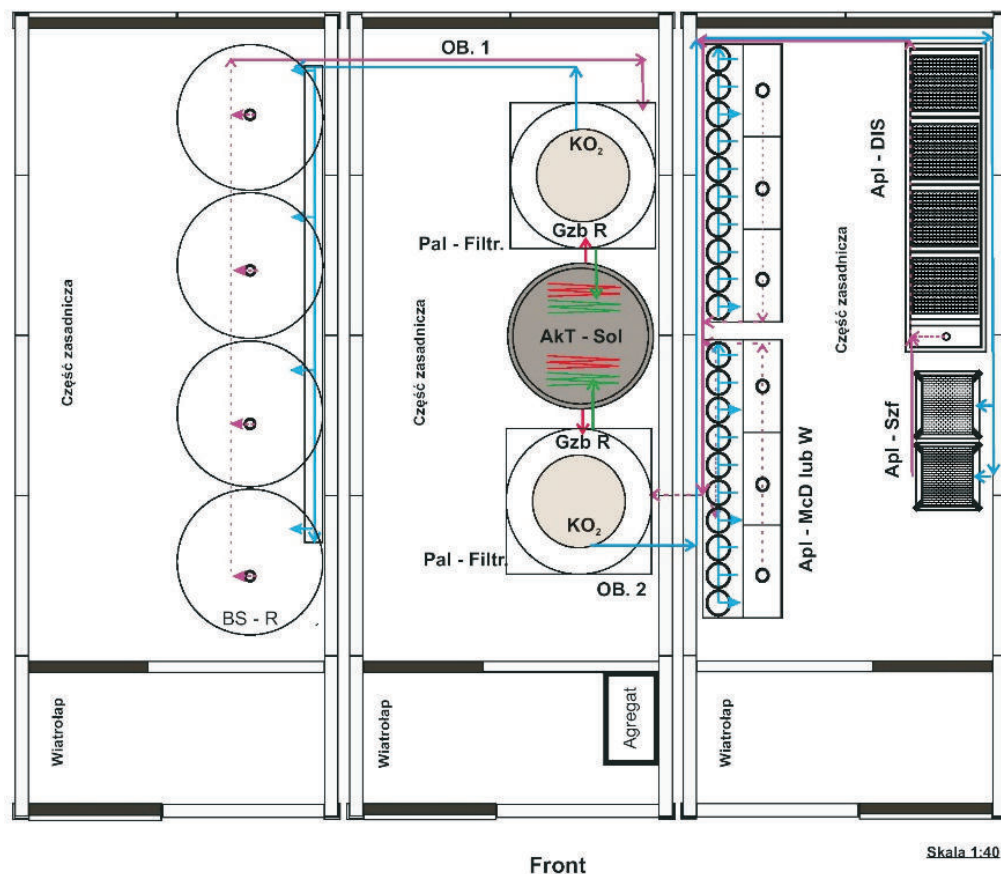


Rys. 1. Schematy bazowych kontenerów zastosowanych w zestawach wylęgarniczo-podchowowych (dla lepszego zobrazowania pokrywających się w rzucie z góry lamp oświetlenia i krat kanalizacji podłogowej, w schemacie każdego kontenera oznaczono tylko jedną z tych instalacji).

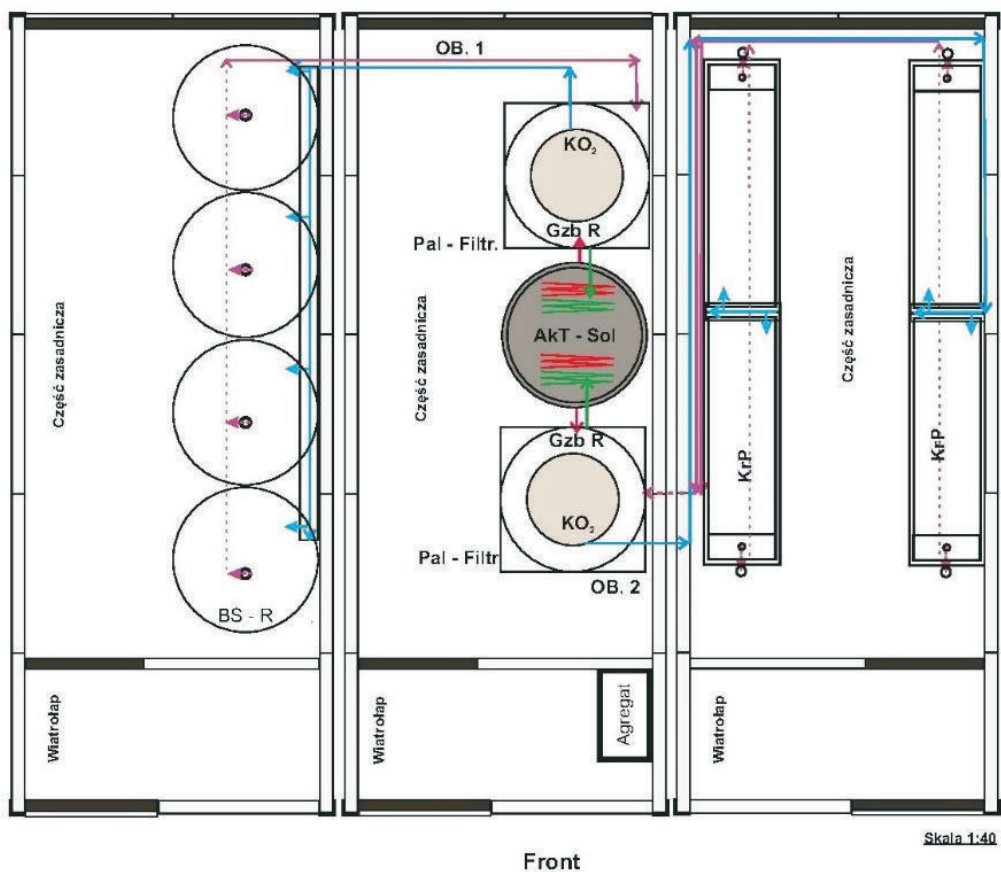
- dwóch hodowlanych, z urządzeniami wylęgarniczo-podchowowymi (aparaty inkubacyjne i baseny podchowowe).

Kontener techniczny będzie usytuowany pomiędzy kontenerami hodowlanymi. Wyposażenie kontenerów hodowlanych dzięki kompaktowej ich budowie (zestawy aparatów inkubacyjnych typu Weissa i McDonalda z odbieralnikami oraz aparaty długostrumieniowe i koryta podchowowe, moduły o jednakowej długości i szerokości), będzie można zestawiać w dowolnej aranżacji wyposażenia, np. ustawienie urządzeń w wariantcie do rozrodu i inkubacji ikry (rys. 2) i ustawienie urządzeń w wariantcie do podchowu ryb (rys. 3). W dwóch kontenerach hodowlanych każdego zestawu docelowego będzie można zainstalować maksymalnie:

- 8 szt. rotacyjnych basenów podchowowych (po ok. 1000 l każdy), lub



Rys. 2. Schemat przykładowego ustawienia urządzeń i wyposażenia zestawu trzech kontenerów w wariantcie do rozrodu i inkubacji ikry – aranżacja nr 1. Legenda: BS-R – baseny rotacyjne, GzbR – górny zb. retencyjny, Pal-Filtr – stacja filtr. (UV) pomp., KO₂ – kolumna natleniająca, AkT-Sol – akum. grzew.-inst. solarna, Apl – aparaty inkubacyjne: McD – MacDonalda, W – Weissa, DIS – długostrumieniowe, Fzf – szafkowe – blok/8-tacek x 2.



Rys. 3. Schemat przykładowego ustawienia urządzeń i wyposażenia zestawu trzech kontenerów w wariantcie do podchowu ryb – aranżacja nr 2. Legenda: BS-R – baseny rotacyjne, KrP – koryta podchowowe, GzbR – górny zb. retencyjny, Pal-Filtr – stacja filtr. (UV) pomp., KO₂ – kolumna natleniająca, AkT-Sol – akum. grzewc.-inst. solarna.

- 8 szt. koryt podchowowych (po ok. 340 l każde), lub
- 8 szt. aparatów inkubacyjnych długostrumieniowych, lub
- 16 szt. szafkowych aparatów inkubacyjnych (każdy po 8-10 tacek), lub
- 8 szt. zestawów aparatów inkubacyjnych typu Weissa (każdy po 10 słoii), lub
- 8 szt. zestawów aparatów inkubacyjnych typu McDonalda (każdy po 10 słoii),

lub dowolne mieszane aranżacje wymienionych wyżej urządzeń. Poniżej przedstawiono widoki gotowego kontenera hodowlanego w dwóch aranżacjach: pierwszej, z wyposażeniem w cztery baseny rotacyjne do podchowu i przetrzymywania tarłaków ryb (fot. 5) i drugiej, z wyposażeniem w dwa zestawy aparatów inkubacyjnych typu Weissa i dwa zestawy aparatów inkubacyjnych typu McDonalda (fot. 4).

Na dachu kontenera technicznego będą zamontowane cztery panele kolektorów solarnych, sprzężonych z akumulatorem ciepła (500 l), z którego poprzez wymienniki



Fot. 4. Widok gotowego kontenera hodowlanego wyposażonego w dwa zestawy aparatów inkubacyjnych typu Weissa i dwa zestawy aparatów inkubacyjnych typu McDonald, Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku (fot. D. Ulikowski).



Fot. 5. Widok gotowego kontenera hodowlanego wyposażonego w cztery baseny rotacyjne do podchowu i przetrzymywania tarlaków ryb, Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku (fot. D. Ulikowski).



Rys. 6. Widok finalnego ustawienia zestawu trzech kontenerów z widocznymi kolektorami solarnymi na dachu kontenera technicznego, Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku (fot. D. Ulikowski).

(basenowe), będzie podgrzewana woda w RAS (fot. 6). Na dachu kontenerów hodowlanych będą montowane panele fotowoltaiczne, jako część planowanej elektrowni słonecznej o mocy do 5 kW, zapewniającej alternatywne źródło zasilania w energię elektryczną. Instalacja kolektorów słonecznych została oparta na gotowych, sprawdzonych zestawach instalacji solarnych, jednego z wiodących producentów w Polsce. Zestawy wymagały dostosowania do potrzeb projektu tylko w niewielkim stopniu i zostało to skonsultowane z inżynierami tej firmy.

W kolejnych etapach projektu prowadzone będą dalsze prace konstrukcyjne i montażowe dotyczące wyposażenia poszczególnych modułów wylęgarniczo-podchowowych, w tym ich doświadczalny rozruch, badania efektywności energetycznej oraz możliwości hodowlanych (produkcyjnych). Finalnie nastąpi ich uruchomienie i przetestowanie w miejscach docelowej lokalizacji. Pozyskanym materiałem zarybieniowym i zaraczeniowym będą sukcesywnie zasilone wybrane jeziora i rzeki, w tym znajdujące się na obszarach chronionych (m.in. obszar Natura 2000, parki krajobrazowe i parki narodowe), w celu określenia efektywności prowadzonych zabiegów zarybieniowych i zaraczeniowych przy zastosowaniu opracowanej technologii jego produkcji.

Podsumowanie

W niniejszej publikacji staraliśmy się przedstawić wybrane, najbardziej istotne naszym zadaniem elementy realizowanego przez nas projektu, które najbardziej mogą zainteresować potencjalnych przyszłych odbiorców doskonałego, kompaktowego w formie narzędzia do efektywnej produkcji ryb i raków z wykorzystaniem odnawialnych źródeł energii, w tym przypadku słonecznej. Z przebiegiem prac realizowanych w projekcie będzie się można sukcesywnie zapoznawać m.in. na poświęconej mu stronie internetowej pod adresem: <http://konsolaq.infish.com.pl/>. W miarę postępu prac będą tam publikowane wyniki prowadzonych badań oraz zamieszczane różnego rodzaju materiały szkoleniowe w przedmiotowym zakresie. Zapraszamy do jej odwiedzania.

Praca została zrealizowana w ramach działań informacyjno-promocyjnych projektu pn. „Kompleksowe wykorzystanie oraz optymalizacja użycia energii odnawialnej w procesie rozrodu ryb, inkubacji ikry oraz podchowu wylęgu i narybku, ze szczególnym uwzględnieniem akwakultury środowiskowej” współfinansowanego przez Unię Europejską ze środków finansowych pochodzących z Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego w ramach Programu Operacyjnego „Rybacko i Morze” na lata 2014-2020, Priorytetu 2. „Wspieranie akwakultury zrównoważonej środowiskowo, zasobooszczędnej, innowacyjnej, konkurencyjnej i opartej na wiedzy”, działania 2.1 „Innowacje”.