

Zrównoważone korzystanie
z zasobów rybackich
na tle ich stanu w 2013 roku

Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku

pod redakcją
Macieja Mickiewicza i Arkadiusza Wołosa



Unia Europejska
Europejski
Fundusz
Rybacki



Olsztyn 2014

Recenzent: dr hab. Konrad Turkowski, prof. UWM

Redakcja techniczna: Henryk Chmielewski

Projekt okładki: Arkadiusz Wołos, Henryk Chmielewski

Zdjęcia na okładce: Rybacy Gospodarstwa Rybackiego „Śniardwy” Sp. z o.o. (fot. A. Wołos)
Wędkarz na rzece Dunajec (fot. A. Wołos)

Skład, łamanie, grafika: Jarmila Grzegorzczuk, Henryk Chmielewski

*Wydanie monografii współfinansowano ze środków Unii Europejskiej
z funduszy Programu Operacyjnego „Ryby 2007-2013” w ramach projektu pt.
„Opracowanie i wdrażanie zasad zrównoważonego korzystania z zasobów
rybackich oraz rozwój współpracy przedstawicieli sektora rybactwa śródlądowego”*

© Copyright by

Instytut Rybactwa Śródlądowego
Olsztyn 2014

ISBN 978-83-60111-75-8

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: Drukarnia Biały Kruk, Białystok, ul. Kleeberga 14B

Zrównoważone korzystanie z zasobów rybnych na tle ich stanu w 2013 roku

Autorzy:

prof. dr hab. Arkadiusz Wołos, dr inż. Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska,
dr inż. Maciej Mickiewicz, mgr inż. Tomasz Czerwiński, prof. dr hab. Wojciech Radecki,
dr inż. Bogdan Wziątek, mgr inż. Andrzej Abramczyk, dr inż. Anna Małgorzata Wiśniewska,
prof. dr hab. Tomasz Heese, mgr inż. Jacek Perkowski, Jan Komorowski,
mgr inż. Łukasz Strzałkowski, prof. dr hab. Andrzej Hutorowicz, mgr inż. Tomasz Nermer,
dr inż. Stanisław Robak, dr inż. Maciej Szkudlarek, dr inż. Andrzej Szczerbowski,
dr inż. Marek Łuczyński, mgr inż. Piotr Chmieliński, dr inż. Elżbieta Bogacka-Kapusta,
dr inż. Andrzej Kapusta, prof. dr hab. Wiesław Wiśniewolski,
dr hab. Mirosław Szczepkowski, prof. IRS, prof. dr hab. Zdzisław Zakęś,
mgr inż. Krzysztof Wunderlich, dr inż. Bożena Szczepkowska,
dr inż. Renata Pietrzak-Fiećko, dr inż. Monika Modzelewska-Kapituła,
dr inż. Anna Hornatkiewicz-Żbik, mgr inż. Marek Trella, dr inż. Leszek Augustyn,
dr inż. Adam Tański, mgr inż. Rafał Pender, mgr inż. Łukasz Potkański, Emilian Pilch

Spis treści

Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2013 roku.....	9
Arkadiusz Wołos, Hanna Draskiewicz-Mioduszevska, Maciej Mickiewicz	
Charakterystyka jeziorowej gospodarki zarybieniowej prowadzonej w 2013 roku	21
Maciej Mickiewicz	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2013 roku	39
Arkadiusz Wołos, Maciej Mickiewicz, Tomasz Czerwiński	
Stan gospodarki rybackiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2013 roku	51
Tomasz Czerwiński	
Rybacktwo i wędkarstwo a prawna ochrona przyrody	61
Wojciech Radecki	
Długookresowe zmiany w ichtiofaunie spowodowane zwiększoną presją kormorana czarnego (<i>Phalacrocorax carbo</i>) na przykładzie jezior Selmęt Wielki i Łaśmiady	77
Bogdan Wziątek, Andrzej Abramczyk, Anna Małgorzata Wiśniewska	
Wstępne wyniki monitoringu ichtiofauny jezior i zbiorników zaporowych z zastosowaniem zestawów wontonów jako narzędzia prowadzenia racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej	83
Tomasz Heese, Jacek Perkowski, Jan Komorowski, Łukasz Strzałkowski	
Propozycje kryteriów dla warunków tlenowych w ocenie stanu ekologicznego jezior	97
Andrzej Hutorowicz	
Postęp realizacji planów gospodarowania zasobami węgorza w Europie	105
Tomasz Nermer, Stanisław Robak	
Prace nad poprawą skuteczności adaptacji narybku węgorza podchowywanego do warunków naturalnych	113
Maciej Szkudlarek, Stanisław Robak, Andrzej Szczerbowski, Marek Łuczyński, Piotr Chmieliński, Elżbieta Bogacka-Kapusta, Andrzej Kapusta	
Oddziaływanie ponadregionalne przegrodzenia Wisły na populację dwuśrodowiskowych ryb wędrownych	121
Wiesław Wiśniewolski	
Wstępne wyniki zarybień jezior narybkiem sandacza wychowanym w systemach recyrkulacyjnych	133
Miroslaw Szczepkowski, Zdzisław Zakęs, Krzysztof Wunderlich, Bożena Szczepkowska, Andrzej Kapusta	
Odłowy tarlaków szczupaka w województwie warmińsko-mazurskim – uwagi na temat jakości filetów ryb po tarle.....	143
Zdzisław Zakęs, Miroslaw Szczepkowski, Renata Pietrzak-Fiećko, Monika Modzelewska-Kapituła, Anna Hornatkiewicz-Żbik	
Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2012 roku.....	155
Arkadiusz Wołos, Hanna Draskiewicz-Mioduszevska, Marek Trella	
Wpływ utworzenia łowiska specjalnego na jakość wędkowania w Dunajcu	165
Leszek Augustyn	
Gospodarka rybacka na wodach użytkowanych przez Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie	181
Adam Tański, Rafał Pender, Łukasz Potkański, Emilian Pilch	

Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2013 roku

Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Maciej Mickiewicz

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2013 roku oparta jest na danych zawartych w kwestionariuszach ankietowych nadesłanych do Zakładu Bioekonomiki Rybactwa IRS przez 112 podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, których łączna powierzchnia wynosiła 241630,94 ha. W porównaniu z rokiem ubiegłym (Wołos i in. 2013) badana próba jest mniejsza o 2 podmioty gospodarcze, ale większa pod względem areалу jezior o 1742 ha. Analizowana powierzchnia stanowi zatem 89,5% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko, która szacowana jest na około 270 tys. ha i tym samym jest wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego w naszym kraju.

Badane podmioty gospodarcze użytkowały także obiekty stawowe o łącznej powierzchni 4797,59 ha, co oznacza spadek areálu stawów w stosunku do roku ubiegłego o 228,61 ha. 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 2013 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

TABELA 1a

Analizowane gospodarstwa rybackie w regionie „MAZURY”

"MAZURY" (124051,74 ha)
Bobran E., Bargłów Kościelny
Czyżewski K., Bargłów Kościelny
Gospodarstwo Jeziorowe Sp. z o.o. w Elku
Gospodarstwo Rybackie "Bartołty Wielkie", Fenicki P.
Gospodarstwo Rybackie "Czerwony Dwór", Wijas A. i M.
Gospodarstwo Rybackie "Falko", Falkowscy A. i G., Boksze Osada
Gospodarstwo Rybackie "Lok Fish" Kozłowski K.
Gospodarstwo Rybackie "Mikołajki" Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie "Ostróda" Sp. z o.o., Warlity
Gospodarstwo Rybackie "Śniardwy" Sp. z o.o., Okartowo
Gospodarstwo Rybackie Augustów, Skoczko A.
Gospodarstwo Rybackie Holak J., Haraburda Z., Rajgród
Gospodarstwo Rybackie Iława Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie PZW w Suwałkach
Gospodarstwo Rybackie Sp. z o.o. w Mrągowie
Gospodarstwo Rybackie Szwaderki Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie w Giżycku Sp. z o.o., Piękna Góra
Gospodarstwo Rybackie w Mułach, Symonowicz E.
Gospodarstwo Rybacko-Wędkarskie Olsztyn, Wyszyński B.
Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie
Klepacki A., Krasnopol
Klimko St., Michnowie
Kompania Mazurska Pasym Sp. z o.o.
Krutul R., Sejny
Łowisko Tobołowo, Osewski M., Suwałki
Niezależne Towarzystwo Wędkarskie, Kwidzyn
Okręg Mazowiecki PZW w Warszawie, Zakład Rybacki Janowo
Okręg PZW w Białymstoku
Okręg PZW w Ciechanowie
Okręg PZW w Elblągu
Okręg PZW w Olsztynie
Okręg PZW w Toruniu, Zespół Gospodarki Rybacko-Wędkarskiej, Grzmięca
"Pod Sieją" Sp. z o.o. z siedzibą w Czarnakowiznie k. Suwałk
Rutkowski J., Własiuk M., Wydminy
Sieńkowski J., Płociczno
Sobolewski P., Ełk
Staśkielunas J., Kompocie
Tomkiel R., Giby
Wigierski Park Narodowy, Gospodarstwo Pomocnicze
Wołągiewicz Cz., Sejny
Zakład Rybacki Bogaczewo Sp. z o.o.
Zdanio R., Suwałki

TABELA 1b

Analizowane gospodarstwa rybackie w regionie „POMORZE”

"POMORZE" (72807,03 ha)
Boczek J., Gdynia
Bouma J., Miastko, Visserijbedrijf D. Bouma & ZN
F.B.H.U. "MODEHPOLMO" Sp. z o.o., Szczecin
Gospodarstwo Jeziorowe Sarbsk, Turek A., Łeba
Gospodarstwo Jeziorowo-Stawowe, Stolec Cz., Osława-Dąbrowa
Gospodarstwo Pomocnicze przy Drawieńskim Parku Narodowym
Gospodarstwo Rolno-Rybackie Męczykowski W., Nowe Karpno
Gospodarstwo Rolno-Rybackie Ostrów Mausz, Męczykowski S., Sulęcyno
Gospodarstwo Rybackie "Mielno" Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Czerepaniak M., Ińsko
Gospodarstwo Rybackie Tomana K., Borzechowo
Gospodarstwo Rybackie w Charzykowych Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie w Czaplinku Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Złotów, Ciosański G.
Gospodarstwo Rybackie Żywicki K., Łętowo
Gospodarstwo Rybacko-Wędkarskie Rurzyca, Letki P., Szwecja
Gospodarstwo Wodne "Kochanka", Włodarczyk L., Boraszewo, Skórcz
Kasprowicz W., Osiek
Kruse T., Miastko
Kruza T., Rzepnica
Nadleśnictwo Choczewo
Okręg Nadnotecki PZW w Pile
Okręg PZW w Bydgoszczy
Okręg PZW w Gdańsku
Okręg PZW w Szczecinie
Park Narodowy "Bory Tucholskie"
Prondziński F., Kłęczno Małe, Studzienice
Prywatne Gospodarstwo Rybackie, G. Karnowska, Ocypel
Przedsiębiorstwo Produkcyjno-Handlowe "Aquamar" Sp. z o.o., Miastko
Przedsiębiorstwo Rybackie Sp. z o.o., Szczecinek
Przedsiębiorstwo Rybackie Złocieniec Sp. z o.o.
"RADBUR" Sp. z o.o., Somonino
Rybackie Gospodarstwo Jeziorowe, Kuczborski Z., Szczytno, Przechlewo
Stowiński Park Narodowy
Wańke K., Sępólno Krajeńskie
Zakład Rybacki w Wałczu, Kieszkowski i Wspólnicy Spółka jawna
Zakłady Rybackie "Wdzydze" Sp. z o.o., Czarłina
Zespół Szkół Rolniczych, Centrum Kształcenia Praktycznego Bolesławowo, Skarszewy

TABELA 1c

Analizowane gospodarstwa rybackie w regionie „WIELKOPOLSKA”

"WIELKOPOLSKA" (44772,17 ha)
"AKME" Sp. z o.o., Wiśniewski Z., Wrocław
"Inter-Fisch" Sp. z o.o., Inowrocław
"Hod-Ryb", Jerzyński R., Dobiegniew
Gospodarstwo Rybackie "Gopło" Sp. z o.o. w Kruszwicy
Gospodarstwo Rybackie "Gośławice" Sp. z o.o., Konin
Gospodarstwo Rybackie "Karp" Sp. z o.o, Osiecznica
Gospodarstwo Rybackie "Polesie" Sp. z o.o., Sosnowica
Gospodarstwo Rybackie Bogucin Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Jezioro Kierskie, Szpopier Ch., Poznań
Gospodarstwo Rybackie Łysinin Sp. z o.o., Gąsawa
Gospodarstwo Rybackie Miłostaw Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Sieraków Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Sława Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Sp. z o.o., Międzyrzecz
Gospodarstwo Rybackie Włocławek Sp. z o.o. w Szpetalu Górnym
Gospodarstwo Rybackie Zbąszyń, Sp. z o.o.
Jeziorowo-Stawowe Gospodarstwo Rybackie Sp. z o.o., Lutom
Kwitowski Z., Wilczyn
Okręg Płocko-Włocławski PZW we Włocławku
Okręg PZW w Chełmie
Okręg PZW w Gorzowie Wielkopolskim
Okręg PZW w Koninie
Okręg PZW w Legnicy
Okręg PZW w Lesznie
Okręg PZW w Lublinie
Okręg PZW w Poznaniu
Okręg PZW w Zielonej Górze
Ośrodek Wypoczynkowy "Jutrzenka" - Gołębki, Skrzypczak T., Trzemeszno
P.W. FISKAR, Lublin, Wielgosz P.
Przedsiębiorstwo Produkcji Rybackiej i Usługowo-Przetwórczej "MAJ" Sp. z o.o., Wągrowiec
Urząd Miasta i Gminy Margonin
Wielkopolski Park Narodowy

gospodarowania i stanu środowiska jezior. W ten sposób można m.in. tłumaczyć zaliczenie okręgów Polskiego Związku Wędkarskiego w Lublinie, Chełmie i Legnicy do regionu „Wielkopolska”. Do gospodarstw „innych” włączono parki narodowe, Niezależne Towarzystwo Wędkarskie w Kwidzynie, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, Nadleśnictwo Choczewo, Urząd Miasta i Gminy Margonin oraz Zespół Szkół Rolniczych Centrum Kształcenia Praktycznego w Bolesławowie.

Wszystkie analizowane gospodarstwa w podziale na wyróżnione trzy regiony zestawiono w tabelach 1a („Mazury”), 1b („Pomorze”) i 1c („Wielkopolska”). Największa liczba podmiotów leży w regionie „Mazury” (42), następnie na „Pomorzu” (38), zaś najmniejsza w „Wielkopolsce” (32). W identycznej kolejności układu się wielkość całkowitej powierzchni jezior w poszczególnych regionach, a więc odpowiednio 124051,74 ha („Mazury”), 72807,03 ha („Pomorze”) i 44772,17 ha („Wielkopolska”).

Ogólna charakterystyka gospodarstw

Pod względem powierzchni jezior użytkowanych przez badane gospodarstwa zwraca uwagę przewaga regionu „Mazury”, który z arealem 124,05 tys. ha stanowił 51,4% całkowitej analizowanej powierzchni jeziorowej (tab. 2). Na region „Pomorze” przypada 30,1% powierzchni jezior, a na region „Wielkopolska” 18,5%. Można zasadnie założyć, że taki układ odpowiada rzeczywistym różnicom między arealem jezior w wyróżnionych regionach geograficznych.

TABELA 2

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"	42	124051,74	51,4	1028	2953,6	120,67	1290,6	26,9	Spółki	55,4
"Pomorze"	38	72807,03	30,1	888	1916,0	81,99	763,1	15,9	Spółki	53,8
"Wielkopolska"	32	44772,17	18,5	780	1399,1	57,40	2743,8	57,2	Spółki	61,1
Podmioty										
Spółki	38	135286,98	56,0	998	3560,2	135,56	3911,3	81,6	"Mazury"	50,8
PZW	20	68093,84	28,2	1391	3404,7	48,95	547,7	11,4	"Mazury"	57,0
Prywatne	44	23468,27	9,7	241	533,4	97,38	337,8	7,0	"Mazury"	57,3
Inne	10	14781,85	6,1	66	1478,2	223,97	0,8	0,0	"Pomorze"	75,0
Razem	112	241630,94	100,0	2696	2157,4	89,63	4797,59	100,0	Spółki	56,0

*bez powierzchni stawów

Pod względem liczby użytkowanych jezior wystąpiły nieznaczne różnice; na „Mazurach” ich liczba wynosiła 1028, na „Pomorzu” 888, a w „Wielkopolsce” 780, zaś całkowita liczba 2630 (o 66 więcej niż w poprzednim roku). Podobnie jak w roku ubiegłym największe powierzchnie jezior użytkowały podmioty z regionu „Mazury” (średnio 2953,6 ha), następnie z regionu „Pomorze” (1916,0 ha), a najmniejsze ponownie z regionu „Wielkopolska” (1399,1 ha). Średnia powierzchnia 1 jeziora dla całego badanego zbioru gospodarstw wynosiła 89,63 ha, przy czym w regionie „Mazury” była największa (120,67 ha), mniejsza na „Pomorzu” (81,99 ha) i zdecydowanie najmniejsza w „Wielkopolsce” (57,40 ha).

Największe powierzchnie stawów użytkują podmioty z regionu „Wielkopolska” – w sumie 2743,8 ha, co stanowi 57,2% całkowitej powierzchni stawowej, następnie z regionu „Mazury” (1290,6 ha, 26,9%) i zdecydowanie najmniejsze w regionie „Pomorze” (763,1 ha, 15,9%).

We wszystkich regionach dominującą formą własności gospodarstw rybackich były spółki, reprezentujące 61,1% powierzchni jezior w „Wielkopolsce”, 55,4% na „Mazurach” i 53,8% w regionie „Pomorze”. W sumie spółki użytkują 56,0% analizowanej powierzchni jezior, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego 28,2%, podmioty prywatne (osoby fizyczne) 9,7%, a gospodarstwa „inne” 6,1%. Zdecydowanie najwięcej jezior użytkuje Polski Związek Wędkarski (1391), następnie spółki (998), gospodarstwa prywatne (241), a na końcu „inne” podmioty (66).

Przy średniej powierzchni jednego gospodarstwa wynoszącej 2157,4 ha jezior, zwraca uwagę największa średnia wielkość powierzchni jezior gospodarstwa o charakterze spółki (3560,2 ha), a w następnej kolejności w okręgach Polskiego Związku Wędkarskiego (3404,7 ha), gospodarstwach „innych” (1478,2 ha) i zdecydowanie najmniejsza podmiotów prywatnych (533,4 ha). W wyodrębnionych grupach gospodarstw wystąpiły także znaczne różnice w średniej powierzchni użytkowanego jeziora – zdecydowanie największe były akweny użytkowane przez gospodarstwa „inne” (średnia powierzchnia 223,97 ha), po przeciwnej stronie były jeziora Polskiego Związku Wędkarskiego (48,95 ha) i podmiotów prywatnych (97,38 ha). Pomiędzy nimi znajdowały się jeziora użytkowane przez spółki, których średnia powierzchnia wynosiła 135,56 ha.

Biorąc pod uwagę użytkowany areał obiektów stawowych, zdecydowanie przodowały gospodarstwa o charakterze spółek (81,6% całkowitej powierzchni stawów), następne były podmioty prywatne (11,4%), okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego (7,0%), zaś gospodarstwa „inne” praktycznie nie posiadały stawów.

Charakterystyka produkcji rybackiej

Podstawowe parametry produkcyjno-gospodarcze uzyskane przez badane podmioty w 2013 roku, w podziale na wyróżnione trzy regiony oraz formy własności, zestawiono w tabeli 3. Całkowita produkcja jeziorowa w badanym zbiorze 112 gospodarstw rybackich wyniosła 1978,69 tony ryb towarowych (o prawie 75 ton więcej niż w roku 2012), z czego niemal 1000 ton przypada na region „Mazury”, 724 tony na region „Pomorze” i 256 ton na „Wielkopolskę”. Średnia dla wszystkich badanych podmiotów wydajność wzrosła w stosunku do roku 2012 i wynosiła 8,19 kg/ha, czyli była wyższa o 0,25 kg/ha. Pod względem osiągniętej wydajności nie wystąpiły znaczniejsze różnice między regionami „Pomorze” i „Mazury”; najwyższą wydajność – tak jak przed rokiem – osiągnięto na

TABELA 3

Charakterystyka parametrów produkcyjno-gospodarczych

Region lub podmiot	Odtowry ryb jeziorowych				Liczba zatrudnionych					Pow. jezior w ha		Liczba jezior na rybaka*	% pow. stawów do 2013/2012 pow. jezior (%)	kg/ha 2013/2012 (%)
	Ogółem tony	kg/ha	kg na pracownika	kg na rybaka jeziorowego*	Ogółem	Rybaków jeziorowych zatrudnionych			% rybaków jeziorowych do liczby zatrudnionych ogółem*					
						na stałe	samo zatrudnieni	sezonowi		razem	na pracownika			
Regiony														
"Mazury"	998,56	8,05	2055	5840	486	89	51	31	171	255,3	725,4	6,0	1,04	98,2
"Pomorze"	723,73	9,94	2805	5244	258	47	26	65	138	282,2	527,6	6,4	1,05	110,9
"Wielkopolska"	256,40	5,73	739	2465	347	54	22	28	104	129,0	430,5	7,5	6,13	102,5
Podmioty														
Spółki	1163,40	8,60	1870	5361	622	146	27	44	217	217,5	623,4	4,6	2,89	101,5
PZW	286,76	4,21	999	4779	287	16	28	16	60	237,3	1134,9	23,2	0,80	93,6
Prywatne	200,11	8,53	1516	1870	132	21	42	44	107	177,8	219,3	2,3	1,44	94,6
Inne	328,42	22,22	6568	11325	50	7	2	20	29	295,6	509,7	2,3	0,01	132,4
RAZEM	1978,69	8,19	1814	4791	1091	190	99	124	413	221,5	585,1	6,5	1,99	103,1

*uwzględniono rybaków jeziorowych zatrudnionych na stałe, samozatrudnionych i sezonowych



Fot. 1. Przygotowanie sprzętu stawnego w brygadzie rybackiej Głodowo.



Fot. 2. Połowy sielawy w jeziorze Siecino.



Fot. 3. Połowy niewodowe prowadzone przez rybaków Gospodarstwa Rybackiego „Śniardwy” Sp. z o.o.

„Pomorzu” (9,94 kg/ha), następnie na „Mazurach” (8,05 kg/ha), zaś zdecydowanie niższą w regionie „Wielkopolska” (5,73 kg/ha). Trzeba stwierdzić, że na „Pomorzu” i w „Wielkopolsce” wydajności wzrosły, a na „Mazurach” wielkość tego parametru obniżyła się. W przypadku rodzajów podmiotów gospodarczych zdecydowanie najwyższą wydajność osiągnęły gospodarstwa określone jako „inne” (22,22 kg/ha – najwyższa stopa wzrostu, o 5,44 punktu procentowego w stosunku do roku 2012), następnie spółki (8,60 kg/ha) i prywatne (8,53 kg/ha), zaś zdecydowanie najniższą gospodarstwa prowadzone przez badane okręgi PZW (4,21 kg/ha). Wyraźnie niższa niż w pozostałych grupach podmiotów wydajność osiągana w jeziorach Polskiego Związku Wędkarskiego wynika z prostego faktu, że w większości badanych okręgów nie prowadzi się odłowów narzędziami rybackimi, a jedyną formą eksploatacji pogłowia ryb jest wędkarstwo.

W układzie regionalnym zwraca uwagę, analogicznie jak przed rokiem, najwyższy odłów ryb jeziorowych na 1 zatrudnionego w regionie „Pomorze” (2805 kg), co przynajmniej częściowo

wynika z najwyższego udziału rybaków jeziorowych w ogólnym zatrudnieniu (53,5%) oraz niewielkiego arealu użytkowanych stawów. Zdecydowanie największy stosunek powierzchni stawów do powierzchni jezior wystąpił w „Wielkopolsce” (6,13%).

W regionie „Mazury” zanotowano 5840 kg odłowionych ryb przypadających średnio na 1 rybaka jeziorowego, na „Pomorzu” 5244 kg, zaś zdecydowanie najmniej w „Wielkopolsce” (2465 kg). W stosunku do roku 2012 (Wołos i in. 2013) parametr ten obniżył się na „Mazurach” i w „Wielkopolsce”, natomiast wzrósł na „Pomorzu”.

W układzie podmiotowym zwraca uwagę zdecydowanie najwyższy odłów na jednego rybaka jeziorowego w gospodarstwach „innych” (11325 kg) oraz najniższy w podmiotach prywatnych (1870 kg). W gospodarstwach PZW wskaźnik ten wyniósł 4779 kg, a w spółkach 5361 kg. W stosunku do roku 2012 zanotowano spadek odłowu na 1 rybaka jeziorowego jedynie w grupie podmiotów prywatnych, a we wszystkich pozostałych wzrost (najwyższy w grupie określonej jako „inne”).

Z pozostałych parametrów zamieszczonych w tabeli 3 trzeba zauważyć, że zdecydowanie największy areal jezior przypadający na 1 rybaka jeziorowego wystąpił w gospodarstwach PZW (1134,9 ha), zaś wyraźnie najmniejszy w gospodarstwach prywatnych (219,3 ha). W gospodarstwach Polskiego Związku Wędkarskiego odnotowano również zdecydowanie najniższy odsetek rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu (20,9%), podczas gdy w gospodarstwach prywatnych odsetek ten był najwyższy, wynosząc 81,1%. W gospodarstwach „innych” i w spółkach udział ten osiągnął odpowiednio 58,0% oraz 34,9%. Można stwierdzić, iż w porównaniu z rokiem 2012 udział rybaków jeziorowych (zatrudnionych na różnych zasadach – na stałe i sezonowo oraz poprzez samozatrudnienie) w całkowitym zatrudnieniu wzrósł o 1,1 punktu procentowego.

Analizując wydajności jezior osiągnięte w ostatnich 8 latach (2006-2013), widać wyraźnie, że na ostatnie osiem lat przypada stały i wyraźny spadek – poza latami 2011 i 2013, kiedy produkcja jeziorowa wykazała wzrost w stosunku do lat poprzednich. Na początku badanego okresu wydajność wynosiła 10,42 kg/ha, natomiast w latach 2007-2012 spadła do poziomu 7,94 kg/ha. W układzie regionalnym spadek wydajności w roku 2013 objął jedynie „Mazury”, natomiast w układzie podmiotowym odnotowano spadek w gospodarstwach PZW oraz prywatnych, przy wzroście w gospodarstwach „innych” i spółkach (tab. 4).

Całkowita produkcja ryb towarowych z rozpatrywanej powierzchni blisko 241,6 tys. ha jezior wyniosła w 2013 roku 1978,69 tony (tab. 5). Dane zamieszczone w tabeli 5 zostały ekstrapolowane na całkowitą powierzchnię 270 tys. ha jezior użytkowanych rybacko w Polsce (tab. 6). Oszacowana w ten sposób ogólna produkcja ryb jeziorowych wyniosła 2211,28 tony, czyli o 68,62 tony więcej niż w 2012 roku (Wołos i in. 2013). Wzrost produkcji jeziorowej nie był jednak jednoznaczny, tzn. objął on zarówno gatunki

TABELA 4

Wydajność jezior w latach 2006-2013 (kg/ha)

	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Średnia
Regiony									
"Mazury"	10,50	9,50	8,88	8,96	8,32	8,93	8,20	8,05	8,92
"Pomorze"	10,74	10,49	10,59	9,00	8,40	11,52	8,96	9,94	9,96
"Wielkopolska"	9,69	8,62	8,21	8,36	5,90	7,31	5,59	5,73	7,43
Podmioty									
Spółki	11,08	10,68	10,05	9,41	8,75	10,32	8,47	8,60	9,67
PZW	7,05	5,83	5,25	5,34	4,10	4,89	4,50	4,21	5,15
Prywatne	10,01	8,47	9,09	10,63	10,22	11,39	9,02	8,53	9,67
Inne	18,54	19,28	19,60	16,03	13,68	18,30	16,78	22,22	18,05
Razem	10,42	9,66	9,29	8,86	7,90	9,41	7,94	8,19	8,96

cenne (tzw. wybór), jak i mniej cenne. Wzrosły odłowy węgorza, sandacza, suma, okonia i szczupaka oraz płoci i leszcza, natomiast zmniejszyły się odłowy sielawy, karasia, gatunków roślinożernych, karpia i stynki. Ponadto wystąpił zauważalny spadek w przypadku sortymentów okonia M, płoci M, leszcza M oraz krąpia.

TABELA 5

Odłowy ryb towarowych z 241,6 tys. ha jezior w 2013 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	166,37	Leszcz D	248,82
Sieja	10,42	Leszcz S	296,55
Węgorz	81,12	Leszcz M	139,68
Sandacz	118,23	Leszcz razem	685,05
Szczupak	248,13	Krąp	41,79
Lin	131,45	Karp	16,48
Okoń DS	98,39	Amur	0,30
Okoń M	36,21	Tołpyga	17,92
Okoń razem	134,60	Stynka	12,01
Karaś	72,88	Sum	2,30
Płoc S	131,24	Inne	12,37
Płoc M	96,03	Ogółem 1978,69	
Płoc razem	227,27		

Spadki i wzrosty produkcji rybackiej znalazły swoje odzwierciedlenie przy porównaniu danych o wydajnościach osiągniętych w ostatnich dwóch latach w podziale na gatunki zarybiane i niezarybiane (tab. 7). W przypadku gatunków zarybianych, zanotowana wydajność uległa nieznacznemu zmniejszeniu – z poziomu 3,62 kg/ha do

TABELA 6

Całkowite odłowy ryb towarowych z 270,0 tys. ha jezior w 2013 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	185,93	Leszcz D	278,07
Sieja	11,64	Leszcz S	331,41
Węgorz	90,66	Leszcz M	156,10
Sandacz	132,13	Leszcz razem	765,58
Szczupak	277,30	Krąp	46,70
Lin	146,90	Karp	18,42
Okoń DS	109,96	Amur	0,34
Okoń M	40,47	Tołpyga	20,03
Okoń razem	150,42	Stynka	13,42
Karaś	81,45	Sum	2,56
Płoć S	146,67	Inne	13,80

3,57 kg/ha, natomiast gatunków niezarybianych wzrosła z poziomu 4,32 kg/ha do 4,62 kg/ha.

TABELA 7

Wydajność wybranych gatunków i grup gatunków w latach 2012-2013

	2012		2013	
	kg/ha	%	kg/ha	%
I. Gatunki zarybiane				
litoralowe	1,88	23,65	1,87	22,87
koregonidy	0,81	10,20	0,73	8,93
karp i roślinożerne	0,18	2,29	0,14	1,75
węgorz	0,32	3,97	0,34	4,10
sandacz	0,44	5,51	0,49	5,98
Razem	3,62	45,62	3,57	43,63
II. Gatunki niezarybiane				
okoń	0,56	7,01	0,56	6,80
leszcz M i krąp	0,83	10,50	0,75	9,17
leszcz S	1,02	12,81	1,23	14,99
leszcz D	0,83	10,50	1,03	12,57
płoć S	0,50	6,31	0,54	6,63
płoć M	0,41	5,22	0,40	4,85
inne	0,16	2,03	0,11	1,35
Razem	4,32	54,38	4,62	56,36
Ogółem I i II	7,94	100,00	8,19	100,00

Podsumowanie

Pod względem ogólnej wielkości produkcji ryb towarowych z jezior rok 2013 był w odróżnieniu od kilku poprzednich lat rokiem „wzrostowym”, w którym zanotowaliśmy wzrost wydajności do 8,19 kg/ha. Wzrost ogólnej wydajności był spowodowany przez zwiększenie produkcji większości gatunków, a szczególnie leszcza, płoci, okonia i szczupaka. Odłowy węgorza kształtowały się na poziomie około 91 ton, co oznacza pewną ich stabilizację w ostatnich trzech latach. Wzrost ogólnej produkcji jeziorowej, któremu towarzyszył także wzrost średniej ceny jednego kilograma odłowionych ryb, wpłynął na zwiększenie wartości finansowej odłowów towarowych. Na ten temat, a także szerzej o kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior piszemy w jednym z kolejnych rozdziałów niniejszej monografii.

Literatura

Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska, Mickiewicz M. H. 2013 – Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 9-19.

Charakterystyka jeziorowej gospodarki zarybieniowej prowadzonej w 2013 roku

Maciej Mickiewicz

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Opracowanie na temat zarybień jezior w 2013 roku oparte zostało na danych ankietowych dotyczących ilości wprowadzonego materiału zarybieniowego danego gatunku, jego wartości oraz powierzchni jezior, jaka została nim zarybiona. Dane te uzyskano od 112 podmiotów gospodarczych użytkujących ogółem ponad 241,6 tys. ha jezior. Pełny wykaz tych podmiotów znajduje się w opracowaniu poświęconym analizie jeziorowej produkcji ryb.

Badana próba gospodarstw różni się nieco od zbioru analizowanego w poprzednim roku (Mickiewicz 2013). Różnica ta polega przede wszystkim na większej łącznej powierzchni jezior użytkowanych w 2013 roku przez analizowane podmioty. Powierzchnia ta w porównaniu z rokiem 2012 była większa o 1742 ha. Stanowi to około 0,7%, co oznacza, że porównywanie danych dotyczących wielkości zarybień z 2013 roku, z danymi z 2012 roku jest uzasadnione. Analizowana powierzchnia jezior stanowi 89,5% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko, która szacowana jest na około 270 tys. ha, tak więc badana próba jest wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego w Polsce.

Wyniki analizy poszczególnych parametrów gospodarki zarybieniowej zostały tradycyjnie przedstawione w umownym podziale na trzy podstawowe regiony jeziorowe w Polsce: „Mazury”, „Pomorze” i „Wielkopolska”. Kwalifikacja poszczególnych gospodarstw do wyróżnionych regionów przeprowadzona została nie tylko w oparciu o kryteria geograficzne, ale także podobieństwo systemów gospodarowania i stanu środowiska jezior. 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” gospodarstwa położone

na wschód od Wisły i na północ od Narwi, zaś do regionu „Pomorze” gospodarstwa działające na zachód od Wisły i na północ od linii Bydgoszcz – Ujście n. Notecią – Kalisz Pomorski – Pyrzyce – Szczecin.

Aby ułatwić porównanie parametrów charakteryzujących jeziorową gospodarkę zarybieniową w latach 2012 i 2013, w tabelach 1-7, w nawiasach, podano też wartości dotyczące roku 2012.

W tabelach 1-4 obok ilości materiału zarybieniowego, podobnie jak w opracowaniach dotyczących jeziorowej gospodarki zarybieniowej z lat poprzednich (Mickiewicz 2009, 2010, 2011, 2012, 2013), podany został udział (%) gospodarstw zarybiających danym gatunkiem w wyróżnionych regionach i w skali ogólnopolskiej. Wskaźnik ten może być pomocny w zobrazowaniu rangi danego gatunku w jeziorowej gospodarce zarybieniowej w zależności od regionu, a także – w sposób pośredni – ukazuje ogólnie rozumianą jakość ekosystemów jeziorowych w poszczególnych regionach.

Gatunki ryb wprowadzone do jezior

Analizowane gospodarstwa rybne wprowadziły w 2013 roku do użytkowanych jezior 19 gatunków ryb. W kolejności od najczęściej do najrzadziej wprowadzanych były to:

- 1) szczupak (102 gospodarstwa – ok. 90% całkowitej liczby gospodarstw),
- 2) lin (75 gospodarstw – ok. 67%),
- 3) węgorz (74 gospodarstwa – ok. 66%),
- 4) sandacz (64 gospodarstwa – ok. 57%),
- 5) sielawa (47 gospodarstw – ok. 42%),
- 6) karp (42 gospodarstwa – ok. 38%)
- 7) karaś (34 gospodarstwa – ok. 30%),
- 8) sum (33 gospodarstwa – ok. 30%),
- 9) sieja (31 gospodarstw – ok. 28%),
- 10) okoń (14 gospodarstw – ok. 13%),
- 11) płoć (10 gospodarstw – ok. 9%),
- 12) leszcz (6 gospodarstw – ok. 5%),
- 13) jaź (3 gospodarstwa – ok. 3%),
- 14) troć jeziorowa (3 gospodarstwa – ok. 3%),
- 15) miętus (2 gospodarstwa – ok. 2%)
- 16) pstrąg tęczowy (2 gospodarstwa – ok. 2%),
- 17) amur (1 gospodarstwo – ok. 1%),
- 18) boleń (1 gospodarstwo – ok. 1%),
- 19) pstrąg potokowy (1 gospodarstwo – ok. 1%).

Na podstawie powyższego rankingu można podzielić gatunki wykorzystywane w jeziorowej gospodarce zarybieniowej na kilka grup, wyróżniających się pod względem zainteresowania gospodarstw rybackich:

- szczupak – najpopularniejszy gatunek;
- lin i węgorz – gatunki bardzo popularne;
- sandacz – gatunek popularny;
- sielawa i karp – gatunki średnio popularne;
- karaś, sum i sieja – gatunki mało popularne;
- okoń i płóc – gatunki bardzo mało popularne;
- pozostałe (leszcz, jaź, troć jeziorowa, miętus, pstrąg tęczowy, pstrąg potokowy, boleń i amur) – gatunki o znaczeniu marginesowym.

Ilość materiału zarybieniowego

Zarybienia węgorzem

W tabeli 1 przedstawiono parametry ilościowe i jakościowe, charakteryzujące zarybienia węgorzem jezior w 2013 i 2012 roku (w nawiasach).

W 2013 roku analizowane gospodarstwa wprowadziły do jezior dużo większą (o 2762 kg) ilość podchowanego narybku węgorza, niż w 2012 roku. Był to materiał nieco mniejszy (średnio 106 szt./kg), niż w roku 2012 (średnio 98 szt./kg), zatem liczba narybku węgorza w 2013 roku była o ponad 356 tys. szt. większa, niż w roku poprzednim.

W analizowanym 2013 roku, podobnie jak w roku 2012, żadne z gospodarstw nie zarybiło jezior węgorzem szklistym (montee). Z całkowitym brakiem zarybień jezior węgorzykiem montee, lub też zarybieniami w ilościach absolutnie minimalnych, mamy do czynienia już od kilkunastu lat, praktycznie od 1996 roku.

Podchowany narybek węgorza w 2013 roku, podobnie jak w ciągu ostatnich kilkunastu lat, charakteryzował się bardzo dużą różnorodnością, zarówno ze względu na jego zakres wielkościowy, jak i – co za tym idzie – zakres cenowy. Ceny węgorza zarybieniowego różne są nie tylko ze względu na wielkość materiału zarybieniowego i termin zakupu, ale również ze względu na jego nabywaną ilość. Ich rozpiętość w skali kraju wyniosła od 50 do 460 zł/kg, średnio około 220 zł/kg. Średnia masa osobnicza wprowadzanych do jezior węgorzy wyniosła w skali kraju od około 2 g/szt. (460 szt./kg), do około 140 g/szt. (7 szt./kg).

Liczba gospodarstw zarybiających węgorzem w roku 2013 stanowiła w stosunku do całkowitej liczby analizowanych gospodarstw ponad 66%, można więc mówić

Tabela 1

Zarybienia węgorzem jezior w 2013 roku (w nawiasach dane z roku 2012)

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
powierzchnia (ha)	124052	44772	72807	241631
	(123170)	(45043)	(71676)	(239889)
liczba gospodarstw	42	32	38	112
	(39)	(35)	(40)	(114)
WĘGORZ NARYBEK PODCHOWANY				
udział zarybiających gospodarstw (%)	59,5	78,1	63,2	66,1
	(59,0)	(68,6)	(62,5)	(63,2)
kilogramy	3688	2746	3949	10383
	(1888)	(2901)	(2832)	(7621)
sztuki	269657	270411	563746	1103814
	(222330)	(268850)	(256150)	(747330)
szt./kg	73	98	143	106
	(118)	(93)	(90)	(98)
zakres (szt./kg)	7-350	10-340	10-460	7-460
	(10-480)	(10-200)	(10-490)	(10-490)
średnia cena (zł/kg)	231,46	246,21	184,13	221,09
	(283,17)	(254,06)	(177,94)	(236,93)
zakres (zł/kg)	65-450	50-410	70-460	50-460
	(80-470)	(70-460)	(70-490)	(70-490)
WĘGORZ SZKLISTY (MONTEE)				
liczba gospodarstw	-	-	-	-
	-	-	-	-
kilogramy	-	-	-	-
	-	-	-	-

w ostatnich latach o rosnącym zainteresowaniu zarybianiem jezior węgorzem (w roku 2012 – 63%, 2011 – 58%, 2010 – 60%, 2009 – 57%, 2008 – 54%, 2007 – 52%, 2006 – 50%).

Zarybienia sielawą i sieją

Zarybienia sielawą i sieją w 2013 roku przedstawiono w tabeli 2. Jeśli chodzi o sielawę, to w skali ogólnopolskiej trzeba zwrócić uwagę na pewien spadek liczby gospodarstw zarybiających tym gatunkiem (w roku 2012 około 45%, w roku 2013 – 42%). Kolejny rok z rzędu wzrosła ilość wylęgu wprowadzonego do jezior (o ponad 70 mln szt. w roku 2012 w stosunku do roku 2011, o ponad 22 mln szt. w roku 2013 w stosunku do roku 2012). Również kolejny rok z rzędu odnotować można spadek ilości narybku letniego (o blisko 2,5 mln szt. w roku 2012 w stosunku do roku 2011, o blisko 1,5 mln szt. w roku 2013

Tabela 2

Zarybienia sielawą i sieją jezior w 2013 roku (w nawiasach dane z roku 2012)

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
powierzchnia (ha)	124052 (123170)	44772 (45043)	72807 (71676)	241631 (239889)
liczba gospodarstw	42 (39)	32 (35)	38 (40)	112 (114)
SIELAWA				
udział zarybiających gospodarstw (%)	45,2 (48,7)	28,1 (34,3)	50,0 (50,0)	42,0 (44,7)
wylęg (tys. szt.)	236882 (212166)	16995 (23156)	90180 (86550)	344057 (321872)
narybek letni (tys. szt.)	2937 (4550)	- -	152 (29)	3089 (4579)
SIEJA				
udział zarybiających gospodarstw (%)	33,3 (41,0)	3,1 (14,3)	42,1 (37,5)	27,7 (31,6)
wylęg (tys. szt.)	4415 (6589)	20 (20)	7833 (4655)	12268 (11264)
narybek letni (tys. szt.)	1544 (962)	- (25)	606 (515)	2150 (1502)
narybek jesienny (kg)	931 (2353)	4 (835)	194 (887)	1129 (4075)
starsze formy (kg)	112 (488)	- (60)	- -	112 (548)

w stosunku do roku 2012). Za wzrost ilości wylęgu sielawy odpowiadają zarybienia przeprowadzone w regionach „Mazury” i „Pomorze”, zaś za spadek ilości jej narybku letniego odpowiadają zarybienia przeprowadzone w regionie „Mazury”.

W przypadku siei w skali ogólnopolskiej w roku 2013, w porównaniu z rokiem 2012, wzrosły zarybienia wylęgiem (nieznacznie, o 1 mln szt.) oraz narybkiem letnim (o 650 tys. szt.). Niższe niż w 2012 roku były natomiast zarybienia narybkiem jesiennym (aż o blisko 3 tony) oraz starszymi formami (aż o blisko 440 kg). O wzroście zarybień wylęgiem i narybkiem letnim siei w skali ogólnopolskiej zdecydowały zarybienia w regionach „Pomorze” (wylęg) oraz „Mazury” (narybek letni). Za obniżenie się zarybień narybkiem jesiennym i starszymi formami odpowiadały niższe zarybienia praktycznie we wszystkich wyróżnionych regionach jeziorowych.

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem w 2013 roku przedstawiono w tabeli 3. W tabeli tej przedstawiono też wartości charakteryzujące zarybienia jezior tymi gatunkami w 2012 roku (w nawiasach). Szczupak od kilkunastu już lat jest najważniejszym gatunkiem w jeziorowej gospodarce zarybieniowej. Tezę tę, oprócz efektów badań przeprowadzonych metodą skali rang (Mickiewicz i Wołos 2012), rokrocznie potwierdza m.in. udział procentowy gospodarstw wprowadzających do jezior szczupaka. W roku 2011 był on na tym samym poziomie, co w roku 2010 (około 90-91%), w roku 2012 wzrósł jeszcze do nieco ponad 92%, zaś w analizowanym 2013 roku obniżył się do poziomu z lat 2010-2011 (blisko 90%). W skali ogólnopolskiej obniżyły się zarybienia wylęgiem (o blisko 15 mln szt.), narybkiem jesiennym (o ponad 4,1 tony) i starszymi niż narybek jesienny formami materiału zarybieniowego szczupaka (o blisko 0,9 tony), wzrosły zaś nieco zarybienia narybkiem letnim (o ponad 120 tys. szt.).

W 2013 roku zarybień sandaczem w skali ogólnopolskiej dokonało 57% analizowanych gospodarstw rybackich (w roku 2012 – 56%). Analizując ilościowo zarybienia sandaczem (również w skali ogólnopolskiej), trzeba stwierdzić, że obniżyły się zarybienia wylęgiem (o ponad 3 mln szt.), wzrosły natomiast pozostałymi formami



Fot. 1. Inkubacja ikry szczupaka w wylęgarni w Głodowie.

Tabela 3

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem jezior w 2013 roku (w nawiasach dane z roku 2012)

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
powierzchnia (ha)	124052 (123170)	44772 (45043)	72807 (71676)	241631 (239889)
liczba gospodarstw	42 (39)	32 (35)	38 (40)	112 (114)
SZCZUPAK				
udział zarybiających gospodarstw (%)	95,2 (95,0)	87,5 (85,7)	89,5 (95,0)	89,5 (92,1)
wylęg (tys. szt.)	88496 (108427)	2616 (2810)	39391 (34074)	130503 (145311)
narybek letni (tys. szt.)	1000 (255)	706 (856)	447 (922)	2153 (2032)
narybek jesienny (kg)	11271 (11722)	14970 (19582)	10760 (9752)	36901 (41056)
starsze formy (kg)	1475 (2734)	2128 (1150)	923 (1512)	4526 (5396)
SANDACZ				
udział zarybiających gospodarstw (%)	50,0 (61,5)	90,6 (71,4)	36,8 (37,5)	57,1 (56,1)
wylęg (tys. szt.)	- (900)	- (2000)	4000 (4170)	4000 (7070)
narybek letni (tys. szt.)	4399 (2721)	1629 (1448)	1530 (1055)	7558 (5224)
narybek jesienny (kg)	1655 (1410)	3056 (3674)	1497 (955)	6208 (6039)
starsze formy (kg)	13 (-)	1387 (333)	- (110)	1400 (443)
SUM				
udział zarybiających gospodarstw (%)	26,2 (30,8)	53,1 (57,1)	13,2 (12,5)	29,5 (32,5)
narybek letni (tys. szt.)	15,0 (-)	122,0 (-)	18,0 (52,0)	155,0 (52,0)
narybek jesienny (kg)	1439 (1230)	317 (428)	38 (64)	1793 (1722)
narybek 1+ (kg)	- (48)	- (100)	- (-)	- (148)
kroczek (kg)	630 (418)	3614 (3879)	217 (47)	4461 (4344)
starsze formy (kg)	- (-)	260 (1381)	- (-)	260 (1381)



Fot. 2. Wylęg szczupaka w wylęgarni w Głodowie.

materiału zarybieniowego sandacza – narybkiem letnim (o ponad 2,3 mln szt.), narybkiem jesiennym (o blisko 170 kg) i starszymi niż narybek jesienny formami (o blisko 960 kg).

W przypadku zarybień sumem, można powiedzieć, że w skali ogólnopolskiej pozostały one na zbliżonym ilościowo poziomie do roku 2012, zwłaszcza w przypadku najważniejszych form materiału zarybieniowego – narybku jesiennego i krocza.

Zarybienia linem, karasiem i karpem

Zarybienia linem, karasiem i karpem w 2013 roku przedstawiono w tabeli 4 (w nawiasach dane z 2012 roku). W skali całego kraju łączne zarybienie narybkiem jesiennym i 1+ lina wzrosło w porównaniu z rokiem 2012 o ponad 1 tonę. Nieznaczny wzrost (o blisko 0,9 tony) można też odnotować w przypadku kroczków lina. Obniżył się natomiast udział gospodarstw zarybiających linem (o 2,3 punktu procentowego, podobnie jak w roku 2012 w stosunku do roku 2011 – o 2,6 punktu) i wyniósł około 67%. Mimo to lin, podobnie jak w ostatnich 7 latach, również w roku 2013 znalazł się na drugim po szczupaku miejscu pod względem liczby gospodarstw zarybiających poszczególnymi gatunkami.

W porównaniu z 2012 rokiem, w 2013 roku można odnotować wzrost zarybień wszystkimi formami materiału zarybieniowego karasia: narybkiem jesiennym i 1+

Tabela 4

Zarybienia linem, karasiem i karpem jezior w 2013 roku (w nawiasach dane z roku 2012)

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
powierzchnia (ha)	124052 (123170)	44772 (45043)	72807 (71676)	241631 (239889)
liczba gospodarstw	42 (39)	32 (35)	38 (40)	112 (114)
LIN				
udział zarybiających gospodarstw (%)	69,1 (71,8)	68,8 (71,4)	63,2 (65,0)	67,0 (69,3)
narybek jesienny (kg)	3682 (3845)	950 (1135)	1690 (210)	6322 (5190)
narybek 1+ (kg)	5 (80)	- (-)	55 (100)	60 (180)
kroczek (kg)	13466 (11219)	20019 (22051)	18895 (18236)	52380 (51506)
KARAS				
udział zarybiających gospodarstw (%)	28,6 (28,2)	46,9 (45,7)	18,4 (17,5)	30,4 (29,8)
narybek jesienny (kg)	120 (200)	820 (6050)	5900 (-)	6840 (6250)
narybek 1+ (kg)	- (-)	4310 (450)	- (2120)	4310 (2570)
kroczek (kg)	3704 (3043)	14580 (12036)	5505 (7101)	23789 (22180)
KARP				
udział zarybiających gospodarstw (%)	33,3 (28,2)	59,4 (62,9)	23,7 (32,5)	37,5 (40,4)
narybek jesienny (kg)	- (-)	- (1045)	- (-)	- (1045)
narybek 1+ (kg)	- (368)	1570 (1780)	- (-)	1570 (2148)
kroczek (kg)	12418 (15902)	66769 (62852)	36070 (19738)	115257 (98492)
starsze formy (kg)	1792 (-)	9183 (5066)	3150 (4156)	14125 (9222)

(łącznie o ponad 2,3 tony) oraz krocziem (o ponad 1,6 tony). Udział gospodarstw zarybiających karasiem pozostał na poziomie zbliżonym do poziomu z roku 2012 (wzrósł o 0,6 punktu procentowego).

Łączne zarybienie w skali wszystkich rozpatrywanych gospodarstw narybkiem jesiennym i 1+ karpia wyniosło w 2013 roku blisko 1,6 tony (w roku 2012 blisko 3,2 tony), zaś krocziem i starszymi formami karpia ponad 129 ton (w roku 2012 blisko 108 ton). Można więc powiedzieć, że ilość materiału zarybieniowego karpia wprowadzonego do jezior, po okresowym spadku związanym z szeroką dyskusją nad karpem jako gatunkiem „obcym”, zdecydowanie wzrosła, np. w porównaniu z latami 2011 i 2012. Warto też zauważyć, że gospodarstwa rybackie, pomimo ujęcia w stosownym rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi jedynie krocza karpia, w związku z niejasnymi zapisami tego rozporządzenia, wprowadzały do jezior zarówno narybek, jak i starsze od krocza formy materiału zarybieniowego. Ponieważ rozporządzenie to dotyczy tylko obwodów rybackich, można zasadnie założyć, że zarybienia innymi niż krocze formami materiału zarybieniowego karpia trafiły w większości do jezior nie będących częścią obwodów rybackich.

Udział gospodarstw zarybiających karpem w 2013 roku względem 2012 roku, obniżył się – z 40,4% do 37,5%, a więc o blisko 3 punkty procentowe. Podobny spadek (o 3,5 punktów procentowych) odnotowano w 2012 roku względem roku 2011. Może to oznaczać, że karpia do jezior wprowadzają przede wszystkim te gospodarstwa rybackie, które są do tego niejako „zmuszone”, albo ze względu na stan środowiska użytkowanych jezior, albo presję wędkarzy, a najczęściej jedno i drugie.

Zarybienia pozostałymi gatunkami

W 2013 roku sytuacja zarybień jezior pozostałymi gatunkami ryb przedstawiała się w następujący sposób:

Okoń – 5 gospodarstw z regionu „Mazury” (830 kg narybku, zarybiono 2453 ha jezior), 9 gospodarstw z regionu „Wielkopolska” (3722 kg narybku, 5009 ha jezior).

Płoc – 1 gospodarstwo z regionu „Mazury” (53 kg narybku, zarybiono 1572 ha jezior), 1 gospodarstwo z regionu „Pomorze” (1000 kg narybki, zarybiono 700 ha jezior), 8 gospodarstw z regionu „Wielkopolska” (4400 kg narybku, 4562 ha jezior).

Leszcz – 5 gospodarstw z regionu „Wielkopolska” (7338 kg dłoniaka, 7095 ha jezior), 1 gospodarstwo z regionu „Pomorze” (50 kg dłoniaka, 11 ha jezior).

Jaź – 1 gospodarstwo z regionu „Mazury” (15 kg narybku jesiennego), 2 gospodarstwa z regionu „Wielkopolska” (360 kg kroczków).

Troć jeziorowa – 2 gospodarstwa z regionu „Mazury” (60 tys. szt. narybku letniego, 35 kg narybku jesiennego, 1 tys. szt. smoltów), 1 gospodarstwo z regionu „Pomorze” (235 tys. szt. wylęgu, 1,8 tys. szt. smoltów).

Miętus – 2 gospodarstwa z regionu „Mazury” (3290 tys. szt. wylęgu, 1430 tys. szt. narybku letniego).

Pstrąg tęczy – 1 gospodarstwo z regionu „Mazury” (500 kg ryby towarowej), 1 gospodarstwo z regionu „Pomorze” (170 kg ryby towarowej).

Amur – 1 gospodarstwo z regionu „Pomorze” (150 kg ryby towarowej).

Boleń – 1 gospodarstwo z regionu „Mazury” (1 tys. szt. wylęgu).

Pstrąg potokowy – 1 gospodarstwo z regionu „Mazury” (1 tys. szt. wylęgu).

Wielkość powierzchni jezior zarybianych poszczególnymi gatunkami

W tabeli 5 przedstawiono udział powierzchni zarybianych danymi gatunkami, tak w całkowitych powierzchniach wyróżnionych regionów, jak i w skali ogólnopolskiej. W nawiasach podano dane dotyczące 2012 roku.

Tabela 5

Udział (%) powierzchni jezior zarybionej poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej powierzchni w 2013 roku (w nawiasach dane z roku 2012)

Regiony	Mazury 100% = 124052 ha (100% = 123170 ha)	Wielkopolska 100% = 44772 ha (100% = 45043 ha)	Pomorze 100% = 72807 ha (100% = 71676 ha)	Razem 100% = 241631 ha (100% = 239889 ha)
Gatunki	Udział zarybianej powierzchni jezior (%)			
sielawa	24,0	9,1	29,6	22,9
	(23,8)	(9,9)	(25,9)	(21,8)
sieja	20,3	0,4	17,3	15,7
	(20,0)	(4,7)	(25,0)	(18,6)
szczupak	94,1	62,5	76,0	82,8
	(93,3)	(65,8)	(72,9)	(82,0)
sandacz	35,0	50,6	36,9	38,5
	(35,7)	(52,1)	(38,2)	(39,5)
sum	6,4	28,1	5,3	10,1
	(12,0)	(33,7)	(2,7)	(13,3)
lin	43,7	42,9	31,8	40,0
	(41,7)	(42,0)	(32,2)	(38,9)
karaś	4,8	36,3	12,1	12,8
	(5,5)	(33,4)	(7,7)	(11,4)
karp	12,0	44,4	10,5	17,5
	(11,6)	(43,1)	(12,8)	(17,9)

Na wstępie warto zauważyć, iż zmiany w udziale powierzchni zarybianych danymi gatunkami w 2013 roku, w porównaniu z 2012 rokiem, nie były znaczące – najwyższe spadki dotyczyły powierzchni jezior zarybianych sumem (3,2 punktu procentowego)

i sieją (2,9 punktu procentowego), zaś najwyższy wzrost powierzchni jezior zarybionej karasim (1,4 punktu procentowego). Jak więc widać nie były to duże różnice, zwłaszcza w przypadku wzrostów.

Udział powierzchni jezior zarybionej sielawą wyniósł około 23% (w 2012 roku około 22%), zaś udział powierzchni zarybionej sieją wyniósł około 16% (w 2012 roku około 19%). W skali kraju zdecydowały o tym spadki powierzchni jezior zarybianych sieją w regionach „Wielkopolska” i „Pomorze”.

W 2013 roku w skali kraju, podobnie jak w kilkunastu ostatnich latach, największy odsetek całkowitej analizowanej powierzchni jezior zarybiono szczupakiem (blisko 83%). W roku 2012 odsetek ten wyniósł 82%. W roku 2013 odsetek ten najwyższy był w regionie „Mazury” (osiągnął około 94%), podobnie jak w ostatnich kilkunastu latach.

Udział powierzchni zarybionej sandaczem, w porównaniu z rokiem 2012, w skali kraju spadł nieco (o 1 punkt procentowy), do poziomu 38,5%. W przypadku suma, w skali kraju udział zarybionej powierzchni spadł najwyraźniej spośród wszystkich gatunków w porównaniu z rokiem 2012 – z 13,3% do 10,1%.

Zarówno pod względem udziału powierzchni zarybianej sandaczem, jak i sumem, podobnie jak w ostatnich kilkunastu latach, dominował region „Wielkopolska”. Świadczy to zapewne o jakości ekosystemów jeziorowych w tym regionie.

Powierzchnia jezior zarybiona linem zwiększyła się nieco w stosunku do 2012 roku – jej odsetek wyniósł w skali kraju 40% (w roku 2012 blisko 39%). Najwyższy odsetek powierzchni zarybionej linem odnotować można w regionach „Mazury” i „Wielkopolska” (odpowiednio około 44 i 43%).

Pod względem udziału powierzchni zarybianej karasim i karpem, podobnie jak w ostatnich kilkunastu latach, zdecydowanie dominował region „Wielkopolska”. W skali kraju udział powierzchni zarybianej karasim zwiększył się z około 11% w 2012 roku do około 13% w 2013 roku, natomiast udział powierzchni zarybionej karpem pozostał w zasadzie na tym samym poziomie (wyniósł 17,9% w 2012 roku, a w 2013 roku 17,5%).

Analizując dane z tabeli 5, trzeba zauważyć, że wskaźnik udziału powierzchni jezior zarybionej danym gatunkiem może być pomocny w zobrazowaniu rangi danego gatunku w jeziorowej gospodarce zarybieniowej w zależności od regionu, a także – w sposób pośredni – ukazuje ogólnie rozumianą jakość ekosystemów jeziorowych w poszczególnych regionach.

Podobnie jak w opracowaniach na temat gospodarki zarybieniowej z lat poprzednich, w tabeli 5 nie uwzględniono węgorza, jako że w związku z jego biologią i behawiorem wszelkie obliczenia odnoszące się do powierzchni, na którą został wprowadzony, nie do końca przedstawiałyby obraz możliwości wędrówek tego gatunku i jego faktycznego rozprzestrzeniania się w połączonych ze sobą wodach jezior, rzek i mniejszych cieków. Z tego też powodu nie został uwzględniony w tabeli 6, która

przedstawia wartość zarybień poszczególnymi gatunkami w przeliczeniu na powierzchnię, która została nimi zarybiona.

Wartość i struktura gatunkowa wartości zarybień

W tabeli 6 przedstawiono wartość zarybień poszczególnymi gatunkami w przeliczeniu na powierzchnię jezior zarybianych tymi gatunkami, zarówno w wyróżnionych regionach, jak też w skali kraju. W nawiasach podano dane na ten sam temat, ale dotyczące 2012 roku, aby ułatwić możliwość porównania.

Tabela 6

Wartość zarybień poszczególnymi gatunkami w zł/ha powierzchni zarybionej danym gatunkiem (112 gospodarstw, ok. 241,6 tys. ha jezior). W nawiasach podano dane z roku 2012 dotyczące 114 gospodarstw, użytkujących ok. 240,0 tys. ha jezior

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Gatunki	Wartość zarybień (zł/ha)			
sielawa	39,0	17,9	18,6	29,5
	(36,4)	(22,2)	(20,2)	(29,5)
sieja	25,1	4,6	35,8	28,5
	(35,2)	(21,1)	(28,8)	(32,0)
szczupak	23,0	17,7	21,5	21,9
	(23,1)	(21,0)	(22,3)	(22,6)
sandacz	9,1	14,2	18,5	13,0
	(7,0)	(13,7)	(17,6)	(11,7)
sum	12,5	8,4	2,6	8,8
	(5,6)	(7,7)	(15,0)	(7,2)
lin	5,0	14,8	12,5	8,7
	(4,9)	(16,6)	(11,8)	(9,0)
karaś	6,1	9,6	11,8	9,5
	(4,4)	(8,8)	(12,2)	(8,4)
karp	10,7	46,1	27,2	30,3
	(13,2)	(43,1)	(29,3)	(30,2)

Na wstępie warto zauważyć, iż zmiany w wartości zarybień danymi gatunkami w 2013 roku, w porównaniu z 2012 rokiem, nie były znaczące – najwyższy spadek dotyczył wartości zarybień sieją (-3,5 zł/ha), zaś najwyższy wzrost, wartości zarybień sumem (1,6 zł/ha). Zmiany te wiązały się zarówno z ilością materiału zarybieniowego, jak i wielkością zarybionej powierzchni jezior. Jednak nie były to duże różnice – z wyjątkiem wyżej wymienionych, nie przekroczyły one 1,5 zł/ha.

W przypadku koregonidów, w skali kraju, wartości zarybień były najwyższe spośród wartości zarybień wszystkimi analizowanymi gatunkami oprócz karpia (podobnie jak

w 2012 roku). Wartość zarybień sielawą w stosunku do roku 2012 pozostała na takim samym poziomie – wyniosła blisko 30 zł/ha. Wartość zarybień sieją natomiast wyraźnie spadła – z poziomu 32 zł/ha w 2012 roku do poziomu blisko 29 zł/ha w 2013 roku.

W przypadku drapieżników, w porównaniu z rokiem 2012, w skali kraju wzrosła wartość zarybień sandaczem (o 1,3 zł/ha) oraz sumem (o 1,6 zł/ha). Obniżyła się natomiast nieco wartość zarybień szczupakiem (o 0,7 zł/ha), co w przypadku tego gatunku i największych powierzchni jezior nim zarybianych, oznacza spadek w wartościach bezwzględnych rzędu ponad 140 tys. zł (w przeliczeniu na powierzchnię jezior zarybioną w 2013 roku szczupakiem).

W porównaniu z rokiem 2012 wartość zarybień linem w skali kraju (oczywiście, podobnie jak w wypadku innych gatunków, mierzona wartością zarybień przypadającą na zarybioną powierzchnię) bardzo nieznacznie spadła – o 0,3 zł/ha. Natomiast w przypadku karasia odnotować trzeba, iż wartość zarybień tym gatunkiem, w stosunku do wartości z roku 2012 wzrosła – o 1,1 zł/ha.

W skali ogólnopolskiej w 2013 roku zarybienia karpem osiągnęły najwyższą wartość wśród wszystkich analizowanych gatunków – wyniosła ona ponad 30,3 zł/ha (w 2012 roku – 30,2 zł/ha). Pamiętać jednak trzeba, iż tak wysoka wartość zarybień karpem wiąże się z niedużymi powierzchniami jezior, które są zarybiane tym gatunkiem (około 18% całkowitej analizowanej powierzchni).

Należy w tym miejscu raz jeszcze przypomnieć, iż na obraz wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w przeliczeniu na zarybioną powierzchnię jezior wpływ mają po pierwsze ceny materiału zarybieniowego, stosowane w danym roku (zwłaszcza form podchowanych, a co za tym idzie droższych), po drugie wielkość powierzchni zarybionej danym gatunkiem oraz, po trzecie, ilość wprowadzonego do jezior materiału zarybieniowego danego gatunku, a przede wszystkim ilość form podchowanych.

Choć węgorz nie został uwzględniony w tabeli 6, można pokusić się o przedstawienie pewnych danych na temat wartości zarybień tym gatunkiem. Z analizowanych 112 jezirowych gospodarstw rybackich, 74 w 2013 roku wprowadziły do jezior materiał zarybieniowy węgorza o wartości blisko 2,1 mln zł (w roku 2010 – ponad 1,5 mln zł, w roku 2011 – ponad 1,7 mln zł, w roku 2012 – nieco ponad 1,5 mln zł). W przeliczeniu na powierzchnie gospodarstw zarybiających węgorzem i w podziale na wyszczególnione regiony jeziorowe oraz w skali kraju, wartość tych zarybień przedstawiała się w sposób następujący:

- „Mazury” – ok. 6 zł/ha (w roku 2011 – ok. 8 zł/ha, w roku 2012 – ok. 5 zł/ha),
- „Wielkopolska” – ok. 12 zł/ha (w roku 2011 – ok. 13 zł/ha, w roku 2012 – ok. 15 zł/ha),
- „Pomorze” – ok. 21 zł/ha (w roku 2011 – ok. 11 zł/ha, w roku 2012 – ok. 15 zł/ha),

Razem we wszystkich regionach – ok. 11 zł/ha (w roku 2011 – ok. 10 zł/ha, w roku 2012 – ok. 9 zł/ha).

W tabeli 7 przedstawione zostały udziały wartości zarybień najważniejszymi analizowanymi gatunkami. Z danych przedstawionych w tabeli 7 wynika jasno, jaka była pozycja danego gatunku w jeziorowej gospodarce zarybieniowej w 2013 roku w danym regionie, a także w skali kraju. W skali tej zdecydowanym dominantem był szczupak z udziałem wynoszącym ok. 34% (w 2012 roku ok. 35%). Na kolejnych pozycjach znalazły się węgorz z udziałem ok. 16% (w 2012 roku ok. 12%) i sielawa z udziałem ok. 13% (w 2012 roku ok. 12%), zaś nieco dalej karp z udziałem ok. 10% (w 2012 roku ok. 10%). Kolejne gatunki pod względem udziału wartości ich materiału zarybieniowego to sandacz (ok. 9%, podobnie jak w 2012 roku), sieja (ok. 8%, w 2012 roku ok. 11%) i lin (ok. 7%, podobnie jak w 2012 roku). Na końcu można wymienić karaśa i suma (po ok. 2%, tak jak w 2012 roku).

Tabela 7

Udział (%) wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej wartości zarybień w 2013 roku (w nawiasach dane z roku 2012)

Regiony	Mazury 100% = 6086220 zł (100% = 5937220 zł)	Wielkopolska 100% = 2837581 zł (100% = 3058425 zł)	Pomorze 100% = 4106880 zł (100% = 3660253 zł)	Razem 100% = 13030681 zł (100% = 12655898 zł)
Gatunki	Udział w wartości zarybień (%)			
węgorz	10,7	17,0	23,4	16,1
	(8,2)	(18,7)	(13,3)	(12,2)
sielawa	19,1	2,6	9,8	12,5
	(18,0)	(3,2)	(10,3)	(12,2)
sieja	10,4	0,0	11,0	8,3
	(14,6)	(1,5)	(14,1)	(11,3)
szczupak	44,2	17,5	28,9	33,5
	(44,7)	(20,3)	(31,8)	(35,1)
sandacz	6,5	11,3	12,1	9,3
	(5,2)	(10,5)	(13,1)	(8,8)
sum	1,6	3,7	0,2	1,6
	(1,4)	(3,8)	(0,8)	(1,8)
lin	4,4	10,0	7,0	6,5
	(4,2)	(10,2)	(7,4)	(6,6)
karaś	0,6	5,5	2,5	2,3
	(0,5)	(4,3)	(1,9)	(1,8)
karp	2,6	32,3	5,0	9,8
	(3,2)	(27,4)	(7,4)	(10,2)

Jak więc widać, zmiany w strukturze gatunkowej wartości zarybień najważniejszymi analizowanymi gatunkami w 2013 roku względem roku 2012 nie były duże – z wyjątkiem węgorza (wzrost udziału o 3,9 punktu procentowego), siei (spadek o 3 punkty procentowe) i szczupaka (spadek o 1,6 punktu procentowego), zmiany te, zarówno spadki, jak i wzrosty, nie przekroczyły 0,5 punktu procentowego.

Podsumowanie

W ramach podsumowania warto podać jeszcze kilka informacji odnośnie całkowitych wartości zarybień jezior polskich w 2013 roku (tab. 7). Łączna wartość zarybień jezior najważniejszymi gatunkami, dokonanych w 2013 roku przez analizowane 112 jeziorowych gospodarstw rybackich, użytkujących blisko 242 tys. ha jezior, wyniosła 13,03 mln zł (w 2010 roku – 9,89 mln zł, w 2011 roku – 10,63 mln zł, w 2012 roku – 12,66 mln zł). W przeliczeniu na całkowitą analizowaną powierzchnię jezior wyniosło to 53,95 zł/ha (w 2010 roku – 41,60 zł/ha, w 2011 roku – 45,12 zł/ha, w 2012 roku – 52,76 zł/ha). Jak więc widać, w skali kraju wartość zarybień, zarówno w wartościach względnych (zł/ha), jak i bezwzględnych (zł), w ostatnich latach stale rośnie.

W podziale na wyszczególnione regiony jeziorowe łączna wartość zarybień jezior, w przeliczeniu na całkowite analizowane powierzchnie, przedstawiała się w sposób następujący:

- „Mazury” – 6,09 mln zł, 49,12 zł/ha (w 2012 roku – 5,94 mln zł, 48,20 zł/ha),
- „Wielkopolska” – 2,84 mln zł, 63,38 zł/ha (w 2012 roku – 3,06 mln zł, 67,90 zł/ha),
- „Pomorze” – 4,11 mln zł, 56,41 zł/ha (w 2012 roku – 3,66 mln zł, 51,07 zł/ha).

W 2013 roku całkowita wartość zarybień jezior (**53,95 zł/ha**), w stosunku do wartości produkcji ryb jeziorowych (**92,24 zł/ha** – patrz rozdział o sytuacji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich w niniejszej monografii) stanowiła **58,5%**. W stosunku do wartości produkcji ryb jeziorowych i wartości sprzedanych zezwoleń wędkarskich (**67,88 zł/ha** – patrz rozdział o sytuacji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich w niniejszej monografii), które łącznie wyniosły **160,12 zł/ha**, wartość zarybień stanowiła blisko **34%**.

Tak więc wymagany w większości umów dzierżawy rybackiego prawa użytkowania jezior próg 15% wartości odłowów ryb przeznaczanych na zarybienia, w roku 2013 podobnie jak w okresie minionych kilkunastu lat został znacznie przekroczony.

Literatura

- Mickiewicz M. 2009 – Gospodarka zarybieniowa prowadzona w jeziorach polskich w 2008 roku – W: Stan i uwarunkowania rozwoju rybactwa śródlądowego (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 19-33.
- Mickiewicz M. 2010 – Zarybienia jezior w 2009 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2009 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 19-34.
- Mickiewicz M. 2011 – Jeziorowa gospodarka zarybieniowa w Polsce w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 19-34.
- Mickiewicz M. 2012 – Jeziorowa gospodarka zarybieniowa w 2011 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 19-35.
- Mickiewicz M. 2013 – Gospodarka zarybieniowa w jeziorach polskich w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 21-34.
- 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.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2013 roku

Arkadiusz Wołos, Maciej Mickiewicz, Tomasz Czerwiński

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp i podstawy metodyczne

Analiza sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2013 roku została przeprowadzona na podstawie pełnych danych o charakterze ekonomicznym i gospodarczym, zawartych w kwestionariuszach ankietowych otrzymanych od 60 gospodarstw prowadzących gospodarkę rybacką w jeziorach o całkowitej powierzchni 171920 ha oraz użytkujących stawy (karpiove lub pstrągowe, a czasem i karpiove, i pstrągowe) o całkowitym areale 3508,36 ha.

W porównaniu z rokiem 2012 (Wołos i in. 2013), jest to próba mniejsza o 4 podmioty, ale większa pod względem powierzchni jezior o 1957 ha. W ten sposób spełnia ona wymogi reprezentatywności, gdyż analizowane gospodarstwa użytkują 63,7% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce. 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 gospodarstw działających w ramach okręgów 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. przetwórstwo ryb, usługi turystyczne, gastronomiczne i wiele innych).

W niniejszym opracowaniu badany zbiór 60 analizowanych podmiotów gospodarczych podzielono na dwa podzbiory, umownie nazwane gospodarstwami „stawowo-jeziorowymi”, o ogólnej powierzchni 57343 ha jezior, oraz gospodarstwami „jeziorowymi”, o łącznym areale 114577 ha jezior. Jedynym kryterium tak zastosowanego podziału była wysokość przychodów osiągniętych w 2013 roku ze sprzedaży produkcji stawowej – zarówno z produkcji pstrąga tęczowego, jak i karpia, oraz innych gatunków produkowanych w stawach. Jeśli suma tych przychodów była wyższa niż przychód ze sprzedaży produkcji jeziorowej, dany podmiot zaliczono do gospodarstw „stawowo-jeziorowych”, jeżeli przychody z produkcji stawowej były niższe, niż z produkcji jeziorowej, podmiot włączono do grupy gospodarstw „jeziorowych”.

Charakterystyka gospodarstw rybackich i parametrów produkcyjno-gospodarczych

Grupa gospodarstw „stawowo-jeziorowych” liczyła 17 podmiotów, a grupa gospodarstw „jeziorowych” 43 podmioty. 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 = 17) przypada 74,5% całkowitego areалу użytkowanych stawów, podczas gdy na liczniejszą grupę gospodarstw „jeziorowych” (N = 43) tylko 25,5%.

Analiza parametrów dotyczących *sensu stricte* gospodarki jeziorowej – wydajności i wartości odłowionych ryb (w zł/ha), także wykazała różnice. Wydajność odłowów ryb jeziorowych w grupie „stawowo-jeziorowej” (7,97 kg/ha) była wyraźnie niższa niż w grupie „jeziorowej” (8,65 kg/ha), ale w obu grupach, a zwłaszcza „stawowo-jeziorowej” nastąpił spadek tego parametru w stosunku do roku 2012. Pochodną osiągniętych wydajności jest wartość produkcji jeziorowej w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. W całym badanym zbiorze podmiotów wartość ta wyniosła 92,24 zł/ha (o 4,17 zł/ha więcej niż przed rokiem), w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” 87,34 zł/ha, natomiast w „jeziorowych” 94,69 zł/ha (tab. 1). W porównaniu z rokiem 2012 średnia cena 1 kg ryb w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” była o 0,61 zł wyższa, natomiast w „jeziorowych” o 0,71 zł wyższa, przyjmując średnią dla obu zbiorów podmiotów 10,95 zł/kg, czyli o 6,9% wyższą niż w roku 2012 (Wołos i in. 2013).

Tabela 1

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

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"	Razem
Liczba gospodarstw	17	43	60
Powierzchnia jezior (ha)	57343	114577	171920
Powierzchnia stawów (ha)	2613,22	895,14	3508,36
Wydajność odłowów ryb jeziorowych (kg/ha)	7,97	8,65	8,42
Całkowita wartość odłowów ryb jeziorowych (zł)	5008201	10849067	15857268
Wartość odłowów ryb jeziorowych (zł/ha)	87,34	94,69	92,24
Średnia cena kg ryb (zł)	10,96	10,95	10,95

Tabela 2

Wybrane parametry produkcyjno-gospodarcze analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"	Razem
Średnia powierzchnia jezior w gospodarstwie (ha)	3373,11	2664,59	2865,34
Średnia powierzchnia jednego jeziora w gospodarstwie (ha)	114,92	150,76	136,55
Średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie (ha)	153,72	20,81	58,47
Powierzchnia stawów (ha/100 ha jezior)	4,56	0,78	2,04
Powierzchnia jezior (ha na 1 pracownika)	174,28	320,05	250,25
Powierzchnia jezior (ha na 1 rybaka jeziorowego*)	666,77	606,23	625,16
Liczba jezior na 1 rybaka jeziorowego*	5,80	4,02	4,58
Liczba pracowników	329	358	674
w tym udział rybaków jeziorowych* (%)	26,1	52,7	40,0
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 pracownika)	1388	2768	2107
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 rybaka jeziorowego)*	5313	5242	5264

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

Trzeba w tym miejscu wyjaśnić, że wydajność dla całego zbioru 60 gospodarstw wynosząca 8,42 kg/ha jest wyższa niż wydajność obliczona dla wszystkich badanych 112 podmiotów (8,19 kg/ha – 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 niniejszej analizy.

Analiza wybranych parametrów produkcyjno-gospodarczych w obu grupach gospodarstw pozwala na wyciągnięcie wniosku, iż w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” mamy do czynienia z większą, niż w gospodarstwach „jeziorowych” wydajnością pracy

rybaków jeziorowych. Świadczy o tym wysokość średniego odłowu przypadająca na jednego rybaka jeziorowego, wynosząca w tej pierwszej grupie 5313 kg, a w grupie drugiej 5242 kg (tab. 2). Warto dodać, że w porównaniu z rokiem ubiegłym w obu grupach gospodarstw parametr ten zmniejszył się o 5,9%, przy czym stopa spadkowa w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” była znacznie większa i wyniosła 10%.

W tym miejscu nasuwa się drugi istotny wniosek – większy odłów na 1 rybaka w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych”, niż w „jeziorowych”, był osiągnięty pomimo obiektywnie trudniejszych warunków gospodarowania, czego wyrazem jest mniejsza średnia powierzchnia jednego jeziora (114,92 ha wobec 150,76 ha), oraz większa liczba jezior przypadających na rybaka jeziorowego (5,80 wobec 4,02).

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 wynoszący 40,0% był na wyższym poziomie, niż w roku 2012 (tab. 2). Godny podkreślenia jest również fakt, iż przeciętne gospodarstwo „stawowo-jeziorowe” zatrudniało ponad dwa razy więcej pracowników (średnio 19,4), niż gospodarstwo „jeziorowe” (średnio 8,3), co w sposób oczywisty wynika z różnic w profilu działalności obu wyróżnionych grup gospodarstw, a zwłaszcza zaangażowania pracowników gospodarstw z grupy pierwszej w produkcję stawową.

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 rzeczą oczywistą, że w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” na produkcję podstawową w znacznie większym stopniu składa się produkcja karpia i innych gatunków produkowanych w stawach karpowych (60,45% przychodów całkowitych), a także produkcja pstrąga (28,35%), niż w gospodarstwach „jeziorowych”. W tym miejscu trzeba podkreślić, że w porównaniu z rokiem 2012 udział produkcji karpia znacznie się zwiększył, natomiast odsetek produkcji pstrąga tęczowego zmniejszył (Wołos i in. 2013).

W grupie gospodarstw „jeziorowych” sprzedaż ryb odłowionych w jeziorach stanowiła 79,00% przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej, podczas gdy sprzedaż pstrąga i karpia odpowiednio 12,57 i 8,43%. Niski był udział produkcji

Tabela 3

Udział różnych form produkcji rybackiej w przychodach z produkcji podstawowej

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"	Razem
	%	%	%
Produkcja jeziorowa	11,20	79,00	27,13
Produkcja pstrąga	28,35	12,57	24,64
Produkcja karpia i innych gatunków w stawach	60,45	8,43	48,23
Produkcja podstawowa	100	100	100

jeziorowej w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” (11,20%), co sprawia, że o sytuacji ekonomiczno-finansowej tej grupy gospodarstw w znacznym stopniu decyduje chów karpia i/lub pstrąga, podczas gdy w grupie gospodarstw „jeziorowych” – produkcja ryb towarowych w jeziorach (tab. 3). Obie grupy gospodarstw wykazują także przychody ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie w jeziorach oraz z innych form działalności, często wykraczających poza formy uważane tradycyjnie jako działalność rybacka. W tabeli 4 przedstawiono wszystkie wymienione składniki przychodów na tle kosztów działalności i zysku brutto 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.

Tabela 4

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"		Gospodarstwa "jeziorowe"		Razem	
	zł/ha*	%	zł/ha*	%	zł/ha*	%
Przychody całkowite	1084,95	100	278,03	100	547,18	100
w tym:						
Produkcja podstawowa	779,99	71,9	119,85	43,1	340,04	62,1
w tym:						
– jeziorowa	87,34	8,1	94,69	34,1	92,24	16,9
– pstrąga	221,11	20,4	15,06	5,4	83,79	15,3
– karpia	471,54	43,4	10,01	3,6	164,01	29,9
Opłaty wędkarskie	80,98	7,5	61,32	22,1	67,88	12,4
Inne przychody	223,98	20,6	96,86	34,8	139,26	25,5
Koszty całkowite	1051,01		267,69		528,96	
Zysk brutto	33,94		10,34		18,21	

*wszystkie przychody przeliczono na 1 ha powierzchni jezior

Analizując wielkość przychodów całkowitych widać ogromną różnicę w ich wielkości: w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” wyniosły one 1084,95 zł/ha, podczas gdy w gospodarstwach „jeziorowych” 278,03 zł/ha. Średni przychód całkowity dla całego zbioru 60 gospodarstw wyniósł 547,18 zł/ha, a więc był o 6,85 zł/ha (czyli o 1,2%) mniejszy niż w roku 2012, przy czym spadek ten dotyczy wyłącznie grupy „jeziorowej”, bowiem w podzbiorze „stawowo-jeziorowym” przychody całkowite wzrosły o 12% (Wołos i in. 2013). W całym zbiorze 60 gospodarstw zmniejszyły się przychody z produkcji pstrąga, sprzedaży zezwoleń na wędkowanie i innych form działalności, natomiast zwiększyły się przychody ze sprzedaży ryb jeziorowych, a także – w znacznie większym stopniu – sprzedaży karpia i innych gatunków ryb produkowanych w stawach karpowych. Przychody ze sprzedaży zezwoleń wędkarskich w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” (80,98 zł/ha) były wyższe niż w grupie „jeziorowej” (61,32 zł/ha), ale ich udział w przychodach całkowitych w pierwszej z wymienionych grup wynosił tylko 7,5%, podczas gdy w grupie drugiej 22,17% (tab. 4). W całym badanym zbiorze gospodarstw wyraźnie zmniejszyły się inne przychody, co w równym stopniu dotyczy obu wyróżnionych grup podmiotów. Ogólnie trzeba stwierdzić, że w całej analizowanej próbie przychody ze sprzedaży produkcji podstawowej były wyższe niż w 2012 roku o 5,2%, a zanotowany znaczny wzrost tych przychodów zawdzięczamy głównie sprzedaży karpia.

Opisane zmiany w wysokości przychodów (wyrażonych w zł na 1 ha powierzchni jeziorowej) spowodowały pewne istotne zmiany w ich strukturze procentowej. I tak, udział przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej w przychodach całkowitych zwiększył się do poziomu 62,1%, przy czym zmniejszył się o 5,1 punktu procentowego ze sprzedaży pstrąga, natomiast zwiększył o 1 punkt procentowy ze sprzedaży ryb jeziorowych, i aż o 7,9 punktu ze sprzedaży karpia. Zmniejszył się natomiast, chociaż nieznacznie, udział sprzedaży zezwoleń na wędkowanie – o 0,1 punktu procentowego, a także odsetek innych form działalności – o 3,7 punktu procentowego.

Przedstawione wyniki pozwalają na stwierdzenie, że w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” zanotować można wyższą efektywność gospodarowania niż w grupie „jeziorowej”, o czym zdecydowały m.in. tak obiektywne czynniki, jak znacznie większe możliwości osiągania przychodów z produkcji ryb w stawach. Właśnie te obiektywne czynniki sprawiły, że wyliczony zysk brutto na 1 ha powierzchni jeziorowej pozostał w grupie „stawowo-jeziorowej” na znacznie wyższym poziomie (32,94 zł/ha), niż w grupie „jeziorowej” (10,34 zł/ha). Warto dodać, że parametr ten uległ znacznemu zmniejszeniu właśnie w gospodarstwach „jeziorowych” (w roku 2012 wyniósł 18,92 zł/ha), zaś w grupie „stawowo-jeziorowej” był nieznacznie wyższy, bowiem w roku 2012 osiągnął 31,53 zł/ha (Wołos i in. 2013).

Najbardziej istotne implikacje w sytuacji ekonomiczno-finansowej całego zbioru analizowanych gospodarstw rodzi jednak zestawienie przychodów całkowitych i kosztów działalności w latach 2012 i 2013. Okazało się bowiem, że zanotowanemu nieznacznemu spadkowi przychodów całkowitych (przypomnijmy – o 1,2%) towarzyszyły koszty na identycznym poziomie jak w roku 2012, co rzecz jasna wpłynęło ujemnie na rentowność rozpatrywanych podmiotów.

Wśród „innych” przychodów analizowane 60 podmiotów gospodarczych wymieniło (w kolejności od najczęściej do najrzadziej wymienianych): obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji i handel przetworami rybnymi, usługi turystyczne typu pensjonaty lub mała gastronomia, przetwórstwo ryb, odsetki od lokat i inne przychody finansowe, usługi wylęgarniczo-podchowowe i sprzedaż materiału zarybieniowego, odszkodowania, dotacje (np. NFOŚiGW), wynajem pomieszczeń, czynsze, dobrowolne wpłaty i nawiązki, zwrot akcyzy, sprzedaż środków trwałych, rekompensaty, opłaty za pomosty, dzierżawę, koszenie trzciny, zawody wędkarskie, agroturystykę wędkarską, usługowe odłowy ryb, szkutnictwo, uprawę zbóż, sklepy rybne, port żeglarski, slipowanie i zimowanie jachtów, parking, koszenie rzeki, stacje i egzaminy na kartę wędkarską. Jak już wyżej wspomniano, te „inne” przychody (średnio 139,26 zł/ha) stanowią poważny składnik przychodów całkowitych, znacznie przekraczający wielkość przychodów z produkcji ryb towarowych z jezior (92,24 zł/ha). Warto także dodać, że w grupie



Fot. 2. Sklep rybny Zakładu Rybackiego Bogaczewo Sp. z o.o.

„jeziorowej” inne przychody stanowiły aż 34,8% przychodów całkowitych, a w grupie „stawowo-jeziorowej” 20,6%.

W tabeli 5 przedstawiono najważniejsze wskaźniki charakteryzujące sytuację ekonomiczno-finansową całego badanego zbioru gospodarstw oraz wyróżnionych grup „stawowo-jeziorowej” i „jeziorowej”. Wskaźnik rentowności dla całego zbioru gospodarstw wyniósł 3,44%, a więc był o około jeden punkt procentowy niższy niż w 2012 roku (4,40%). Warto zwrócić uwagę, że w grupie „stawowo-jeziorowej” parametr ten wyniósł 3,23%, zaś w grupie „jeziorowej” 3,86%, co oznacza, że w porównaniu z rokiem 2012 różnice między wyróżnionymi grupami gospodarstw uległy wyraźnemu spłaszczeniu. Trzeba w tym miejscu zaznaczyć, że przy wyliczaniu tego wskaźnika nie uwzględniono otrzymanych rekompensat wodnośrodowiskowych. Ich uwzględnienie powoduje wzrost wskaźnika rentowności do 4,91% w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych”, 4,27% w „jeziorowych” oraz 4,69% w całym zbiorze badanych podmiotów. Pozostałe parametry zamieszczone w tabeli 5 także wykazały znaczne różnice. Przychody całkowite na 1 zatrudnionego były w grupie „stawowo-jeziorowej” ponad 2-krotnie wyższe (189100 zł – wzrost o 17879 zł w porównaniu z rokiem 2012) niż w grupie „jeziorowej” (88981 zł – spadek o 1724 zł). Podobna relacja cechowała zysk brutto na 1 zatrudnionego, który w pierwszej z tych grup wynosił 5961 zł (w 2012 roku 5580 zł), a w drugiej 3307 zł (w 2012 roku 5190 zł), co w grupie „stawowo-jeziorowej” oznacza nieznaczny wzrost, a w „jeziorowej” istotny spadek w stosunku do roku ubiegłego. Bardzo wyraźna różnica wystąpiła w wielkości średnich przychodów całkowitych na 1 gospodarstwo, które w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” osiągnęły poziom 3659653 zł i były 4,9-krotnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (740822

Tabela 5

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

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"	Razem
Wskaźnik rentowności (%)	3,23 ⁽¹⁾	3,86 ⁽²⁾	3,44 ⁽³⁾
Przychody całkowite (zł na 1 zatrudnionego)	189100	88981	136928
Zysk brutto (zł na 1 zatrudnionego)	5961	3307	4556
Średnie przychody całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	3659653	740822	1567824
Średnie koszty całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	3545167	713290	1515655
Średni zysk brutto (zł na 1 gospodarstwo)	114485	27532	52169
Wskaźnik rozwojowości (%)	8,38	9,28	8,69
Stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych (%)	5,27	8,31	6,30

⁽¹⁾ z rekompensatami wodnośrodowiskowymi Wr = 4,91

⁽²⁾ z rekompensatami wodnośrodowiskowymi Wr = 4,27

⁽³⁾ z rekompensatami wodnośrodowiskowymi Wr = 4,69

zł). W grupie „stawowo-jeziorowej” zwiększył się średni zysk brutto na 1 gospodarstwo – do poziomu 114485 zł (w roku 2012 – 98966 zł), podczas gdy w grupie „jeziorowej” był on wyraźnie niższy niż w poprzednim roku (Wołos i in. 2013).

Analiza ostatniego z rozpatrywanych parametrów – wskaźnika rozwojowości (tj. stosunku sumy nakładów na inwestycje i wykup majątku do przychodów całkowitych w %) oraz jego porównania z latami wcześniejszymi wskazują na jego wzrost w porównaniu z rokiem 2012. W rozpatrywanym roku 2013 wskaźnik ten wyniósł 8,69%, przy czym w grupie „jeziorowej” osiągnął poziom 9,28%, a w „stawowo-jeziorowej” 8,38%, co w obu przypadkach oznacza około 2-krotny wzrost. Biorąc pod uwagę tylko inwestycje, ich stosunek procentowy do przychodów całkowitych w całym analizowanym zbiorze gospodarstw wyniósł 6,30%, w grupie „jeziorowej” 8,31%, a w grupie „stawowo-jeziorowej” 5,27%.

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

W całej analizowanej grupie 112 gospodarstw rybackich (por. rozdział o produkcji rybackiej) z zewnętrznych źródeł finansowania korzystało 41 podmiotów, tj. około 36%. W 2013 roku beneficjenci złożyli łącznie 85 wniosków na dofinansowanie inwestycji, z czego 65 doczekało się realizacji na kwotę przekraczającą 8,16 mln zł. Gospodarstwa rybackie posiadające stawy karpiove korzystały również z rekompensat wodno-środowiskowych o łącznej wartości 2,03 mln zł. Z tego typu instrumentu finansowego skorzystało 11 podmiotów. Całkowita kwota absorbowanych środków wyniosła zatem ponad 10 mln zł. W zdecydowanej większości były to środki finansowe z II i IV Osi Programu Operacyjnego Ryby 2007-2013.

W skali kraju najwięcej wniosków złożono w regionie „Mazury”. Średnia wartość operacji przekroczyła 125 tys. zł. Kilka gospodarstw złożyło wnioski na kwoty przekraczające 600 tys. zł, przy czym rekordzista realizował 4 wnioski za ponad 800 tys. zł. Inwestycje te w dużej mierze dotyczyły zakupu ruchomych środków trwałych, a więc samochodów wraz basenami do przewozu ryb, maszyn rolniczych, wyposażenia w urządzenia typu wytwornice lodu, myjki itp. Spora część beneficjentów w ramach tych funduszy budowała lub remontowała obiekty przeznaczone na wylęgarnie, magazyny ryb lub pomieszczenia socjalne. Część środków z PO Ryby 2007-2013 została wykorzystana na cele związane z ochroną akwenów wodnych przed kłusownictwem, w tym głównie przez okręgi PZW, na doposażenie Społecznej Straży Rybackiej.



Fot. 1. Wyposażenie wylęgarni w Głodowie współfinansowane ze środków unijnych.

Warto podkreślić, iż wartość tej części inwestycji, która była finansowana ze środków Unii Europejskiej, stanowiła niemalże równowartość nakładów na inwestycje realizowane ze środków własnych (8,43 mln zł), które z kolei w znacznym stopniu stanowiły tzw. wkład własny w „inwestycje unijne”. Można zatem stwierdzić, że środki z Europejskiego Funduszu Rybackiego były efektywnie wykorzystywane i dały pozytywny impuls do dalszego rozwoju sektora rybactwa śródlądowego.

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 2013 roku 3,44%, przy czym w grupie „stawowo-jeziorowej” osiągnął poziom 3,23%, natomiast w grupie „jeziorowej” 3,86%.
- Gospodarstwa określone jako „stawowo-jeziorowe”, czyli takie, w których przychód generowany przez gospodarkę stawową przekracza przychód pochodzący z produkcji

jeziorowej – biorąc pod uwagę *sensu stricte* gospodarkę jeziorową – charakteryzowały się większą sprawnością gospodarowania niż gospodarstwa określone jako „jeziorowe”, chociaż poziom gospodarowania między wyróżnionymi grupami podmiotów ponownie uległ „spłaszczeniu” w porównaniu z poprzednimi latami badań.

- Wartość odłowów ryb jeziorowych (w zł/ha) była w grupie „stawowo-jeziorowej” wyraźnie niższa niż w grupie „jeziorowej”, co bezpośrednio wynika z uzyskiwanej mniejszej wydajności. Średnia cena złowionych ryb jeziorowych była w obu grupach gospodarstw niemal identyczna.

Całkowite przychody rozpatrywanych 60 gospodarstw rybackich osiągnęły w 2013 roku 94 mln zł. Ponieważ badana próba gospodarstw reprezentuje 63,7% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce (określanej na 270 tys. ha), można z dużą ostrożnością oszacować, że globalne przychody podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior osiągnęły w badanym roku nieco mniejszy, niż w roku 2012 poziom 147 mln złotych.

Literatura

Wołos A., Mickiewicz M., Czerwiński T. 2013 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 35-44.

Stan gospodarki rybackiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2013 roku

Tomasz Czerwiński

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Analizą gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w 2013 roku objęto 94 zbiorniki zaporowe o łącznej powierzchni 43704 ha. W poprzednim roku analizowana powierzchnia była nieco większa i wynosiła ponad 45 tys. ha (Czerwiński 2013). Średnia powierzchnia analizowanego zbiornika obniżyła się do 465 ha, co wynika z faktu, że w badanej próbie mniej liczna niż przed rokiem była liczba dużych zbiorników eksploatowanych rybacko. Badaną próbę należy uznać za wysoce reprezentatywną, ponieważ stanowiła ponad 84% powierzchni wszystkich zbiorników zaporowych w kraju.

W niniejszym opracowaniu zastosowano identyczne podejście metodyczne w przeprowadzonych analizach, co w poprzednich badaniach. Analizowane zbiorniki podzielono na dwie grupy: eksploatowane rybacko i obiekty, na których nie prowadzi się odłowów rybackich. W pierwszej grupie znalazło się 9 zbiorników o łącznej powierzchni 24316 ha, zaś w drugiej 85 zbiorników o całkowitej powierzchni 19388 ha. Średnia powierzchnia zbiornika eksploatowanego rybacko wynosiła 2702 ha, zaś zbiornika, w którym nie prowadzono odłowów rybackich 228 ha.

W zbiornikach zaporowych przedstawionych w tabeli 1 eksploatacja rybacka prowadzona była systematycznie od kilkunastu lat (Zegrze, Włocławek, Siemianówka, Goczałkowice), lub też połowy prowadzone były nieregularnie i z mniejszą intensywnością (Ścierniawica, Głębinów, Jeziersko, Dobczyce).

W tabeli 2 przedstawiono podstawowe dane na temat analizowanych zbiorników zaporowych, w których jedyną formą prowadzonej gospodarki rybacko-wędkarskiej były zarybienia, połowy wędkarskie oraz sporadyczne odłowy kontrolne.

Tabela 1

Podstawowe dane o zbiornikach zaporowych eksploatowanych rybacko

Zbiorniki eksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik
Ścierniawica	70	Osoba fizyczna
Zegrze	3852	PZW Mazowiecki
Włocławek	7911	PZW Płocko-Włocławski
Siemianówka	3253	PZW Białystok
Głębinów	1912	PZW Opole
Lipówka	28	PZW Poznań
Jezioro	3720	PZW Sieradz
Dobczyce	970	RZGW Kraków
Goczałkowice	2600	Spółka
Razem	24316	
Średnia powierzchnia zbiornika	2702	

Tabela 2

Podstawowe informacje o zbiornikach zaporowych nieeksploatowanych rybacko

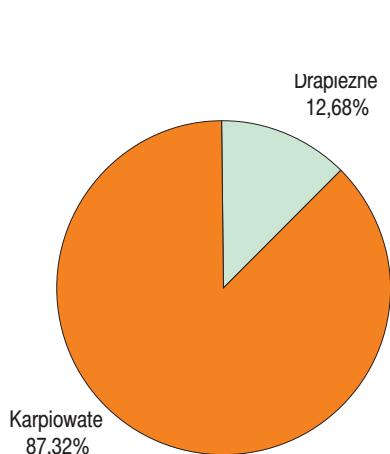
Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik	Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik
Porąbka	386,1	PZW Bielsko Biała	Bliżyn	14	PZW Kielce
Tresna	1020	PZW Bielsko Biała	Suchedniów	22	PZW Kielce
Sumkała	111	PZW Bydgoszcz	Wióry	257	PZW Kielce
Tryszczyn	87	PZW Bydgoszcz	Ślupca	265,5	PZW Konin
Gródek	108	PZW Bydgoszcz	Przykona	120	PZW Konin
Żur	443	PZW Bydgoszcz	Zembrzyce	278	PZW Lublin
Kozłowo	20	PZW Bydgoszcz	Czorsztyn	1120	PZW Nowy Sącz
Niwa	44,3	PZW Chełm	Rożnów	1060	PZW Nowy Sącz
Stańków	41,7	PZW Chełm	Klimkówka	266	PZW Nowy Sącz
Staw Parypse	14,8	PZW Chełm	Otmuchów	1712	PZW Opole
Husynne	99	PZW Chełm	Turawa	1782	PZW Opole
Tuligłowy	15	PZW Chełm	Dobrzyca	92	PZW Piła
Wytoczno	550	PZW Chełm	Tusza	200	PZW Piła
Nahajki	235	PZW Chełm	Koszyce II	103,7	PZW Piła
Żółtańce	46,9	PZW Chełm	Koszyce I	46	PZW Piła
Pierzchały	189	PZW Elbląg	Jastrowie	150	PZW Piła
Kolbudy Dolne	54	PZW Gdańsk	Podgaje	116	PZW Piła
Łapino Dolne	37	PZW Gdańsk	Stołurisko	12	PZW Piła
Zalew Bledzewski	80	PZW Gorzów Wlkp.	Mielmąka	47,59	PZW Piła
Bukówka	167	PZW Jelenia Góra	Cieszanowie	217	PZW Piotrków Trybunalski
Leśna	110	PZW Jelenia Góra	Drzewica	100	PZW Piotrków Trybunalski
Jezioro Modre	7,2	PZW Jelenia Góra	Miedzna	180	PZW Piotrków Trybunalski
Pilchowice	175	PZW Jelenia Góra	Sulejów	1960	PZW Piotrków Trybunalski
Witka	162	PZW Jelenia Góra	Jeżewo	76	PZW Poznań
Wrzeszczy	40	PZW Jelenia Góra	Radziny	110	PZW Poznań
Złotnicki	130	PZW Jelenia Góra	Rusalka	36,7	PZW Poznań
Szałe	167	PZW Kalisz	Środa	42	PZW Poznań
Kobyła Góra	17,35	PZW Kalisz	Domaniów	390	PZW Radom
Gotuchów	52	PZW Kalisz	Siczki	32,2	PZW Radom
Roszków	34,2	PZW Kalisz	Pionki	17	PZW Radom
Brody Iłżeckie	260	PZW Kielce	Krzynia	70	PZW Słupsk
Hańcza	270	PZW Kielce	Konradowi	70,6	PZW Słupsk
Lubianka	35	PZW Kielce	Lisowo	75	PZW Szczecin

Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik	Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik
Małogoszcz	29	PZW Kielce	Sicina	30,8	PZW Szczecin
Staporków	29	PZW Kielce	Rejowice	177	PZW Szczecin
Borków	36	PZW Kielce	Czchów	255	PZW Tamów
Sielpia	60	PZW Kielce	Kozielno	270	PZW Wałbrzych
Cedzonia	60	PZW Kielce	Topola	275	PZW Wałbrzych
Mostki	21	PZW Kielce	Mietków	795	PZW Wrocław
Rejów	30	PZW Kielce	Nielisz	724	PZW Zamość
Umer	11,9	PZW Kielce	Sosnówka	160	Wodnik - Wodociągi i Kanalizacja Jelenia Góra
Szydłówek	12	PZW Kielce	Dobromierz	95	Zakład Wodociągów i Kanalizacji - Świebodzice
Starachowice	68	PZW Kielce			
Razem			19388		
średnia pow.			228		

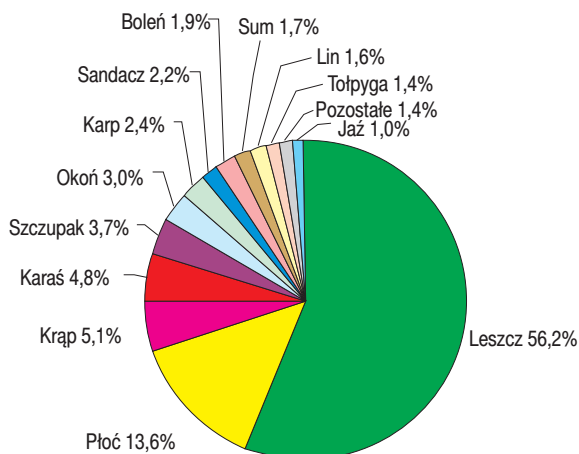
Odłowy

W 2013 roku w zbiornikach eksploatowanych rybacko wydajność gospodarcza wahała się w granicach od 3,19 kg/ha do 38,77 kg/ha, osiągając średni poziom 12,68 kg/ha. W porównaniu do poprzedniego roku (Czerwiński 2013), oznacza to nieznaczny wzrost wydajności. W wartościach bezwzględnych łączny odłów z analizowanych zbiorników był jednak o ponad 58 ton mniejszy i wynosił 308 ton ryb.

Struktura gatunkowa odłowów już od kilku lat pozostaje niemal niezmienna: dominowały gatunki karpiowate, które łącznie stanowiły ponad 87% całkowitej masy odławianych ryb (rys. 1). W roku 2013 ponad połowę masy odławianych ryb stanowił leszcz (56,17%), którego udział charakteryzuje się tendencją wzrostową w ostatnich kilku latach (rys. 2). Natomiast odsetek płoci obniżył się w 2013 roku z 18,1% do 13,6%.



Rys. 1. Udział ryb drapieżnych i karpiowatych w odłowach zbiorników eksploatowanych rybacko.



Rys. 2. Struktura odłowów gospodarczych w zbiornikach eksploatowanych rybacko (100% = 308221 kg).

Udziały pozostałych karpiowatych, tj. krąpia (5,07%), karasia (4,83%), karpia (2,42%) i lina (1,61%), nie odbiegały zasadniczo od wyników uzyskiwanych w poprzednich latach. W analizowanym roku nieznacznie obniżyły się udziały drapieżników, tj. szczupaka (3,68%), okonia (2,99%) i sandacza (2,16%). Pozostałe drapieżniki nie stanowiły istotnych pozycji w strukturze gatunkowej, np. udział bolenia w odłowach całkowitych stanowił 1,90%, natomiast suma 1,69%.

Zarybienia

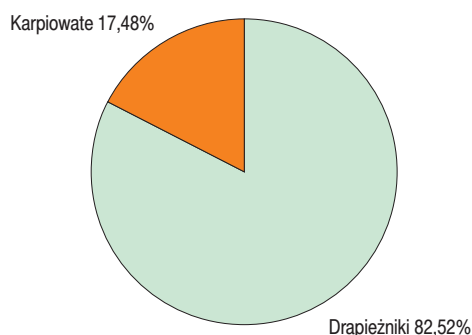
W roku 2013 w grupie badanych zbiorników zaporowych względna wartość zarybień wynosiła 108,26 zł/ha, co oznacza, że na zakup materiału zarybieniowego przeznaczono kwotę 4,73 mln zł. W poprzednim roku nakłady na zarybienia wynosiły odpowiednio 118,27 zł/ha i 5,35 mln zł. Wartość zarybień w poszczególnych zbiornikach kształtowała się od 8 zł/ha do prawie 1000 zł/ha. Były również przypadki, że w badanych zbiornikach nie prowadzono żadnych zabiegów gospodarczych, głównie z powodu czynników zewnętrznych, takich jak np. powódź lub remont zbiornika.

Nakłady na zarybienia w przeliczeniu na jednostkę powierzchni w stosunku do danych z roku poprzedniego obniżyły się w obu grupach badanych zbiorników zaporowych. W zbiornikach odławianych rybacko wartość zarybień obniżyła się do 106,56 zł/ha, zaś w niełowionych do 110,40 zł/ha. W poszczególnych grupach zbiorników kwoty bezwzględne wynosiły odpowiednio: 2,59 mln zł, i 2,14 mln zł.

W zbiornikach eksploatowanych rybacko wartość zarybień oscylowała pomiędzy 14 zł/ha a 622 zł/ha. W grupie tej, w przypadku dwóch zbiorników zaporowych, już kolejny rok odnotowano nakłady przekraczające 200 zł/ha.

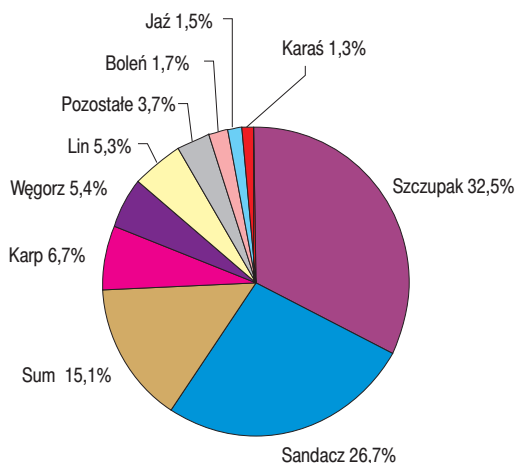
W bardzo licznej grupie zbiorników nieeksploatowanych rybacko nakłady na zarybienia cechowały się znaczną zmiennością – począwszy od zbiorników, których nie zarybiało, a skończywszy na bardzo wysokich zarybieniach rzędu 1000 zł/ha.

W zbiornikach eksploatowanych rybacko w 2013 roku udział wartości materiału zarybieniowego gatunków drapieżnych zwiększył się w stosunku do poprzedniego roku i wynosił 82,52% całkowitej wartości zarybień (rys. 3). Kolejny już rok dominowały trzy gatunki: szczupak (32,55%), oraz z nieco większymi



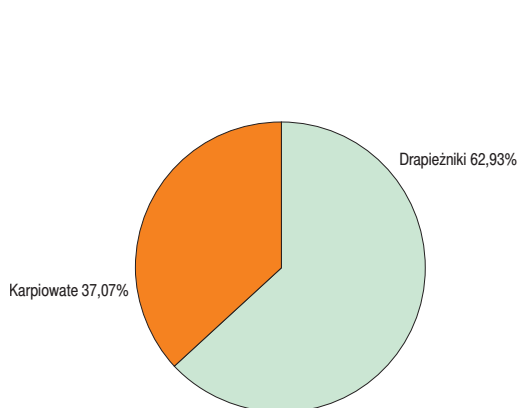
Rys. 3. Struktura zarybień zbiorników zaporowych eksploatowanych rybacko (100%= 106,56 zł/ha).

udziałami niż w roku poprzednim sandacz (26,69%) i sum (15,05%) (rys. 4). Wzrost natomiast w 2013 roku udział wartości karpia w nakładach na zarybienia – do 6,70%. W zbiornikach eksploatowanych rybacko systematycznie zmniejsza się udział węgorza w nakładach na zarybienia; w analizowanym roku wynosił on 5,38%. Na dalszej pozycji znalazły się szczególnie cenione przez wędkarzy gatunki karpiowate: lin (5,30%), boleń (1,69%), karaś (1,34%) i „pozostałe”, w tym świnka, brzana, okoń i certa (łącznie 3,72%). Warto zwrócić uwagę, iż znacznie obniżył się udział materiału zarybieniowego jazia w nakładach na zarybienia – do 1,54%.

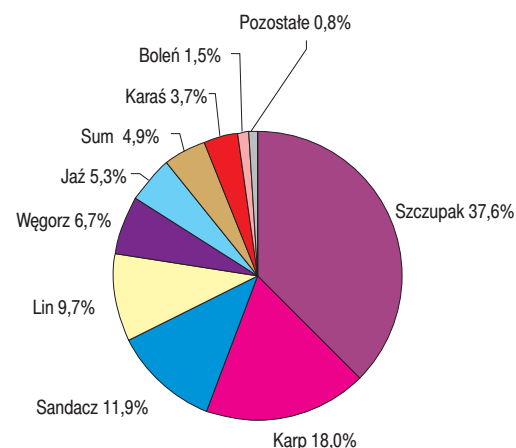


Rys. 4. Struktura wartościowa zarybień zbiorników zaporowych eksploatowanych rybacko (100%= 106,56 zł/ha).

W zbiornikach nieeksploatowanych gospodarczo obniżył się z 42,11% do 37,07% udział gatunków karpiowatych w całkowitej wartości zarybień (rys. 5). Większy odsetek gatunków drapieźnych w ogólnej puli nakładów na zarybienia przypisać należy szczupakowi, którego udział wzrósł z 30,20 do 37,60%. W przypadku karpia i sandacza w 2013 roku zanotowano spadek nakładów na zarybienia odpowiednio: z 23,21% do 18,00% i z 14,11% do 11,89%. Udziały lina i węgorza były nieco większe, niż w poprzednim roku i wynosiły: 9,67% i 6,68%. Odsetek pozostałych zarybianych gatunków nieco się obniżył i łącznie stanowił nieco ponad 10% (rys. 6).



Rys. 5. Struktura zarybień zbiorników zaporowych nieeksploatowanych rybacko (100%= 110,40 zł/ha).



Rys. 6. Struktura wartościowa zarybień zbiorników zaporowych nieeksploatowanych rybacko (100%= 110,40 zł/ha).

W tabeli 3 przedstawiono wartość zarybień (zł/ha) wybranymi, najważniejszymi gatunkami, w podziale na zbiorniki eksploatowane oraz nieeksploatowane rybacko.

Tabela 3

Wartość zarybień najważniejszymi gatunkami w zbiornikach z połowami gospodarczymi oraz nieeksploatowanych rybacko (zł/ha)

Gatunek	Szczupak	Sandacz	Sum	Lin	Karp	Węgorz	Łącznie 6 głównych gatunków	Łącznie wszystkie gatunki
	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha
Zbiorniki eksploatowane rybacko	34,68	28,44	16,04	5,65	7,14	5,74	97,69	106,56
Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	41,51	13,13	5,38	10,68	19,87	7,38	97,95	110,40
Łącznie 94 zbiorniki	37,71	21,65	11,31	7,88	12,79	6,46	97,80	108,26

W 2013 roku wartość zarybień sześcioma najważniejszymi gatunkami we wszystkich badanych zbiornikach wynosiła 97,80 zł/ha, czyli o 4 zł/ha mniej, niż w poprzednim roku. Na te gatunki przeznaczono blisko 90% całkowitej kwoty przeznaczonej na zarybienia. Tak jak w poprzednich latach, największe nakłady zostały poniesione na zarybienia drapieżnikami: szczupakiem (37,71 zł/ha), sandaczem (21,65 zł/ha), sumem (11,31 zł/ha) i węgorzem (6,46 zł/ha). W porównaniu do poprzedniego roku wartość tych nakładów na poszczególne gatunki był bardzo zbliżona.

Jak wynika z tabeli 3, w grupie zbiorników, w których prowadzone były odłowy rybaczkie, pomimo niższych nakładów na zarybienia szczupakiem, wartość zarybień trzema gatunkami drapieżnymi, była wyraźnie wyższa, niż w zbiornikach nieeksploatowanych gospodarczo i wynosiła ponad 79 zł/ha. W przypadku zbiorników z drugiej grupy – poza szczupakiem – bardzo istotną pozycję posiadały również karp i lin.

Stosowane formy materiału zarybieniowego

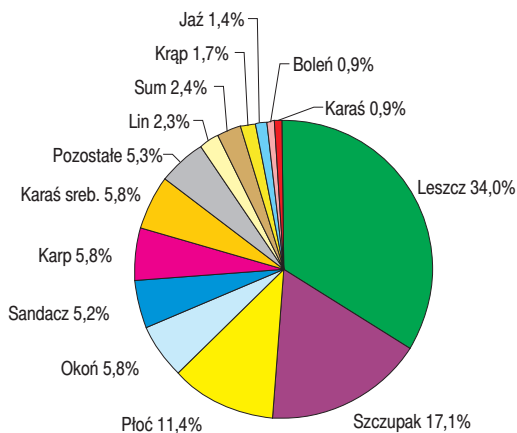
Już od kilku lat nie zanotowano istotnych zmian przy wyborze strategii zarybieniowej. Użytkownicy rybaccy zbiorników zaporowych najczęściej decydowali się na zastosowanie cięższych form materiału zarybieniowego. W roku 2013, również w pierwszej kolejności wprowadzano narybek jesienny (głównie szczupaka) oraz kroczi (lina, karpia, suma, jazia, karasia). W przypadku sandacza najczęściej stosowano narybek letni. Pozostałe gatunki zarybiano różnym sortymentem, np. w przypadku okonia był to głównie narybek jesienny, w przypadku bolenia narybek letni.

Połowy wędkarskie

Podobnie jak przed rokiem, kontynuowano badania połowów wędkarskich prowadzonych na zbiornikach zaporowych. Niestety, uzyskane dane pochodzące z rejestrów połowów, dotyczą w zdecydowanej większości tylko struktury połowów, brak jest natomiast informacji o presji połowowej, liczbie wędkarzy, czy procentowej stopie zwrotu rejestrów wędkarskich. Z tego względu analiza połowów wędkarskich w zbiornikach zaporowych ma tylko charakter jakościowy.

Badana próba obejmowała 82 zbiorniki zaporowe o łącznej powierzchni wynoszącej prawie 37 tys. ha, czyli o około 2 tys. ha mniej niż przed rokiem. Mniejsza była również deklarowana masa odłowionych ryb, która wynosiła 503 tony, co daje wydajność na poziomie 13,63 kg/ha. Warto jednak zaznaczyć, że wśród badanych zbiorników pojawiały się łowiska o wydajności przekraczającej 100 kg/ha. W pięciu zbiornikach zanotowana wydajność wędkarska wynosiła od 109 do 178 kg/ha.

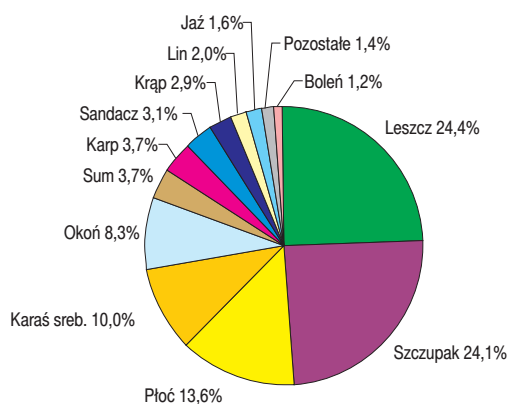
W strukturze gatunkowej połowów wędkarskich, podobnie jak w badaniach dotyczących poprzedniego roku, dominowały gatunki karpiowate, wśród których najczęściej w koszyku wędkarskim pojawiał się leszcz (33,96%), płoć (11,44%) oraz karp (5,77%) i karaś srebrzysty (5,81%). Łącznie ryby spokojnego żeru stanowiły ponad 68% masy odłowu, czyli około 344 tony (rys. 7). Tradycyjnie wśród drapieżników najistotniejsze były cztery gatunki, i były to: szczupak (17,13%), okoń (5,80%), sandacz (5,24%) i sum (2,39%). Pozostałe gatunki stanowiły okazjonalny przyłów, świadczący jednak o dość dużej bioróżnorodności tych akwenów.



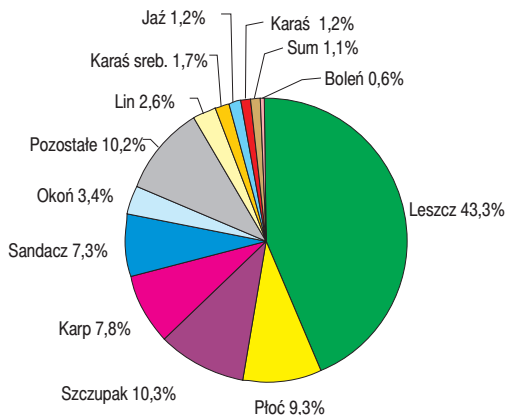
Rys. 7. Struktura połowów wędkarskich w 82 zbiornikach zaporowych (100%= 503181 kg).

W grupie zbiorników odławianych rybackimi narzędziami połowu, wydajność połowów wędkarskich wynosiła 12,67 kg/ha, czyli niemalże tyle samo, co odłowów rybackich. Na podstawie wyników uzyskanych przez rybaków oraz przez wędkarzy, globalne połowy w sześciu badanych zbiornikach można zatem oszacować na poziomie 501 ton, tj. około 25 kg/ha.

Podobnie jak w poprzednich badaniach, w połowach wędkarskich w zbiornikach eksploatowanych rybacko dominował leszcz, choć tym razem jego udział był nieco



Rys. 8. Struktura połowów wędkarskich w 6 zbiornikach zaporowych eksploatowanych rybacko (100%=247716 kg).



Rys. 9. Struktura połowów wędkarskich w 76 zbiornikach zaporowych nieeksploatowanych rybacko (100%=255465 kg).

mniej (24,37%), a następnie szczupak (24,13%) i płoć (13,64%). W dalszej kolejności łowiono karasia srebrzystego (10,04%) i okonia (8,33%). Łącznie drapieżniki stanowiły ponad 40% odławianych amatorsko ryb (rys. 8).

Dane z rejestrów połowów wędkarskich w zbiornikach poddanych wyłącznie presji wędkarskiej dotyczyły 76 łowisk o łącznej powierzchni 17366 ha. Wielkość tych połowów wynosiła 255 ton, czyli 14,71 kg/ha. W połowach w tych zbiornikach zanotowano większą przewagę ryb karpiowatych, niż w przypadku zbiorników łowionych przez obie grupy. Podobnie jak przed rokiem, leszcz stanowił najistotniejszą pozycję w strukturze połowów, a jego odsetek przekroczył 43% masy zarejestrowanych ryb (rys. 9). W dalszej kolejności zanotowano nieco mniejsze niż przed rokiem udziały płoci (9,31%), szczupaka (10,34%), karpia (7,82%) i okonia (3,36%). Na stabilnym poziomie utrzymały się sandacz (7,33%) i lin (2,56%).

W tabeli 4 przedstawiono wydajność połowów wędkarskich sześciu najważniejszych gatunków ryb (pod względem wysokości nakładów na zarybienia), w podziale na zbiorniki użytkowane rybacko oraz na zbiorniki nieeksploatowane rybacko. Z danych tych wynika, że w zbiornikach poddanych rybackiej presji połowowej uzyskano dwukrotnie większą wydajność połowów wędkarskich szczupaka (3,06 kg/ha) i suma (0,47 kg/ha), zaś mniejszą w przypadku pozostałych wybranych gatunków (sandacza, lina i karpia). Łączna wydajność 6 głównych gatunków w zbiornikach eksploatowanych rybacko była o ponad 1 kg/ha mniejsza, niż w łowiskach poddanych tylko presji wędkarskiej. Należy zwrócić uwagę, że wyróżnione dwie grupy zbiorników zaporowych różnią się pod względem morfologicznym: średnia powierzchnia zbiornika eksploatowanego rybacko wyno-

Tabela 4

Wydajność połowów najważniejszych gatunków ryb w zbiornikach z połowami gospodarczymi oraz nieeksploatowanych rybacko

Gatunek	Szczupak	Sandacz	Sum	Lin	Karp	Węgorz	Łącznie 6 głównych gatunków	Łącznie wszystkie gatunki
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Zbiorniki eksploatowane rybacko – połowy wędkarskie	3,06	0,39	0,47	0,25	0,46	0,01	1,58	12,67
Zbiorniki eksploatowane rybacko – odłowy profesjonalne	0,42	0,30	0,21	0,17	0,33	0,04	1,05	12,98
Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	1,52	1,08	0,16	0,38	1,15	0,03	2,80	14,71
Łącznie 82 zbiorniki – połowy wędkarskie	2,33	0,71	0,33	0,31	1,15	0,02	2,52	13,63



Fot. 1. Zbiornik zaporowy Bukówka.

siła 2702 ha, zaś zbiornika, w którym nie prowadzono odłowów rybackich 228 ha. Różnice w strukturach połowów w obu grupach zbiorników mogą również wynikać z charakteru samych akwenów. Duże zbiorniki zaporowe zlokalizowane są najczęściej na dużych rzekach. Ze względu na silne wahania poziomu wody, praktycznie nie występuje w nich litoral. Drugie natomiast, to z reguły małe, płytkie zbiorniki mające charakter retencyjny i położone na niewielkich ciekach. Często są one obficie porośnięte roślinnością wodną, a zatem ich potencjał produkcyjny może być większy.

Podsumowanie

Całkowite nakłady na zarybienia wszystkich analizowanych zbiorników wynosiły 4,73 mln zł, co oznacza, że były o 0,62 mln zł mniejsze, niż w roku 2012, co z kolei wynika z mniejszej niż przed rokiem liczby i powierzchni analizowanych zbiorników eksploatowanych rybacko. W przeliczeniu na łączną powierzchnię badanych zbiorników, wskaźnik ten również obniżył się i wynosił 108,26 zł/ha.

W poszczególnych zbiornikach wartość zarybień wahała się od 8,20 zł/ha do 1000 zł/ha. Ponad 90% wartości zarybień przypadło na sześć najważniejszych gatunków – szczupaka, sandacza, suma, węgorza, lina i karpia, na zarybienie którymi łączne nakłady wynosiły 97,69 zł/ha.

W 9 zbiornikach zaporowych, gdzie prowadzi się wielostronną gospodarkę rybacką, wydajność utrzymała się na zbliżonym poziomie jak w poprzednim sezonie i wynosiła 12,68 kg/ha. W poszczególnych zbiornikach poziom eksploatacji wahał się od 3,19 kg/ha do 38,77 kg/ha. Łączny odłów z analizowanych zbiorników wynosił ponad 308 ton.

W zarybieniach zbiorników eksploatowanych rybacko, zdecydowanie dominowały trzy gatunki drapieżne, na które łącznie przeznaczono ponad 79% całkowitych nakładów na zarybienia, które wynosiły średnio 106,56 zł/ha. W zbiornikach nieeksploatowanych narzędziami rybackimi, wartość zarybień wynosiła 110,40 zł/ha, i była niższa, niż w poprzednich badanych latach.

Literatura

Czerwiński T. 2013 – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 45-54.

Rybacktwo i wędkarstwo a prawna ochrona przyrody

Wojciech Radecki

Zakład Prawa Ochrony Środowiska we Wrocławiu, Instytut Nauk Prawnych PAN

Regulacja prawna rybacktwoa i wędkarstwa, której trzonem są przepisy ustawy z 18 kwietnia 1985 r. o rybacktwoie śródlądowym (DzU z 2009 r. nr 189, poz. 1471 ze zm.), przepisy wykonawcze do niej oraz przepisy ustawy z 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (DzU z 2012 r. poz. 145 ze zm.), jest – z przyczyn wystarczająco oczywistych, aby się nad nimi nie rozwodzić – ściśle powiązana z problematyką prawa ochrony przyrody. Lata 2012 i 2013 przyniosły dość istotne zmiany zarówno w prawie rybackim, jak i w prawie ochrony przyrody. Mam tu na uwadze z jednej strony nowelizację rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z 29 marca 2002 r. w sprawie operatu rybackiego (DzU nr 44, poz. 114, zm. DzU z 2013 r. poz. 676), która nakazała uwzględniać w samym operacie rybackim pewne elementy ochrony obszarów przyrodniczo cennych, w tym obszarów Natura 2000, z drugiej zaś nowelizację ustawy z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (DzU z 2013 r. poz. 627 ze zm.), która w ślad za dwoma orzeczeniami Trybunału Sprawiedliwości Unii Europejskiej wprowadziła nowe rozwiązania w zakresie ochrony gatunkowej zwierząt.

Pełne przedstawienie styku rybacktwoa i wędkarstwa z prawną ochroną przyrody jest w ramach jednego, stosunkowo krótkiego opracowania, praktycznie niemożliwe. Ograniczę się zatem do trzech zagadnień, które uznaję za szczególnie doniosłe, a które uzyskały nowy wymiar w świetle zasygnalizowanych zmian legislacyjnych:

1. Racjonalna gospodarka rybacka a ochrona przyrody.
2. Rybacktwoo i wędkarstwo na obszarach chronionych.
3. Zwalczanie szkodników rybackich z respektowaniem ochrony przyrody.

Rozważania poprzedzę krótką charakterystyką prawnej ochrony przyrody w Polsce.

Prawna ochrona przyrody w Polsce

Na polski system prawny ochrony przyrody składają się:

- podstawowa ustawa z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, wielokrotnie nowelizowana, obowiązująca w brzmieniu ostatniego tekstu jednolitego (DzU z 2013 r. poz. 627 ze zm.) wraz z przepisami wykonawczymi i związkowymi,
- europejskie akty o ochronie przyrody, wśród których podstawowe znaczenie mają dwie dyrektywy „przyrodnicze”:

1. Dyrektywa Rady 79/409/EWG w sprawie ochrony dzikiego ptactwa z 2 kwietnia 1979 r., której wersja ujednolicona została opublikowana w formie dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa, zwana popularnie dyrektywą „ptasią”.

Dyrektywa dotyczy ochrony wszystkich gatunków ptaków naturalnie występujących w stanie dzikim na europejskim terytorium państw członkowskich Unii Europejskiej (wyjątek stanowią te, które występują tylko na terytorium Grenlandii). Dyrektywą objęto ochronę, gospodarowanie i regulowanie liczebności tych gatunków i podano w niej zasady dopuszczalnego ich wykorzystania. Postanowienia dyrektywy stosują się do ptaków, ich jaj, gniazd i siedlisk.

Podkreślić należy, że dyrektywa nakazuje objęcie ochroną wszystkich gatunków ptaków, ale z różną intensywnością. Przede wszystkim gatunki wymienione w załączniku I do dyrektywy będą objęte zgodnie z jej art. 4 szczególnymi środkami ochronnymi.

2. Dyrektywa Rady 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory z 21 maja 1992 r., zwana popularnie dyrektywą „siedliskową”.

Powiązanie obu dyrektyw w odniesieniu do ptaków polega na tym, że utworzone na podstawie pierwszej z nich obszary szczególnej ochrony ptaków będą wchodziły w sieć obszarów chronionych o znaczeniu europejskim pod nazwą Natura 2000, tworzoną na podstawie drugiej.

W czasie, kiedy polska ustawa o ochronie przyrody była przygotowywana, obie dyrektywy już obowiązywały. Polska nie uzyskała żadnych okresów przejściowych, wobec czego 1 maja 2004 r. – w tym dniu jednocześnie Polska uzyskała pełne członkostwo Unii Europejskiej i weszła w życie ustawa z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody – nasze państwo zostało zobowiązane od razu do stosowania obu dyrektyw. Polski ustawodawca starał się, aby w ustawie o ochronie przyrody uwzględnić postanowienia obu dyrektyw, co od razu się nie udało, w związku z czym przepisy były wielokrotnie nowelizowane.

Samo pojęcie prawnej ochrony przyrody może być rozumiane co najmniej dwójako. W znaczeniu szerszym oddawanym w niektórych systemach prawnych jako „powszech-

na ochrona przyrody” oznacza ochronę wszystkich elementów przyrodniczych. Wprawdzie ustawodawca polski takiego pojęcia nie używa, ale łatwo można do niego dojść w drodze interpretacji zwłaszcza rozdziału 1 „Przepisy ogólne” i rozdziału 9 „Gospodarowanie zasobami i składnikami przyrody” ustawy o ochronie przyrody. W znaczeniu węższym mówimy o szczególnej ochronie przyrody, którą ustawodawca polski w rozdziale 2 „Formy ochrony przyrody” ujmuje w art. 6 jako:

1) formy ochrony obszarowej:

- a) tradycyjne: parki narodowe i rezerваты przyrody,
- b) nowsze: parki krajobrazowe i obszary chronionego krajobrazu,
- c) europejskie: obszary Natura 2000,

2) formy ochrony obiektowej:

- a) tradycyjne: pomniki przyrody,
- b) nowsze: stanowiska dokumentacyjne, użytki ekologiczne, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe,

3) formy ochrony gatunkowej roślin, zwierząt i grzybów.

Ten dość schematyczny podział komplikuje się dwojako:

- po pierwsze, użytki ekologiczne i zespoły przyrodniczo-krajobrazowe zaliczane do form ochrony obiektowej (dawniej zwane formami ochrony indywidualnej) mają niewątpliwie charakter przestrzenny i równie dobrze mogłyby się znaleźć w pierwszej grupie,
- po drugie, wprawdzie obszary Natura 2000 zostały uznane za odrębne formy ochrony przyrody i zgodnie z art. 25 ust. 1 ustawy o ochronie przyrody występują jako:

1) obszary specjalnej ochrony ptaków,

2) specjalne obszary ochrony siedlisk,

3) obszary mające znaczenie dla Wspólnoty, tj. po Traktacie z Lizbony dla Unii Europejskiej (chodzi o specjalne obszary ochrony siedlisk po zaakceptowaniu ich przez Komisję Europejską, ale przed formalnym wyznaczeniem),

ale zgodnie z art. 25 ust. 2 tej ustawy mogą one obejmować część lub całość obszarów i obiektów objętych polskimi formami ochrony przyrody.

Racjonalna gospodarka rybacka a ochrona przyrody

Pojęcie racjonalnej gospodarki rybackiej pojawiło się w art. 6 tekstu pierwotnego ustawy z 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym i oznaczało wówczas pełne wykorzystanie możliwości produkcyjnych wód zgodnie z istniejącymi warunkami przyrodniczymi, jak również stanem wiedzy technicznej i technologicznej. Obowiązek prowadze-

nia racjonalnej gospodarki rybackiej obciążał wówczas wszystkich uprawnionych do rybactwa, nie tylko w wodach płynących, lecz także w stojących, w tym w stawach. Pierwotna definicja racjonalnej gospodarki rybackiej była czysto „produkcyjna”, z wody należało wyciągnąć wszystko, co wyciągnąć się dało.

Zmiany nastąpiły dopiero po rozpoczęciu transformacji ustrojowej wraz z wejściem w życie ustawy z 27 września 1996 r. o zmianie ustawy o rybactwie śródlądowym (DzU nr 128, poz. 602), która w art. 6 zawężyła obowiązek prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej do uprawnionych do rybactwa w obwodach rybackich, a więc do tzw. wód płynących, gdyż tylko takie wody dzieli się na obwody rybackie, a samą definicję racjonalnej gospodarki rybackiej zmieniła w ten sposób, że taka gospodarka:

- polegała na wykorzystaniu produkcyjnych możliwości wód (już niekoniecznie „pełnym”),
- jednocześnie zmierzała do poprawy naturalnego środowiska i jego zasobów,
- była prowadzona zgodnie z operatem rybackim określającym zasady tej gospodarki.

Kolejną zmianę wprowadziła ustawa z 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (DzU nr 115, poz. 1229; aktualny tekst jednolity DzU z 2012 r. poz. 145 ze zm.), która utrzymała założenie, że racjonalną gospodarkę rybacką prowadzi się tylko w obwodach rybackich (tj. w wodach płynących), opierając definicję racjonalnej gospodarki rybackiej na następujących elementach:

- 1) wykorzystanie produkcyjnych możliwości wód,
- 2) zgodność z operatem rybackim,
- 3) prowadzenie jej w sposób:
 - a) nienaruszający interesów uprawnionych do rybactwa w tym samym dorzeczu,
 - b) z zachowaniem zasobów ryb:
 - w równowadze biologicznej i
 - na poziomie umożliwiającym gospodarcze korzystanie z nich przyszłym uprawnionym do rybactwa.

W ten sposób definicja racjonalnej gospodarki rybackiej przekształciła się z czysto „produkcyjnej” w „produkcyjno-ekologiczną”, a obowiązek zachowania zasobów ryb w równowadze biologicznej na poziomie umożliwiającym korzystanie z nich w przyszłości to nic innego jak wprowadzenie do ustawy rybackiej funkcjonalnego odpowiednika zasady zrównoważonego rozwoju ujętej w art. 5 Konstytucji RP.

Elementem definicyjnym racjonalnej gospodarki rybackiej jest zgodność z operatem rybackim. Szczególnie istotne zmiany zostały dokonane rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z 22 maja 2013 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie operatu

rybackiego (DzU poz. 676). Nowela położyła szczególny akcent na problematykę ochrony przyrody, co znalazło wyraz w tym, że:

- przy sporządzaniu operatu rybackiego należy uwzględnić informacje zawarte w planie ochrony, zadaniach ochronnych lub planie zadań ochronnych, tworzonych dla form ochrony przyrody, o których mowa w przepisach o ochronie przyrody, jeżeli operat sporządza się dla obwodu rybackiego znajdującego się:
 - a) w granicach parku narodowego, rezerwatu przyrody, parku krajobrazowego lub obszaru Natura 2000,
 - b) poza granicami obszaru Natura 2000, jeżeli założenia sporządzanego dla tego obwodu rybackiego operatu mogą oddziaływać na cele ochrony obszaru Natura 2000,
- w części opisowej operatu rybackiego podaje się ocenę oddziaływania sposobu prowadzenia gospodarki rybackiej na formy ochrony przyrody, o których mowa w przepisach o ochronie przyrody,
- część opisowa operatu rybackiego zawiera opis działań bezpośrednio związanych:
 - a) z celami ochrony obszarów Natura 2000 lub pozostałymi formami ochrony przyrody, lub
 - b) ze sposobem dostosowania prowadzonej gospodarki rybackiej do innych działań przewidzianych w planie ochrony, zadaniach ochronnych lub planie zadań ochronnych parku narodowego, rezerwatu przyrody lub obszaru Natura 2000, o których mowa w przepisach o ochronie przyrody,
- lub wynikających z tych celów lub z tego sposobu.

W konsekwencji cele i wymagania ochrony obszarów przyrodniczo cennych, w tym obszarów Natura 2000, zostały włączone bezpośrednio w orbitę racjonalnej gospodarki rybackiej za pośrednictwem operatu rybackiego.

Operat rybacki jest rodzajem planu, nie tylko gospodarowania, lecz także ochrony. Nowe przepisy rozporządzenia można określić mianem „małej oceny naturowej”, zwłaszcza jeśli uwzględnić instytucję opiniowania operatu. Widoczne jest podobieństwo do raportu o oddziaływaniu na obszar Natura 2000 (ale nie tylko, bo i na inne obszary chronione), nie ma wprawdzie określonej procedury, ale wymagana przepisami rybackimi pozytywna opinia o operacie jest jakimś funkcjonalnym odpowiednikiem wniosków wynikających z „oceny naturowej”. Na nowe ujęcie operatu rybackiego należy spojrzeć z perspektywy art. 46 pkt 3 ustawy z 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (DzU z 2013 r. poz. 1235). Przepis ten

nakazuje poddanie strategicznej ocenie oddziaływania na środowisko wszelkich polityk, strategii, planów lub programów, których realizacja może spowodować znaczące oddziaływanie na obszar Natura 2000, ale jeżeli nie są one bezpośrednio związane z ochroną obszaru Natura 2000 ani nie wynikają z tej ochrony. Jeśli uwzględnić nowe rozwiązania w przepisach o operatach rybackich, należy uznać, że są one bezpośrednio związane z ochroną obszarów Natura 2000, a zatem w świetle art. 46 pkt 3 przywołanej ustawy nie wymagają dodatkowej oceny strategicznej, gdyż ona została już przeprowadzona przy ocenie operatu rybackiego przez uprawnioną jednostkę naukową.

Rybacktwo i wędkarstwo na obszarach chronionych

Rozważając to zagadnienie należy wyróżnić:

- 1) parki narodowe i rezerваты przyrody,
- 2) obszary Natura 2000,
- 3) inne obszary chronione.

Ograniczenia rybacktwo i wędkarstwa występują co do zasady tylko w parkach narodowych i rezerwach przyrody. Przesądza o tym art. 15 ust. 1 pkt 14 ustawy o ochronie przyrody, który za zasadę uznaje zakaz połowu ryb i innych organizmów wodnych w parkach narodowych i rezerwach przyrody, wprowadzając od razu wyjątek miejsc wyznaczonych w planie ochrony lub zadaniach ochronnych. Ustawodawca posłużył się pojęciem „połowu”, który zgodnie z regulacjami ustawy rybackiej oznacza zarówno połów gospodarczy, jak i połów amatorski (wędkarstwo i kusznictwo podwodne). Sens art. 15 ust. 1 pkt 14 ustawy o ochronie przyrody polega na tym, że z samej ustawy wynika zakaz połowu i jedynie plan ochrony lub zadania ochronne dla parku narodowego lub rezerwatu przyrody mogą wprowadzić wyjątek, przy czym ustanowienie wyjątku może być elastyczne, plan ochrony lub zadania ochronne mogą ów wyjątek kształtować w trzech możliwych wariantach:

- dopuszczenie jedynie połowu gospodarczego,
- dopuszczenie jedynie połowu amatorskiego,
- dopuszczenie zarówno połowu gospodarczego, jak i amatorskiego.

Z regulacją art. 15 ust. 1 pkt 14 ustawy o ochronie przyrody koresponduje art. 12 ust. 1a alternatywa pierwsza ustawy rybackiej, według którego do obwodu rybackiego nie włącza się wód znajdujących się w granicach parku narodowego lub rezerwatu przyrody, w których jest zabronione wykonywanie rybacktwo. Oznacza to, że wody w parku narodowym lub rezerwacie przyrody obejmuje się obwodem rybackim tylko wtedy, gdy plan ochrony (zadania ochronne) dopuszczają rybacktwo na takich wodach. Wtedy pojawia się uprawniony do rybacktwo w rozumieniu art. 4 ust. 1 ustawy rybackiej i na wodach w parku narodowym lub rezerwacie przyrody prowadzi się gospodarkę rybacką, z poszanowa-

niem, co rozumiałe, innych regulacji ochronnych parku czy rezerwatu. Jeżeli jednak plan ochrony (zadania ochronne) dopuszczają jedynie połów amatorski, wtedy nie tworzy się obwodu rybackiego, nie ma uprawnionego do rybactwa, a wędkarz (kuszniak podwodny) ponosi opłaty za korzystanie z parku narodowego lub rezerwatu przyrody.

Przechodząc do obszarów Natura 2000 należy, zgodnie z art. 36 ustawy o ochronie przyrody, rozróżnić dwie sytuacje:

- obszar Natura 2000 wchodzi w skład parku narodowego lub rezerwatu przyrody – wtedy obowiązuje omówiony już reżim prawny parku narodowego lub rezerwatu przyrody,
- obszar Natura 2000 nie wchodzi w skład parku narodowego ani rezerwatu przyrody – wtedy prowadzenie gospodarki rybackiej i wykonywanie amatorskiego połowu ryb nie podlega ograniczeniu, ale z zastrzeżeniem, że nie oddziałuje to znacząco negatywnie na cele ochrony obszaru Natura 2000, gdyby zatem miało znacząco negatywnie oddziaływać na obszar Natura 2000, wtedy musiałoby być ograniczone tak, aby to znaczące negatywne oddziaływanie wykluczyć.

Na pozostałych obszarach chronionych nie ma podstaw do zakazania ani ograniczenia gospodarki rybackiej i amatorskiego połowu ryb, co jasno wynika z jednobrzmiących przepisów art. 17 ust. 1 pkt 2 (parki krajobrazowe) i art. 24 ust. 1 pkt 1 (obszary chronionego krajobrazu) ustawy o ochronie przyrody. Organ kreujący taki obszar chroniony może wprowadzić zakaz umyślnego zabijania dziko występujących zwierząt, niszczenia ich nor, legowisk, innych schronień i miejsc rozrodu oraz tarlisk i złożonej ikry, ale nawet jeżeli taki zakaz wprowadzi, to nie będzie on miał zastosowania do amatorskiego połowu ryb ani wykonywania czynności w ramach racjonalnej gospodarki rybackiej. Występujące w tych przepisach pojęcie racjonalnej gospodarki rybackiej należy interpretować zgodnie z art. 6 ustawy rybackiej.

Jeżeli jednak park krajobrazowy lub obszar chronionego krajobrazu wchodzi w skład obszaru Natura 2000, to obowiązują te same zasady, jakie ustawodawca wiąże z gospodarką rybacką i wykonywaniem amatorskiego połowu ryb na obszarach Natura 2000, tj. nie ma ograniczeń, jeżeli nie będzie to oddziaływać znacząco negatywnie na cele ochrony obszaru Natura 2000.

Zwalczanie szkodników rybackich z respektowaniem ochrony przyrody

Postępując się jawnie „nieekologicznym” pojęciem szkodników rybackich mam na uwadze zwierzęta, które – jak uczy doświadczenie – są naturalnymi konkurentami ryba-

ków. Praktycznie chodzi o kormorany czarne, czaple siwe i wydry, które są objęte ochroną gatunkową. Taka ochrona, zgodnie z art. 46 ust. 2 ustawy o ochronie przyrody, ma na celu zapewnienie przetrwania i właściwego stanu ochrony dziko występujących na terenie kraju lub innych państw członkowskich Unii Europejskiej rzadkich, endemicznych, podatnych na zagrożenia i zagrożonych wyginięciem oraz objętych ochroną na podstawie umów międzynarodowych, których Rzeczpospolita Polska jest stroną, gatunków roślin, zwierząt i grzybów oraz ich siedlisk i ostoi, a także zachowanie różnorodności gatunkowej i genetycznej. Realizacji tego celu służą przede wszystkim zakazy wprowadzane aktami wykonawczymi do ustawy o ochronie przyrody, przy czym w odniesieniu do ochrony gatunkowej zwierząt najistotniejsze to zakazy zabijania, okaleczania, chwytania, niszczenia ich jaj, postaci młodocianych i form rozwojowych, niszczenia siedlisk i ostoi, niszczenia, usuwania lub uszkodzania gniazd lub innych schronień. Zakazy te nie mają charakteru absolutnego, gdyż w pewnych szczególnych sytuacjach możliwe jest odstępstwo od nich na podstawie aktu prawnego generalnego (aktu normatywnego) lub indywidualnego (decyzji administracyjnej).

Zagadnienia ochrony gatunkowej zwierząt są przedmiotem nie tylko przepisów polskich, lecz także europejskich, w tym obu przyrodniczych dyrektyw unijnych: ptasiej i siedliskowej.

Dyrektywa w sprawie ochrony dzikiego ptactwa w art. 5 zobowiązuje państwa członkowskie do podjęcia niezbędnych środków w celu ustanowienia powszechnego systemu ochrony dla wszystkich gatunków ptactwa określonych w art. 1 (czyli do niemal wszystkich gatunków ptactwa występujących naturalnie w stanie dzikim na europejskim terytorium państw członkowskich), zabraniającego w szczególności:

- a) umyślnego zabijania lub chwytania jakimikolwiek metodami,
- b) umyślnego niszczenia lub uszkodzania ich gniazd i jaj lub usuwania ich gniazd,
- c) wybierania ich jaj dziko występujących oraz zatrzymania tych jaj, nawet gdy są puste,
- d) umyślnego płoszenia tych ptaków, szczególnie w okresie lęgowym i wychowu młodych, jeśli mogłoby to mieć znaczenie w odniesieniu do celów dyrektywy,
- e) przetrzymywania ptactwa należącego do gatunków, na które polowanie i których chwytanie jest zabronione.

Państwa członkowskie mogą na podstawie art. 9 tej dyrektywy odstąpić od m.in. art. 5, jeżeli nie ma innego zadowalającego rozwiązania, z kilku przyczyn, spośród których rybaków interesuje wymieniona w art. 9 ust. 1 lit. a) tiret drugi „w celu zapobiegania poważnym szkodom w odniesieniu do zbóż, inwentarza żywego, lasów, rybołówstwa i wód”. Zgodnie z art. 9 ust. 2 dyrektywy odstępstwa muszą określać:

- a) gatunki, do których odstępstwa mają zastosowanie,

- b) dozwolone środki, sposoby lub metody chwytania lub zabijania,
- c) warunki ryzyka oraz okoliczności czasu i miejsca, w których przypadku takie odstępstwa mogą być przyznane,
- d) organ uprawniony do stwierdzania, że wymagane warunki zostały spełnione, oraz do decydowania, jakie środki, sposoby lub metody mogą być wykorzystywane, w ramach jakich limitów i przez kogo,
- e) kontrole, jakie będą przeprowadzone.

Sięgamy z kolei do drugiej dyrektywy, czyli dyrektywy w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, która w art. 12 zobowiązuje państwa do ustanowienia systemu ścisłej ochrony gatunków wymienionych w załączniku IV lit. a) – wśród nich znajduje się m.in. wydra, nie ma w nim ptaków, gdyż te podlegają pierwszej z omawianych dyrektyw – opartym na systemie zakazów. Od tego systemu zgodnie z art. 16 tej dyrektywy możliwe jest wprowadzenie odstępstw pod warunkiem, że nie ma zadowalającej alternatywy i że odstępstwo nie jest szkodliwe dla zachowania populacji danych gatunków we właściwym stanie ochrony w ich naturalnym zasięgu oraz jeżeli odstępstwo jest uzasadnione jedną z pięciu przyczyn w tym przepisie wymienionych. Rybaków interesuje wymieniona w art. 16 ust. 1 lit. b) przyczyna ujęta jako: „aby zapobiec poważnym szkodom, w szczególności w odniesieniu do upraw, zwierząt gospodarskich, lasów, połowów ryb, wód oraz innych rodzajów własności”. Kolejne ustępy art. 16 regulują kwestie sprawozdań i kontroli.

Z treści art. 9 dyrektywy „ptasiej” i art. 16 dyrektywy „siedliskowej” wynika, że odstępstwa mogą być stosowane zarówno indywidualną decyzją administracyjną, jak i aktem normatywnym, ale przy spełnieniu wymagań określonych dyrektywami.

Warto zatrzymać się nad różnicami zachodzącymi między art. 9 ust. 1 lit. a) tiret drugi dyrektywy „ptasiej” a art. 16 ust. 1 lit. b) dyrektywy „siedliskowej”. W obu dyrektywach chodzi o zapobieganie poważnym szkodom, ale:

- w dyrektywie „ptasiej” – w odniesieniu do zbóż, inwentarza żywego, lasów, rybołówstwa i wód,
- w dyrektywie „siedliskowej” – w odniesieniu do upraw, zwierząt gospodarskich, lasów, połowów ryb, wód oraz innych rodzajów własności.

Już na pierwszy rzut oka widać, że prawodawca unijny znacznie bardziej rygorystycznie podchodzi do ochrony ptaków niż do ochrony innych zwierząt, ponieważ „uprawy” to coś więcej niż „zboża”, a zapobieganie poważnym szkodom w odniesieniu do „innych rodzajów własności” może uzasadnić odstępstwo według dyrektywy „siedliskowej”, nie może go uzasadnić według dyrektywy „ptasiej”. Co więcej, w art. 16 ust. 1 lit. b) dyrektywy „siedliskowej” znajdujemy zwrot „w szczególności” oznaczający, że wykaz

motywów odstępstw w celu zapobiegania poważnym szkodom jest otwarty, podczas gdy w art. 9 ust. 1 lit. a) tiret drugi dyrektywy „ptasiej” tego zwrotu nie ma, co oznacza, że analogiczny wykaz jest zamknięty.

Polska przystąpiła do Unii Europejskiej z dniem 1 maja 2004 r. i w tym samym dniu weszła w życie obowiązująca ustawa o ochronie przyrody. Ponieważ dla wdrożenia „przyrodniczych” dyrektyw unijnych nie przewidziano okresów przejściowych, przeto już 1 maja 2004 r. prawo polskie powinno było uwzględniać „przyrodnicze” dyrektywy unijne. W pewnym, ale niewystarczającym stopniu tak istotnie było. Artykuł 49 polskiej ustawy o ochronie przyrody zobowiązał Ministra Środowiska, aby w porozumieniu z Ministrem Rolnictwa i Rozwoju Wsi określił rozporządzeniem m.in. gatunki dziko występujących zwierząt objętych ochroną ścisłą i częściową, zakazy wybrane spośród wskazanych ramowo w art. 52 ust. 1 i odstępstwa od zakazów spośród wskazanych ramowo w art. 52 ust. 2. Na liście zakazów z art. 52 ust. 1 znajdowały się m.in. zakazy zabijania, chwytania, niszczenia jaj, siedlisk i ostoi, a na liście odstępstw zamieszczonej w art. 52 ust. 2 w brzmieniu pierwotnym jako uzasadnienie odstępstw ustawodawca wskazał na „wykonywanie czynności związanych z prowadzeniem racjonalnej gospodarki rolnej, leśnej lub rybackiej, jeżeli technologia prac uniemożliwia przestrzeganie zakazów”.

Po kilku miesiącach weszło w życie rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 września 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną (DzU nr 220, poz. 2237), które zróżnicowało gatunki objęte ochroną ścisłą (załącznik nr 1) oraz gatunki objęte ochroną częściową (załącznik nr 2). Wśród gatunków objętych ochroną częściową znalazły się m.in. kormorany czarne, czaple siwe i wydry, ale przy każdym z tych trzech gatunków zostało zamieszczone zastrzeżenie: „z wyjątkiem występujących na terenie stawów rybnych uznanych za obręby hodowlane”. Sytuacja prawna tych zwierząt przedstawiała się następująco:

- jeżeli występowały na terenie jezior, rzek, zbiorników zaporowych i stawów rybnych nieuznanych za obręby hodowlane – przysługiwała im ochrona częściowa, a zatem ich zabijanie, chwytanie, niszczenie gniazd, jaj lub schronień wymagało indywidualnej decyzji administracyjnej wydawanej w ówczesnym stanie prawnym przez wojewodę,
- jeżeli występowały na terenie stawów rybnych uznanych za obręby hodowlane – nie przysługiwała im ochrona częściowa, a zatem ich zabijanie, chwytanie, niszczenie gniazd, jaj lub schronień nie wymagało żadnej decyzji administracyjnej, uprawniony do rybactwa na stawach uznanych za obręby hodowlane mógł to czynić swobodnie, jeżeli tylko potrzeba gospodarcza tego wymagała, a związany był tylko ograniczeniami tzw. humanitarnej ochrony zwierząt wynikającej z ustawy z 21

sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt (DzU z 2013 r. poz. 856), innymi słowy np. kormoran czarny miał zginąć od jednego celnego strzału, a nie konać w męczarniach.

Jeżeli uprawniony do rybactwa miał uprawnienia do posiadania broni myśliwskiej, to mógł sam strzelać do kormoranów czarnych, czapli siwych i wydr, jeżeli zaś nie miał, to mógł zawrzeć umowę z jakimkolwiek myśliwym mającym takie uprawnienia, który odstrzeliłby mu kormorany czarne, czaple siwe lub wydry. Przepisy ustawy z 13 października 1995 r. Prawo łowieckie (DzU z 2013 r. poz. 1226 ze zm.) i przepisy wykonawcze (w tym tzw. regulamin polowań) nie miały tu nic do rzeczy z tego oczywistego powodu, że kormorany czarne, czaple siwe i wydry nie były (ani nie są) „zwierzyną” w rozumieniu Prawa łowieckiego, a zatem do strzelania do nich żadne przepisy łowieckie nie mogły (i nie mogą) być stosowane.

Ta sytuacja prawna zmieniła się zasadniczo z dniem 15 listopada 2008 r., kiedy weszła w życie ustawa z 3 października 2008 r. o zmianie ustawy o ochronie przyrody oraz niektórych innych ustaw (DzU nr 201, poz. 1237). Zmieniła ona pkt 5 w art. 52 ust. 2 ustawy o ochronie przyrody, który od tego dnia stanowił, że w stosunku do gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną gatunkową mogą być wprowadzone, w przypadku braku rozwiązań alternatywnych i jeżeli nie spowoduje to zagrożenia dla dziko występujących zwierząt objętych ochroną gatunkową, odstępstwa od zakazów, o których mowa w ust. 1, dotyczące zapobiegania poważnym szkodom, w szczególności w gospodarstwach rolnych, leśnych lub rybackich.

Co jednak najważniejsze, ta sama ustawa dodała do art. 52 nowy ust. 3, który stanowił, że odstępstwo od zakazu, o którym mowa w ust. 2 pkt 5, nie dotyczy gatunków ptaków.

Co się więc stało 15 listopada 2008 r.? Zauważmy, że art. 52 ust. 2 ustawy o ochronie przyrody wskazywał na „zwierzęta objęte ochroną gatunkową” bez rozróżnienia ochrony ścisłej i ochrony częściowej, a art. 52 ust. 3 ustawy o ochronie przyrody wskazywał na „gatunki ptaków” także bez jakiegokolwiek rozróżnienia. Oznaczało to, że te fragmenty rozporządzenia Ministra Środowiska z 28 września 2004 r. wyłączające spod ochrony gatunkowej kormorany czarne i czaple siwe na terenie stawów rybnych uznanych za obręby hodowlane utraciły – jako sprzeczne ze znowelizowaną ustawą o ochronie przyrody (art. 52 ust. 3) – moc obowiązującą¹. W konsekwencji trzeba było przyjąć, że także uprawniony do rybactwa na stawach rybnych uznanych za obręby hodowlane, jeżeli chciał zwalczać kormorany czarne i czaple siwe, musiał uzyskać na to zezwolenie regionalnego dyrektora ochrony środowiska wydane na podstawie art. 56 ust. 2 pkt 1 ustawy o ochronie przyrody, z zachowaniem regulacji proceduralnych wskazanych w kolejnych ustępach artykułu 56 tej ustawy. Dopiero po uzyskaniu takiego zezwolenia uprawniony

¹ Tak też, słusznie, M. Kościelniak-Marszał, *Odształt szkodników rybackich*, „Brac Łowieka” 2013, nr 8, s. 77.

do rybactwa mógł ewentualnie zawrzeć umowę z myśliwym, aby ten odstrzelił mu określoną w zezwoleniu liczbę kormoranów czarnych lub czapli siwych.

Ten pogląd, którego zasadności broniłem przez ponad trzy lata, nie był jednak jedyny. Obok niego pojawiły się dwie odmienne interpretacje skrajne.

Pierwsza prezentowana w wypowiedziach niektórych regionalnych dyrektorów ochrony środowiska opierała się na założeniu, że skoro przepisy rozporządzenia Ministra Środowiska z 28 września 2004 r. nie zmieniły się, to nie jest rzeczą urzędnika państwowego kwestionowanie jego obowiązywania ze względu na zmianę ustawy. Dlatego miarodajne były nadal te przepisy rozporządzenia, które wyłączały spod ochrony gatunkowej kormorany czarne i czaple siwe bytujące na stawach rybnych uznanych za obręby hodowlane. Taka interpretacja była błędna, gdyż oczywiste jest, że pierwszeństwo należy się ustawie.

Druga interpretacja była w jakimś sensie odwrotna. Jej zwolennik wywodził, że po dodaniu do art. 52 ustawy o ochronie przyrody owego ust. 3 w praktyce brak możliwości wprowadzania indywidualnych odstępstw np. w stosunku do ptaków wyrządzających szkody w gospodarstwach rybackich². Ten pogląd także był błędny i to w stopniu oczywistym. Redakcja art. 52 ustawy o ochronie przyrody nie pozostawiała najmniejszych wątpliwości, że zakaz odstępstw dotyczy aktu generalnego, jakim było rozporządzenie Ministra Środowiska z 28 września 2004 r., a nie aktów indywidualnych, dla których podstawą był i jest art. 56 ustawy o ochronie przyrody.

Sytuacja zmieniła się ponownie wraz z wejściem w życie nowego rozporządzenia Ministra Środowiska z 12 października 2011 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (DzU nr 237, poz. 1419). Rozporządzenie to, tak samo jak poprzednie, zalicza kormorana czarnego, czaplę siwą i wydrę do zwierząt objętych ochroną gatunkową częściową, ale nie zawiera już tamtego wyłączenia spod ochrony, jeżeli zwierzęta te bytują na stawach rybnych uznanych za obręby hodowlane. Tak więc w stanie prawnym powstałym po wejściu w życie rozporządzenia, rybak gospodarujący na jeziorze, zbiorniku zaporowym, rzece czy stawie, obojętnie czy uznanym, czy nieuznanym za obręb hodowlany, mógł zwalczać kormorany czarne, czaple siwe i wydry tylko na podstawie indywidualnej decyzji administracyjnej zezwalającej na ich zwalczanie, wydanej przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska na podstawie art. 56 ustawy o ochronie przyrody³.

Tym stanem prawnym wstrząsnęły dwa wyroki Trybunału Sprawiedliwości Unii Europejskiej wydane na początku 2012 r. w sprawach przeciwko Polsce: najpierw wyrok C-192/11 z 26 stycznia 2012 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa⁴, następnie wyrok

² K. Gruszecki, *Ustawa o ochronie przyrody. Komentarz*, Warszawa 2010, s. 236.

³ Szerzej zob. W. Radecki, *Ustawa o ochronie przyrody. Komentarz*, Warszawa 2012, s. 292-295.

⁴ Zob. A. Habuda, Z orzecznictwa Europejskiego Trybunału Sprawiedliwości, „Aura” 2012, nr 3, s. 26.

C-46/11 z 15 marca 2012 r. w sprawie zapobiegania poważnym szkodom w gospodarstwach rolnych, leśnych lub rybackich⁵. Trybunał zarzucił Polsce, że niewłaściwie wdrożyła obie dyrektywy unijne, przy czym w odniesieniu do dyrektywy „ptasiej” podstawowym zarzutem było to, że dawna derogacja uzasadniana zapobieganiem poważnym szkodom, w szczególności w gospodarstwach rolnych, leśnych lub rybackich, była za szeroka, gdyż obejmowała wszelkie szkody, podczas gdy w koncepcji dyrektywy chodzi jedynie o szkody fizyczne. W konsekwencji wyroków ustawą z 13 lipca 2012 r. o zmianie ustawy o ochronie przyrody oraz niektórych innych ustaw (DzU poz. 985) zmieniono art. 52 ust. 2 pkt 5, uchylono ust. 3 w tymże art. 52, dodano do niego ust. 4 oraz wprowadzono pewne zmiany w art. 56 regulującym wydawanie zezwoleń na indywidualne odstępstwa od ochrony gatunkowej. Po nowelizacji art. 52 ust. 2 pkt 5 ustawy o ochronie przyrody stanowi, że w stosunku do gatunków zwierząt objętych ochroną gatunkową mogą być wprowadzone, w przypadku braku rozwiązań alternatywnych i jeżeli nie są szkodliwe dla zachowania we właściwym stanie ochrony dziko występujących populacji chronionych gatunków zwierząt, odstępstwa od zakazów dotyczące zapobiegania poważnym szkodom w odniesieniu do upraw rolnych, inwentarza żywego, lasów, rybostanu, wody lub innych rodzajów mienia. Jak łatwo zauważyć, obecne sformułowanie dokładnie odpowiada przepisowi art. 16 ust. 1 lit. b) dyrektywy „siedliskowej”.

Ustawodawca polski uwzględnił także dyrektywę „ptasia” dodając do art. 52 ustawy o ochronie przyrody nowy ust. 4, który stanowi, że w przypadku gatunków ptaków zapobieganie poważnym szkodom, o których mowa w ust. 2 pkt 5, odnosi się do zbóż, inwentarza żywego, lasów, rybostanu lub wody. Jest to dokładnie takie sformułowanie, jakiego wymaga dyrektywa „ptasia”.

Konsekwencją przyjęcia takich generalnych rozwiązań były zmiany w przepisach ustawy o ochronie przyrody dotyczących wydawania indywidualnych zezwoleń na odstępstwa od generalnych zakazów. Ponieważ kormorany czarne, czaple siwe i wydry to zwierzęta objęte ochroną gatunkową częściową, przeto organem właściwym do wydawania zezwoleń na odstępstwa jest regionalny dyrektor ochrony środowiska. Stosownie do zmienionego art. 56 ust. 4 pkt 2 ustawy o ochronie przyrody zezwolenia mogą być wydane w przypadku braku rozwiązań alternatywnych, jeżeli nie są szkodliwe dla zachowania we właściwym stanie ochrony dziko występujących populacji chronionych gatunków zwierząt oraz wynikają z konieczności ograniczenia poważnych szkód w odniesieniu do upraw rolnych, inwentarza żywego, lasów, rybostanu, wody lub innych rodzajów mienia. Jak równie łatwo można zauważyć, ta regulacja jest prostym przeniesieniem art. 16 ust. 1 lit. b) dyrektywy „siedliskowej”. Ustawodawca polski uwzględnił

⁵ Zob. A. Habuda, Z orzecznictwa Europejskiego Trybunału Sprawiedliwości, „Aura” 2012, nr 5, s. 24-25.

także dyrektywę „ptasia” w art. 56 ust. 4b ustawy o ochronie przyrody, który stanowi, że warunek wydania zezwolenia, o którym mowa w ust. 4 pkt 2, w przypadku gatunków ptaków dotyczy szkód w odniesieniu do zbóż, inwentarza żywego, lasów, rybostanu lub wody. Jest to dokładne przeniesienie do ustawy polskiej regulacji zamieszczonej w art. 9 ust. 1 lit. a) tiret drugi unijnej dyrektywy „ptasiej”.

Podsumowując, wydry, kormorany czarne i czaple siwe są zwierzętami objętymi ochroną gatunkową częściową, wobec czego organem właściwym do wydania zezwolenia na odstrzał lub inne czynności generalnie zakazane jest regionalny dyrektor ochrony środowiska. Aby mógł takie zezwolenie wydać, niezbędne jest stwierdzenie jednocześnie zaistnienia trzech przesłanek:

- 1) brak rozwiązań alternatywnych,
- 2) brak szkodliwości dla zachowania we właściwym stanie ochrony dziko występujących populacji tych zwierząt,
- 3) konieczność ograniczenia poważnych szkód:
 - a) jeśli chodzi o wydry – szkód w odniesieniu do upraw rolnych, inwentarza żywego, lasów, rybostanu, wody lub innych rodzajów mienia,
 - b) jeśli chodzi o kormorany czarne i czaple siwe – tylko szkód w odniesieniu do zbóż, inwentarza żywego, lasów, rybostanu lub wody.

Tak przedstawia się to zagadnienie w odniesieniu do zezwoleń indywidualnych wydawanych na podstawie art. 56 ustawy o ochronie przyrody. Jednakże tą samą ustawą nowelizacyjną z 13 lipca 2012 r. ustawodawca wprowadził rozwiązanie generalne, dodając do ustawy o ochronie przyrody nowy art. 56a, na którego podstawie regionalny dyrektor ochrony środowiska może zezwolić na obszarze swego działania, na czas określony, nie dłuższy niż 5 lat, w drodze aktu prawa miejscowego w formie zarządzenia, w stosunku do bobra europejskiego, kormorana czarnego oraz czapli siwej, na czynności podlegające zakazom określonym w art. 52 ust. 1. Takie zezwolenie może być wydane w przypadku braku rozwiązań alternatywnych, jeżeli czynności, których dotyczy zarządzenie, nie są szkodliwe dla zachowania we właściwym stanie ochrony dziko występujących populacji gatunków objętych zarządzeniem oraz leży to w interesie zdrowia lub bezpieczeństwa powszechnego lub:

- 1) w przypadku kormorana czarnego oraz czapli siwej – wynika to z konieczności ograniczenia poważnych szkód w odniesieniu do lasów, rybostanu lub wody;
- 2) w przypadku bobra europejskiego – wynika to z konieczności ograniczenia poważnych szkód w odniesieniu do upraw rolnych, inwentarza żywego, lasów, rybostanu, wody lub innych rodzajów mienia.

Przewidziane w tym przepisie zarządzenie, w przypadku kormorana czarnego oraz czapli siwej dotyczy wyłącznie terenu stawów rybnych uznanych za obręby hodowlane

na podstawie decyzji marszałka województwa wydanej na podstawie art. 15 ust. 2b ustawy rybackiej.

Widać wyraźnie, że zarządzanie w odniesieniu do:

- bobra europejskiego – uwzględnia art. 16 ust. 1 lit. b) unijnej dyrektywy „siedliskowej”,
- kormorana czarnego i czapli siwej – uwzględnia art. 9 ust. 1 lit. a) tiret drugi znacznie bardziej rygorystycznej unijnej dyrektywy „ptasiej”.

W piśmiennictwie został zgłoszony pogląd, że w tych przypadkach nikt nie łączy już wprowadzenia odstępstw od zakazów z brakiem negatywnego oddziaływania na populacje występujących w stanie dzikim bobrów europejskich, czapli siwych lub kormoranów czarnych. W związku z tym należy uznać, że w tych przypadkach prawodawca dopuszcza negatywne oddziaływania na te gatunki, mające wpływ na ich populację⁶. Pogląd ten jest błędny w stopniu oczywistym. Dwie generalne przesłanki wywodzące się z prawodawstwa unijnego, które pozwalają na odstępstwa, mianowicie brak rozwiązań alternatywnych oraz brak szkodliwości dla zachowania we właściwym stanie ochrony dziko występujących gatunków, obowiązują tak w odniesieniu do art. 56, jak i art. 56a ustawy o ochronie przyrody, gdyż ustawodawca w art. 56a ust. 2 wyraźnie to napisał, odnosząc te warunki wstępne do obu punktów w tym przepisie wymienionych. Różnica polega tylko na tym, że w odróżnieniu od art. 56 podstawą odstępstw przewidzianych w art. 56a nie jest akt indywidualny w postaci decyzji administracyjnej, lecz akt generalny w postaci zarządzenia regionalnego dyrektora ochrony środowiska mającego status aktu prawa miejscowego w rozumieniu ustawy z 23 stycznia 2009 r. o wojewodzie i administracji rządowej w województwie (DzU nr 31, poz. 206 ze zm.) wydawanego przez organ niezespółonej administracji rządowej, jakim jest regionalny dyrektor ochrony środowiska.

Regulacja zamieszczona w art. 56a ustawy o ochronie przyrody nieco przypomina stan prawny sprzed 15 listopada 2008 r., tj. sprzed wejścia w życie nowelizacji ustawy o ochronie przyrody, która zniosła uprzywilejowanie rybaków gospodarujących na stawach rybnych uznanych za obręby hodowlane, którzy praktycznie bez żadnych rygorów (poza wynikającymi z ochrony humanitarnej), mogli zwalczać wydry, kormorany czarne i czaple siwe, jeżeli według ich oceny zwierzęta te zagrażały gospodarce rybackiej. Ale tylko „nieco”, ponieważ różnice są bardzo istotne, a polegają na tym, że rybak stawowy, który chce zwalczać na stawie uznanym za obręb hodowlany kormorany czarne i czaple siwe (ale już nie wydry, ich ewentualne zwalczanie wymaga bowiem indywidualnej decyzji przewidzianej w art. 56 ustawy o ochronie przyrody), nie może tego czynić tylko dlate-

⁶ K. Gruszecki, *Ustawa o ochronie przyrody. Komentarz*, Warszawa 2013, s. 351.

go, że ocenia, iż te gatunki ptaków powodują szkody w jego gospodarce, lecz dopiero wtedy, kiedy jego staw uznany za obręb hodowlany zostanie objęty zarządzeniem regionalnego dyrektora ochrony środowiska wydanym na podstawie art. 56a ustawy o ochronie przyrody. Rybak jest wtedy zobowiązany stosować się do warunków określonych w zarządzeniu oraz składać regionalnemu dyrektorowi ochrony środowiska informacje o czynnościach wykonanych na podstawie zarządzenia.

Zwalczanie kormoranów czarnych i czapli siwych poza stawami rybnymi uznanymi za obręby hodowlane, czyli na rzekach, jeziorach, zbiornikach zaporowych i stawach rybnych nieuznanych za obręby hodowlane jest także możliwe, ale tylko po uzyskaniu indywidualnej decyzji administracyjnej wydanej przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska na podstawie art. 56 ustawy o ochronie przyrody.

Jak już wspominałem, w regulacji przewidzianej w art. 56a ustawy o ochronie przyrody nie ma już wydr, pojawiły się natomiast bobry, które mogą być zwalczane w warunkach określonych w art. 56a ust. 2 pkt 2 ustawy o ochronie przyrody, nie tylko na stawach rybnych uznanych za obręby hodowlane.

We wszystkich wariantach wynikających z art. 56 lub art. 56a ustawy o ochronie przyrody dopuszczalne jest – w warunkach określonych decyzją lub zarządzeniem – strzelanie do zwierząt chronionych gatunkowo. Może to robić każda osoba mająca pozwolenie na broń palną. Może to więc robić także myśliwy, a regulacje łowieckie nie mają tu nic do rzeczy, ponieważ zwierzęta pozostające pod ochroną gatunkową w ogóle nie podlegają przepisom łowieckim. Nie ma przeto żadnych przeszkód, aby rybak zawarł z myśliwym umowę cywilnoprawną, na której podstawie myśliwy odstrzeli pewną liczbę np. kormoranów czarnych w warunkach określonych czy to decyzją wydaną na podstawie art. 56 ustawy o ochronie przyrody, czy zarządzeniem wydanym na podstawie art. 56a ustawy o ochronie przyrody.

Długookresowe zmiany w ichtiofaunie spowodowane zwiększoną presją kormorana czarnego (*Phalacrocorax carbo*) na przykładzie jezior Selmęt Wielki i Łaśmiady

Bogdan Wziątek¹, Andrzej Abramczyk², Anna Małgorzata Wiśniewska³

¹Katedra Biologii i Hodowli Ryb, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

²Gospodarstwo Jeziorowe w Etku Sp. z o.o.

³Katedra Ichtiologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wstęp

Kormoran czarny *Phalacrocorax carbo* jest głównym gatunkiem rybożernym na terenie Polski. Jego populacja lęgowa w roku 2010 szacowana była na 27108 par, zaś okresowo liczebność populacji migrującej przekraczała 100 tys. osobników (Bzoma 2011).

Kormoran jest ichtiofagiem, który potrafi polować w każdym typie wód, zarówno morskich, jak i śródlądowych. Poluje na ryby w toni wodnej, jak również w strefie przydennej. Jest gatunkiem bardzo plastycznym, łatwo przystosowuje się do zmieniających się czynników środowiska. Przykładem tego jest tzw. żerowanie socjalne, pozwalające na żerowanie w silnie zeutrofizowanych zbiornikach, z małą przezroczystością wody, lub też chwytanie ryby „na dotyk”, czyli bez udziału wzroku. Różnorakie umiejętności wykorzystywane przy zdobywaniu pokarmu pozwalają kormoranom na korzystanie z miejsc żerowania, które często z powodu panujących warunków są niedostępne dla innych gatunków ptaków rybożernych (van Eerden i Voslamber 1995, Warke i Day 1995, Cosolo i in. 2010, Wziątek 2013).

Zdolności adaptacyjne kormorana do zmieniających się warunków środowiska wpływają prawdopodobnie na obserwowany w ostatnich 20 latach dynamiczny wzrost liczebności populacji tego gatunku. Powoduje to coraz większy konflikt z rybackimi użytkownikami wód, związany ze spadkiem połowów gospodarczych prowadzonych na wodach otwartych.

Na obszarze Polski ponad 90% tzw. wód otwartych stanowią obwody rybackie użytkowane rybacko przez osoby prawne i fizyczne, dla których rybactwo i wędkarstwo stanowią bardziej lub mniej ważne źródło utrzymania (Skrzypczak 2008, Wołos i Czerwiński 2011, Mickiewicz 2012, Wołos i in. 2012). Są oni zobowiązani do ponoszenia kosztów dzierżawy i zarybień w zamian za prawo do korzystania z pożytków płynących z wód, jakimi są przede wszystkim ryby. Wzrastająca liczebność populacji kormoranów przyczynia się do spadku wielkości odłowów rybackich i wędkarskich.

Dla gospodarki rybackiej ważne jest więc m.in. określenie okresów roku, kiedy potencjalna presja kormoranów na eksploatowane gospodarczo gatunki ryb może być najbardziej nasiloną. Wiedza na ten temat pozwala bowiem na zminimalizowanie ewentualnych strat powodowanych przez kormorany w zarybieniach, zwłaszcza cennymi gatunkami ryb.

Teren Gospodarstwa Jeziorowego w Ełku jest miejscem bytowania licznej populacji kormorana czarnego, zarówno w okresie lęgowym, jak i poza nim. Corocznie gospodarstwo występuje z prośbą o wydanie zgody na odstrzał kormoranów na 11 użytkowanych rybacko jeziorach i najczęściej zgodę taką otrzymuje. W roku 2009 zgoda na odstrzał kormoranów w okresie połęgowym wydana została jedynie na 9 spośród 11 jezior. Gospodarstwo nie uzyskało zezwolenia na odstrzał kormoranów na jeziorach Selmęt Duży i Łaśmiady. W roku 2010 odstrzał prowadzony był już na wszystkich administrowanych przez gospodarstwo jeziorach. Zaistniała w roku 2009 sytuacja pozwoliła więc na ocenę wpływu zwiększonej presji kormoranów na wyniki połowów rybackich.

Materiał i metoda

Jezioro Selmęt Wielki położone jest na Pojezierzu Ełckim. Powierzchnia jeziora wynosi 1273 ha, zaś głębokość maksymalna 22,0 m (Choiński 2006). Pod względem typologii rybackiej jezioro należy do tzw. typu leszczowego. Nad jeziorem tym zlokalizowana jest kolonia lęgowa kormoranów, która istnieje od połowy lat 90. ubiegłego wieku. W ostatnich latach liczebność kolonii wynosiła ponad 1000 par lęgowych.

Jezioro Łaśmiady położone jest, podobnie jak jezioro Selmęt Wielki, na Pojezierzu Ełckim. Powierzchnia tego jeziora wynosi 940 ha, głębokość średnia 9,6 m, a maksymalna 43,7 m (Choiński 2006). Zgodnie z typologią rybacką jezioro należy do tzw. typu sielawowego, a sielawa jest tam jednym z głównych gatunków eksploatowanych gospodarczo.

Materiał do badań nad efektem presji kormoranów na ichtiofaunę i na połowy rybackie stanowiły zapisy połowów gospodarczych prowadzonych na jeziorach Selmęt Wielki i Łaśmiady w latach 2005-2013. W analizowanym okresie jeziora te były eksploatowane przez dwie niezależne brygady rybackie, które wykorzystywały w połowach w poszcze-

gólnych latach zbliżoną liczbę narzędzi. Brygady nie zmieniały również stanu osobowego. Pozwoliło to na przyjęcie założenia, że nakład połowowy, a tym samym potencjalna wielkość odłowu rocznego były zbliżone w poszczególnych latach badań. Różnice w wielkości odłowów w poszczególnych latach są związane z czynnikami zewnętrznymi, nie mającymi związku ze sposobem eksploatacji rybackiej.

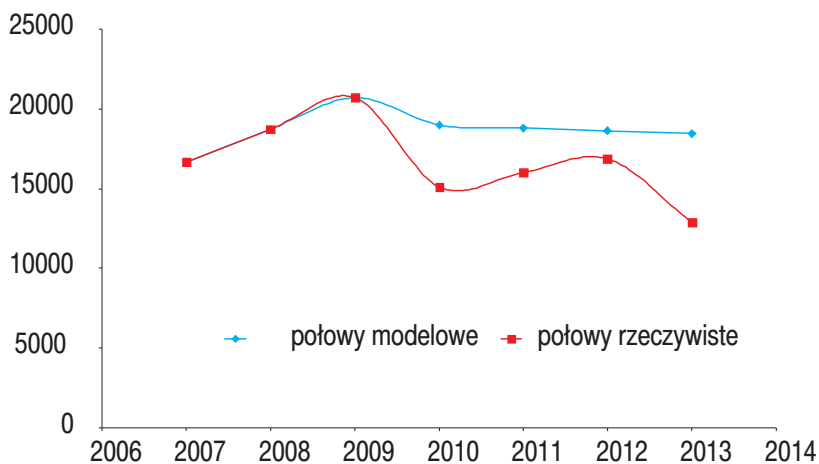
Dane robocze dotyczące wielkości odłowów gospodarczych w poszczególnych latach opracowane zostały przy użyciu modelu regresji prostoliniowej. Do oceny wpływu kormoranów na wielkość połowów ryb w jeziorach Selmęt Duży i Łaśmiady wykreślono dla każdego z jezior dwa modele regresji. W modelu pierwszym jako zmienne zależne posłużyły wielkości odłowów gospodarczych z lat 2005-2012. W modelu drugim, jako dane wyjściowe do utworzenia modelu wykorzystano wielkość odłowów prowadzonych na wspomnianych jeziorach w latach 2005-2009, zaś dla dalszych okresów wielkość odłowów wyznaczono na podstawie funkcji predykcji modelu zawartej w pakiecie Statistica 11.0, który wykorzystano w obliczeniach. Dla modelu połowów prowadzonych w jeziorze Łaśmiady od ogólnej biomasy odłowionych ryb odjęto biomasę sielawy, ponieważ gatunek ten w niewielkim stopniu wchodzi w skład pokarmu kormoranów, zwłaszcza w jeziorach o dobrym stanie troficznym (Wziątek 2005 i in., Wziątek 2013). Porównanie modelu teoretycznego z empirycznym pozwoliło na oszacowanie ubytku w populacji łownej dostępnej do odłowu oraz czas, po jakim nastąpiła odbudowa stada użytkowego ryb zasiedlających jeziora.

Wyniki

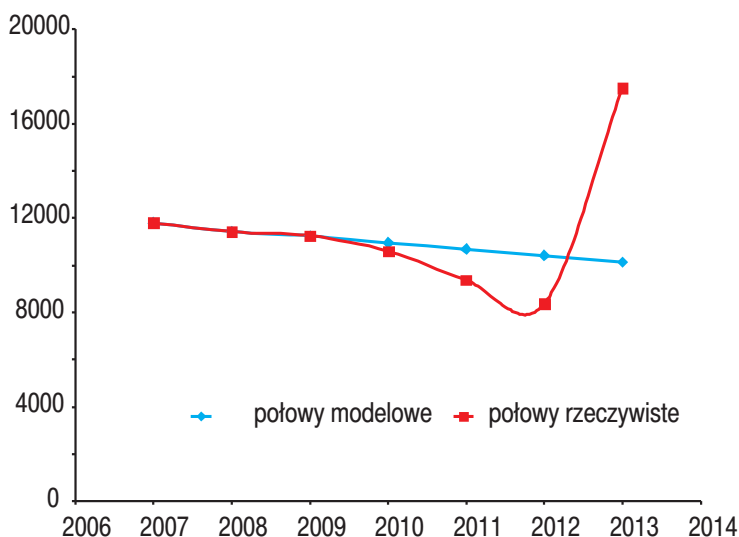
W analizowanym okresie połowy rybackie na jeziorze Selmęt Wielki wahały się od 20714 kg w roku 2009 do 12881 kg w roku 2013 (rys. 1), zaś na jeziorze Łaśmiady od 8367 kg w roku 2012 do 17496 kg w roku 2013 (rys. 2).

Na podstawie przeprowadzonych symulacji stwierdzono, że w latach 2010-2013 połowy rzeczywiste były znacznie niższe niż połowy modelowe wyznaczone dla badanych jezior. Największa różnica pomiędzy wartościami empirycznymi dla jeziora Selmęt Wielki wystąpiła w roku 2010 i wynosiła 3880 kg, zaś dla jeziora Łaśmiady w roku 2012 – 2050 kg.

Odbudowa pogłowia ryb w jeziorze Łaśmiady nastąpiła w ciągu 5 lat od momentu wystąpienia wzmożonej presji kormoranów. W roku 2013 połowy ryb przekroczyły tam wartość modelową (rys. 2). Dla jeziora Selmęt Wielki proces regeneracji ichtiofauny był krótszy, bo wynosił około 4 lat. W roku 2012 połowy rybackie z jeziora były najbardziej zbliżone do wyznaczonych wartości modelowych. Odnotowany w roku 2013 spadek odłowów był prawdopodobnie wynikiem nietypowego układu klimatycznego i długiego czasu utrzymywania się na jeziorach pokrywy lodowej, co skróciło znacznie efektywny czas połowów.



Rys. 1. Porównanie odłowów rzeczywistych i modelowych z jeziora Selmeć Wielki w latach 2006-2013.



Rys. 2. Porównanie odłowów rzeczywistych i modelowych z jeziora Łaśmiady w latach 2006-2013.

Podsumowanie

Przedstawiony powyżej przykład pokazuje wyraźnie, że wpływ kormorana na gospodarkę rybacką prowadzoną na wodach otwartych należy rozpatrywać w wielu płaszczyznach. Dotyczy on bowiem nie tylko okresu bezpośredniego żerowania ptaków, ale również okresu późniejszego, nawet jeśli presja kormoranów zaniknie lub ulegnie osłabieniu.

Długotrwały efekt drapieżnictwa kormoranów na wodach otwartych związany jest bowiem z wyzerowywaniem przez nie ryb młodocianych poniżej wieku pierwszego rozrodu, a przez to ubytek w populacji łownej gatunku dostępnej w przyszłości dla rybaków lub wędkarzy.

Obserwacje dokonane na jeziorach Selmęt Wielki i Łaśmiady potwierdzają wyniki badań Wziątka i in. (2011) prowadzonych na Jeziorze Wulpińskim. Autorzy ci na podstawie badań składu pokarmu kormoranów, dokonali czysto teoretycznej symulacji ubytku w populacjach ryb dostępnych do odłowu, wynikającego z wyjadania przez kormorany ryb młodocianych. Oszacowana w wyniku tych badań wielkość ubytku w dostępnej w przyszłości populacji łownej wyniosła około 3900 kg ryb i była związana z żerowaniem kormoranów na rybach młodocianych przed osiągnięciem wieku pierwszego rozrodu. Wyznaczony modelowo czas regeneracji stada ryb, czyli okres, kiedy liczebność populacji łownej ulegnie uzupełnieniu wynosił około 4 lat.

W opisywanym przykładzie niestety nie prowadzono symultanicznie badań nad składem pokarmu kormoranów w roku 2009, kiedy to ich presja na jeziorach Selmęt Wielki i Łaśmiady uległa znacznemu zwiększeniu. Nie jest więc możliwe dokonanie oceny, na które gatunki ryb drapieżnictwo kormoranów miało największy ujemny wpływ, powodując spadek liczebności ich populacji. Pomimo tego uzyskane wyniki wskazują wyraźnie, że kormorany przy dużej liczebności są przyczyną spadku wydajności rybackiej zbiorników.

Przedstawiony przykład wskazuje wyraźnie, że rekultywacja zbiornika wodnego poddanego silnej presji kormoranów jest procesem długotrwałym, nawet po zaprzestaniu oddziaływania tych ptaków. W przypadku jeziora Selmęt Wielki trwało to około 4 lat, zaś w przypadku jeziora Łaśmiady około 5 lat. Był to więc okres bardzo zbliżony do wyznaczonego teoretycznie (Wziątek i in. 2011).

Drapieżnictwo dużych stad kormoranów może więc wpływać na wyraźny spadek wydajności rybackiej jezior, a tym samym opłacalność przedsięwzięć rybackich nawet w sytuacji, kiedy sam proces całkowicie ustanie.

Literatura

- Bzoma S. 2011 – Program ochrony kormorana (*Phalacrocorax carbo*) w Polsce. Strategia zarządzania populacją w Polsce – Wydawnictwo SGGW Warszawa.
- Choiński A. 2006 – Katalog jezior Polski – Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań: 599.
- Cosolo M., Ferrero E.A., Sponza S. 2010 – Prey ecology and behavior affect foraging strategies in the Great Cormorant – Mar. Biol., 157: 2533-2544.

- Mickiewicz M. 2012 – Porównanie średnich cen ryb towarowych i materiału zarybieniowego stosowanych przez podmioty gospodarcze prowadzące gospodarkę rybacką w obwodach rybackich w roku 2009 i 2011 – Komun. Ryb., 126: 2-6.
- Skrzypaczak A. 2008 – Zmiany w strukturze eksploatowanej ichtiofauny jezior Polski północno-wschodniej – Wydawnictwo UWM w Olsztynie: 138.
- van Eerden M. R., Voslamber B. 1995 – Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake IJsselmeer, The Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment – Ardea, 83: 199-212.
- Warke, G.M. A., Day K.R. 1995 – Changes in abundance of cyprinid and percoid prey affect rate of predation by Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* on Salmon *Salmo salar* smolt in northern Ireland – Ardea, 83: 157-166.
- Wołos A., Czerwiński T. 2011 – Zmiany sytuacji ekonomiczno-financej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w latach 2006-2010 – W: Użytkownik Rybacki 2011. Kondycja polskiego rybactwa śródlądowego. Konferencja PZW, Spała 2011. Wydawnictwo „Wieś Jan” s. 19-26.
- Wołos A., Mickiewicz A., Draszkiewicz-Mioduszevska A. 2012 – Gospodarka rybacka w śródlądowych wodach płynących w roku 2010. Cz. 1. Uprawnieni do rybactwa, obwody rybackie, połowy gospodarcze i zatrudnienie – Komun. Ryb. 126: 11-15.
- Wziątek B., Martyniak A., Hliwa P., Kozłowski J., Krzywosz T., Osewski M., Sobocki M., Szymańska W., Gomułka P. 2005 – Great Cormorant predation on coregoni fishes at seven sites in Poland – Arch. Hydrobiol. Advenc. Limnol., 60: 285-297
- Wziątek B., Martyniak A., Hliwa P., Dostatni D., Poczyczyński P. 2011 – The influence of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* on fishery management, Lake Wulpińskie, Mazurian Poland – W: Proceedings 7th International Conference on Cormorants, Villeneuve, Switzerland 23-26 November 2005, Wetlands International-IUCN Cormorant Research Group, Leystad, s. 164-169.
- Wziątek B. 2013 – Udział w pokarmie kormorana (*Phalacrocorax carbo sinensis* (L.) zagrożonych i cennych gospodarczo gatunków ryb w różnych typach żerowisk na obszarze Polski północnej, centralnej i wschodniej – Wydawnictwo UWM w Olsztynie 183.

Wstępne wyniki monitoringu ichtiofauny jezior i zbiorników zaporowych z zastosowaniem zestawów wontonów jako narzędzia prowadzenia racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej

Tomasz Heese¹, Jacek Perkowski², Jan Komorowski², Łukasz Strzałkowski²

¹Katedra Biologii Środowiskowej, Wydział Inżynierii Łądowej, Środowiska i Geodezji,
Politechnika Koszalińska

²Dział Zagospodarowania i Ochrony Wód, Okręg Mazowiecki, Polski Związek Wędkarski

Wstęp

Monitoring przyrodniczy będący regularnymi obserwacjami i pomiarami wybranych składników przyrody żywej jest prowadzony celem pozyskania informacji o zmianach zachodzących zarówno w czasie, jak i przestrzeni (Mahomska-Juchniewicz 2010). Obowiązek prowadzenia monitoringu przyrodniczego wynika z prawa krajowego i międzynarodowego, w tym unijnego. W ramach państwowego monitoringu środowiska prowadzi się monitoring przyrodniczy różnorodności biologicznej i krajobrazowej (ustawa z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, Dz.U. 04.92.880 z dnia 30 kwietnia 2004 r.). Obowiązek prowadzenia monitoringu przyrodniczego wynika także z prawodawstwa Unii Europejskiej i międzynarodowych konwencji, w tym Konwencji o różnorodności biologicznej. Pozyskane dane z monitoringu winny służyć przeciwdziałaniu negatywnym zmianom, poprzez działania ochronne, a co za tym idzie pozyskanie wiedzy, jak badane zespoły, gatunki i siedliska będą reagowały na zmiany środowiska.

Podobnie intensywnie rozwijane są metody monitoringu wód wynikające z regulacji Ramowej Dyrektywy Wodnej UE. Dyrektywa Wodna i nasze prawo wodne określa stan lub potencjał ekologiczny wód powierzchniowych, gdzie wśród elementów biologicznych ryby znalazły się na początku tej listy. Stan/potencjał ekologiczny

określamy na podstawie elementów biologicznych, fizykochemicznych i hydromorfologicznych. Implementacja do prawodawstwa polskiego zapisów Dyrektywy Wodnej ciągle trwa i badania ichtiofauny nadal czekają na regulacje prawne. Najbardziej są zaawansowane prace nad monitoringiem wód płynących, znacznie słabiej jezior oraz zbiorników zaporowych. W przypadku tych ostatnich sprawa jest jeszcze bardziej skomplikowana, ponieważ są to jednolite części wód powierzchniowych (JCWP) zaliczane do silnie zmienionych części wód (SZCW) powstałych w wyniku działalności człowieka.

Metodyka oceny jakości wód została wprowadzona do systemu monitoringu pod koniec 2011 w poniższych rozporządzeniach:

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15 listopada 2011 roku w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U. nr 258, poz. 1550).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 10 listopada 2011 roku w sprawie wykazu substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej (Dz.U. nr 254, poz. 1528).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 roku w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych wód powierzchniowych (Dz.U. nr 258, poz. 1549).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. nr 257, poz. 1545).

Ichtyofauna jako bardzo ważny element oceny stanu/potencjału ekologicznego JCWP nie jest uwzględniana w klasyfikacji stanu wód, gdyż nadal brak ustalonych warunków referencyjnych. Najlepiej dopracowany, jak się wydaje, jest system oceny oparty na wskaźniku EFI+ (Europejski Wskaźnik Ichtiologiczny – *European Fish Index*). Ma on dla warunków Polski pewne ograniczenia i na przykład wyniki dla rzek nizinnych należy traktować ostrożnie (Adamczyk i in. 2013). Cytowani autorzy w swojej pracy na temat możliwości zastosowania wskaźnika EFI w Polsce wskazują, że wskaźnik ten jest dość ogólny i niedostosowany do lokalnych warunków i wymagań ichtyofauny. Metodyka pozyskania ryb do monitoringu wód płynących oparta jest na elektropotowie według polskiej normy PN-EG 14011, uwzględniającej brodzenie i spływ łodzią. Dodatkowo monitoring ichtyofauny jest rozszerzony o ocenę siedlisk z wykorzystaniem między innymi metod RHS (River Habitat Survey) określających stan środowiska abiotycznego, głównie morfologii koryta i hydrologii.

Dla jezior zakres prac interkalibracyjnych jest na etapie walidacji i gromadzenia danych porównawczych. Ocenę stanu ekologicznego jezior na podstawie ichtyofauny

przeprowadza się w oparciu o Jeziorowy Indeks Rybny (LFI-N = Lake Fish Index-N). W ogólnym założeniu metodyka ta zakłada połów specjalistycznymi wontonami wystawianymi w toni wodnej (wontony pelagiczne) i przy dnie (wontony denne) o oczkach w panelach od 5 do 55 mm (12 różnych oczek), czyli tak zwane „zestawy nordyckie”. Siatki mają długość 30 m i wysokość 1,5 m dla siatek dennych, a dla siatek pelagicznych wysokość winna być większa i należy to odnotować. Norma NEN-EN 14757 zakłada używanie od 8 siatek (paneli) dla jezior małych i płytkich po 64 dla jezior o powierzchni około 5000 ha. Polskie doświadczenia z oceną stanu ekologicznego jezior na podstawie ichtiofauny obejmują między innymi badania jezior zlewni rzeki Wel (Białokoz i Chybowski 2011). Liczbę i masę ryb w tej metodzie przelicza się na jednostkę 100 m² i oblicza udziały procentowe dla gatunków ryb w danym odłowie. Metoda jest bardzo pracochłonna, na co zwracają uwagę autorzy badań prowadzonych w ramach projektu finansowanego z Polsko-Norweskiego Funduszu Badań (*Polish-Norwegian Research Fund*). Zdobyte doświadczenia z wykorzystaniem tej metody należy uznać za bardzo cenne. Szczególnie wartościowe są określone związki LFI ze wskaźnikami presji, jakim jest wskaźnik Carlsona (TSI – *Trophic State Index*).

Zastosowanie wspomnianych metod na potrzeby prowadzenia racjonalnej gospodarki przez uprawnionego do rybactwa jest niezwykle trudne i skomplikowane, szczególnie w przypadku jezior i zbiorników zaporowych. Zgodnie z Ustawą o rybactwie śródlądowym, racjonalna gospodarka rybacka polega na wykorzystaniu produkcyjnym możliwości wód zgodnie z operatem rybackim (Dz.U. 1985 nr 21 poz. 91 z późn. zm.). Należy więc poszukiwać metody prostej, opartej na zasadach eksploatacji i nie naruszającej przepisów art. 8 wspomnianej ustawy.

Poniżej zaproponowano podstawy naukowe i prawne nowej metody monitoringu ichtiofauny na potrzeby prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej na jeziorach i zbiornikach zaporowych. Testy wykonano dla jezior Sasek Wielki (pow. 900 ha), Nożyce (pow. 55 ha), Góra (pow. 12 ha) i zbiornika Maków (pow. 20 ha). Odłowy monitoringowe wykonali pracownicy Działu Zagospodarowania i Ochrony Wód Biura Okręgu Mazowieckiego PZW, przy udziale członków lokalnych kół PZW.

Monitoring ichtiofauny

Zespoły ichtiofauny stanowią cenny element oceny stanu i potencjału ekologicznego wód. Spowodowane jest to długim cyklem życiowym tych organizmów oraz ich usytuowaniem (z reguły) na wyższych poziomach piramidy troficznej ekosystemów (konsumenci drugiego i wyższych rzędów). Ponadto cykle życiowe i wymagania ekologiczne ryb zostały dość dobrze poznane. Ryby stanowią dobry wskaźnik jakości ekologicznej środowiska z uwagi na:

- obecność w większości ekosystemów wodnych,
- dobrze rozpoznane wymagania ekologiczne,
- wrażliwość na zmiany środowiskowe,
- jako organizmy migrujące są indykatorem ciągłości lub zaburzeń systemów wodnych,
- ze względu na długość życia mogą być indykatorem zmian w szerokim przedziale czasowym,
- istnieją znaczące bazy danych wieloletnich dotyczących składu gatunkowego i liczebności.

Ramowa Dyrektywa Wodna przyjmuje dla fauny ryb rzecznych i jeziornych trzystopniową ocenę stanu ekologicznego:

a) stan bardzo dobry:

- skład gatunkowy i zasobność korespondują całkowicie lub prawie całkowicie z warunkami niezakłóconymi;
- występują wszystkie gatunki wrażliwe na zmiany;
- struktura wiekowa populacji ryb wykazuje niewielkie zmiany związane z działalnością człowieka, ale nie jest oznaką zaniku reprodukcji lub rozwoju żadnego określonego gatunku.

b) stan dobry:

- obserwowane są niewielkie zmiany w składzie gatunkowym i zasobności w porównaniu z określonym rodzajem populacji, przypisane oddziaływaniu człowieka na elementy fizykochemiczne i hydromorfologiczne;
- struktura wiekowa populacji wykazuje oznaki zmian wynikające z wpływu człowieka na elementy fizykochemiczne i hydromorfologiczne oraz, w niektórych przypadkach, jest wskaźnikiem zaniku reprodukcji lub rozwoju określonych gatunków w rozmiarach mogących spowodować zanik niektórych klas wiekowych.

c) stan umiarkowany:

- zasobność i skład gatunkowy różni się umiarkowanie w porównaniu z określonym typem populacji w związku z oddziaływaniem antropogenicznym na elementy jakości fizykochemicznej i hydromorfologicznej;
- struktura wiekowa populacji wykazuje oznaki zmian antropogenicznych w rozmiarach mogących spowodować bardzo małą liczebność lub całkowity zanik umiarkowanej części określonego rodzaju gatunków.

Tak więc zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej jesteśmy zobowiązani monitorować skład, liczebność i strukturę wiekową ichtiofauny. Dokładna

liczebność ichtiofauny może być oszacowana tylko na podstawie bardzo kosztownych i czasochłonnych badań, o czym wspominają Białokoz i Chybowski (2011). Ocena struktury wiekowej ichtiofauny jest bardzo kosztowna i pracochłonna oraz wymaga doświadczonego zespołu i metod – chociażby wrywkowej walidacji wieku na różnych strukturach twardych (tuszki, otolity, przekroje promieni twardych płetw itp.)

Pobieżne przybliżenie wymagań RDW co do monitoringu ichtiofauny ukazuje ogrom pracy i to dla wysoko kwalifikowanego zespołu badawczego oraz pracowników odpowiedzialnych za odłowy. Dla celów prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej możliwe jest natomiast szacowanie obfitości ryb z wykorzystaniem takich wskaźników, jak wydajność rybacka w kilogramach na hektar, liczba lub masa ryb na jednostkę połowową, czy proporcje między gatunkami i grupami funkcjonalnymi ryb. Ważne jest wykorzystanie przy realizacji takich odłowów zasad prowadzenia monitoringu. Trzeba skorzystać z wypracowanych metod przy monitoringu przyrodniczym i jakości wód. Ważne jest zastosowanie identycznej metody, odpowiedni dobór stanowisk, termin prowadzonych odłowów i powtarzalność w identycznych okresach.

Ramowa Dyrektywa Wodna zaleca badanie ichtiofauny jezior raz na 3 lata, a propozycja sieci monitoringu diagnostycznego jezior polskich przewiduje coroczną częstotliwość monitoringu intensywnego oraz częstotliwość monitoringu ekstensywnego – raz na 6 lat. Uzyskane dane, oprócz wskaźników presji (poziom zanieczyszczeń), dla użytkownika rybackiego mogą okazać się mało przydatne. Tym bardziej że obecnie coraz częściej mówimy o gospodarowaniu ekosystemami, a nie tylko pogłowiem ryb (Wołos, 2012). Uprawniony do rybactwa musi dysponować dość precyzyjnymi metodami oceny swoich działań gospodarczych, by wypełnić postanowienia art. 6 pkt. 3. Ustawa w tym miejscu zobowiązuje uprawnionego do rybactwa do zachowania zasobów ryb w równowadze biologicznej i na poziomie umożliwiającym gospodarcze korzystanie z nich w przyszłości.

Metodyka prowadzenia monitoringu na potrzeby gospodarki rybacko-wędkarskiej

Założenia monitoringu ichtiofauny na potrzeby gospodarki rybacko-wędkarskiej wynika z kilku przesłanek:

- monitoring ichtiofauny nie narusza przepisów o zakazie połowu ryb w przypadkach określonych w art. 8 Ustawy o rybactwie śródlądowym,
- termin połowów monitoringowych obejmuje okres od 16 lipca do 15 września, tj. obejmuje okres aktywności pokarmowej i rozproszenia ichtiofauny po siedliskach,

głównie litoralu i sublitoralu (poza typowymi gatunkami hipolimnionu, jak sieja i sielawa),

- odłowy są prowadzone poza okresem ochronnym węgorza i terminami ochronnymi dla siei i sielawy, to jest do 1 października,
- ryby słodkowodne w jeziorach odbywają wędrówki rozrodcze z obszarów głębszych w kierunku brzegu, w okresach intensywnego żerowania tworzą zależnie od gatunku ławice (gatunki spokojnego żeru) lub prowadzą tryb życia typowy dla drapieżnika, zwykle polując osobno (Szmidt 1950, Reebbs 2001),
- ryby przepłoszone z danej powierzchni w wyniku aktywności przy stawianiu sprzętu połowowego powracają na swoje wybrane typowe siedliska,
- zestaw panelowy jest utworzony z 7 siatek, siatki zewnętrzne są o największych oczkach, stopniowo zmniejszając się w kierunku środka zestawu, gdzie stawiany jest wonton o najmniejszym rozmiarze oczka,
- zestaw panelowy obejmuje swoim oddziaływaniem określoną powierzchnię, co pozwala szacować zagęszczenie osobników ichtiofauny podlegających eksploatacji rybackiej lub wędkarskiej,
- jeziora do 15 ha wymagają posadowienia dwóch zestawów (paneli), jeziora większe trzech zestawów na wytypowanych zróżnicowanych siedliskach,
- zestawy wontonów pozwalają również na ocenę intensywności eksploatacji, poprzez ocenę mocy połowowej, jako jednostki mocy (jm.) zwanej też w literaturze CPUE (*catch per unit effort*) (Szczerbowski 1985, 1993),
- monitoring prowadzony w sposób regularny na wybranych jeziorach pozwoli na dobre rozpoznanie stanu eksploatowanej wędkarsko ichtiofauny.

W roku 2012 zrealizowano, na podstawie wcześniejszych doświadczeń na jeziorze Trzesiecko k. Szczecinka (Heese i in. 2013), monitoring ichtiofauny w oparciu o zestaw panelowy 7 wontonów o bokach oczka od 25 do 70 mm. Odłowów dokonano z wykorzystaniem 3 paneli sieci (7 szt. sieci w panelu). Sieci stawiano od strony brzegu w kierunku płosa zbiornika na dnie (wonton denny). Długość każdej sieci wynosiła 50 m, o wysokości 2,5 m, a odległość pomiędzy sieciami w panelu wynosiła około 10 m. Kolejność ustawienia sieci od skraju panelu była następująca – zależnie od wielkości oczka: 70 mm, 50 mm, 35 mm, 25 mm, 35 mm, 50 mm, 70 mm. Zakłada się, że jeden zestaw (panel) łowi ryby z powierzchni 3500 m² (50 m x 70 m). Zastosowana numeracja sieci w poszczególnych panelach zgodna z numeracją w raportach z odłowów:

Panel A	Panel B	Panel C
A70a	B70a	C70a
A50a	B50a	C50a
A35a	B35a	C35a
A25	B25	C25
A35b	B35b	C35b
A50b	B50b	C50b
A70b	B70b	C70b

Użyte sieci stawne typu wonton uzbrojono w linkę górną korklinkę i linkę dolną łożnianką. Sieci o wielkości oczka (MMSQ) 70 mają średnicę żyłki 0,20 mm oraz głębokość jadra (MD) 20 oczek, sieci o wielkości oczka (MMSQ) 50 mają średnicę żyłki 0,18 mm i głębokość jadra (MD) 30 oczek. Dalej sieci o wielkości oczka (MMSQ) 35 i średnicy żyłki 0,16 mm miały głębokość jadra (MD) 50 oczek. I środkowe sieci o wielkości oczka (MMSQ) 25 i średnicy żyłki 0,14 mm mają głębokość jadra (MD) 20 oczek.

Zestawy (panele) rozstawiano w 2-3 wyznaczonych miejscach uznanych za reprezentatywne dla danego jeziora. Dla każdego zestawu wyznaczono pozycję za pomocą GPS. Sprzęt postawiono w godzinach od 18.00 do 6.00 (długość ekspozycji sieci 12 godzin). Ryby po zebraniu sieci rejestrowano dzieląc na gatunki i mierzono ich długość całkowitą (*longitudo totalis*) z dokładnością do 1 mm i ważono z dokładnością do 1 g. Osobno rejestrowano ryby z każdej siatki. Przed odłowem dodatkowo oznaczano podstawowe parametry fizykochemiczne jak tlen, pH i temperatura. W przypadku znacznego porostu litoralu roślinnością powierzchniową (np. makrofitami pływającymi) sieci powinny być stawiane od pasa porostu w kierunku głębokiej wody i oznaczone pływakami na linkach w celu ich odnalezienia. Jeżeli ustawienie panelu zajmuje 1 godzinę, odpowiednio wydłuża się czas zbierania paneli rano, aby zachować 12-godzinny czas ekspozycji. Czas ekspozycji może być skrócony do 8 godzin, jednak każdorazowo musi być to dokładnie opisane.

Omówienie wyników

Jezioro Góra

- powierzchnia – 12 ha
- głębokość maksymalna – ok. 3 m
- termin inwentaryzacji – 26/27 czerwca 2012

Tabela 1

Charakterystyka ichtiofauny jeziora Góra pozyskanej z trzech zestawów

Gatunek	Liczba osobników (szt.)	Łączna masa (g)
szczupak	6	4245
okoń	13	2439
boleń	3	610
jaź	8	4686
pluć	36	4389
wzdreaga	11	975
karas pospolity	5	2030
karas srebrzysty	8	6890
leszcz	18	6945
krap	18	2591
karp	2	12600
lin	8	8180
Razem	136	53730

Łącznie złowiono 12 gatunków w liczbie 136 sztuk ryb (tab. 1). W zestawach kolejno pozyskano: w zestawie A – 18285 g ryb, w B – 24720 g ryb, w C – 10725 g ryb. Daje to dość zadowalający wynik mocy połowowej wynoszącej 2559 g na jednostkę połowową, tj. jeden wonton (2,6 kg jm.). W panelach o największym oczku (70 mm) złowiono duże egzemplarze leszcza (40 cm), karpia (63 cm), lina (45 cm), karasia srebrzystego (39,5 cm), bolenia (33 cm) i szczupaka (69 cm). Na uwagę zasługuje pozyskanie szczupaków o niewielkich wymiarach 33-38 cm długości całkowitej, co sugeruje bardzo silną presję wędkarską na ten gatunek.

Zbiornik Maków Mazowiecki

- powierzchnia – około 20 ha
- głębokość przy piętrzeniu – brak danych
- termin inwentaryzacji – 18/19 lipca 2012

Łącznie złowiono 14 gatunków w liczbie 309 sztuk ryb (tab. 2). W zestawach kolejno pozyskano: w zestawie A – 30673 g ryb, w B – 25630 g ryb, w C – 36883 g ryb. Daje to bardzo zadowalający wynik mocy połowowej wynoszącej 4437 g na jednostkę połowową, tj. jeden wonton (4,4 kg jm.). W panelach o największym oczku (70 mm) złowiono duże egzemplarze leszcza (50 cm), karpia (50 cm), karasia pospolitego (38 cm), karasia srebrzystego (35 cm) i sandacza (72 cm). Na uwagę zasługuje pozyskanie szczupaków o niewielkich wymiarach 34-45 cm długości całkowitej, co sugeruje albo silną presję wędkarską na ten gatunek lub konkurencję pokarmową z sandaczem. Wydaje się celowe przeprowadzenie analizy wieku i tempa wzrostu tych drapieżników.

Tabela 2

Charakterystyka ichtiofauny zbiornika w Makowie Mazowieckim pozyskanej z trzech zestawów

Gatunek	Liczba osobników (szt.)	Łączna masa (g)
szczupak	6	2504
sandacz	74	40522
okoń	31	5193
jazgarz	2	15
sum	4	3338
płoc	24	2973
kleń	8	1289
ukleja	2	26
karaś pospolity	13	6160
karaś srebrzysty	5	2855
leszcz	12	7355
krąp	120	11122
karp	6	9165
lin	2	669
Razem	309	93186

Jezioro Nożyce

- powierzchnia – 55 ha
- głębokość maksymalna – 11,3 m
- głębokość średnia – 6,0 m
- termin inwentaryzacji – 7/8 sierpnia 2012
- uwagi: sieci były wystawione 8 godzin

Łącznie złowiono 9 gatunków w liczbie 158 sztuk ryb (tab. 3). W zestawach kolejno pozyskano: w zestawie A – 18442 g ryb, w B – 18652 g ryb, w C – 20680 g ryb. Daje to dość dobry wynik mocy połowowej wynoszącej 2751 g na jednostkę połowową, tj. jeden wonton (2,8 kg jm.). W panelach o największym oczku (70 mm) złowiono duże egzemplarze leszcza (40 cm), lina (46 cm), karasia pospolitego (27,5 cm) i szczupaka (80 cm). Warto odnotować znaczący udział w biomasie ichtiofauny okonia, lina oraz szczupaka.

Tabela 3

Charakterystyka ichtiofauny jeziora Nożyce pozyskanej z trzech zestawów

Gatunek	Liczba osobników (szt.)	Łączna masa (g)
szczupak	11	8741
okoń	82	25608
sum	2	4400
karaś pospolity	2	619
leszcz	26	4446

Gatunek	Liczba osobników (szt.)	Łączna masa (g)
krąp	2	160
płoć	11	1564
wzdręga	2	346
lin	20	11890
Razem	158	57774

Jezioro Sasek Wielki

- powierzchnia – 866 ha
- głębokość maksymalna – 38,0 m
- głębokość średnia – 8,2 m
- termin inwentaryzacji – 6/7 sierpnia 2012
- uwagi: sieci były wystawione 8 godzin

Łącznie złowiono 9 gatunków w liczbie 315 sztuk ryb (tab. 4). W zestawach kolejno pozyskano: w zestawie A – 18948 g ryb, w B – 17537 g ryb, w C – 19739 g ryb. Daje to nieco słabszy wynik jak na potencjał jeziora prawie 1000-hektarowego i moc połowowa wynosi 2677 g na jednostkę połowową, tj. jeden wonton (2,7 kg jm.). W panelach o największym oczku (70 mm) złowiono nieliczne duże egzemplarze lina (44 cm), karasia pospolitego (27,5 cm) i szczupaka (80 cm). Warto odnotować znaczący udział w biomasie ichtiofauny szczupaka i okonia – prawie 60% biomasy ryb drapieżnych. Brak dużych osobników niektórych gatunków może świadczyć o presji wędkarskiej lub rybackiej i należy to dokładniej przeanalizować. Wraz z monitoringiem z zastosowaniem zestawów paneli należy dokładnie przeanalizować połowy gospodarcze. Pobieżna tylko analiza za ostatni rok wskazuje na szereg podobieństw efektów połowów gospodarczych i wyników monitoringu, np. biomasa szczupaka praktycznie identyczna czy zbliżona.

Tabela 4

Charakterystyka ichtiofauny jeziora Sasek Wielki pozyskanej z trzech zestawów

Gatunek	Liczba osobników (szt.)	Łączna masa (g)
sum	1	223
szczupak	28	17050
okoń	85	16311
leszcz	51	5657
krąp	49	4507
płoć	85	10213
wzdręga	5	502
lin	10	1733
karaś pospolity	1	28
Razem	315	56224

Podsumowanie

Zasady zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich winny uwzględniać monitorowanie ichtiofauny, szczególnie przy prowadzeniu gospodarki rybacko-wędkarskiej. Ramowa Dyrektywa Wodna UE stawia wysokie wymagania administracji państwowej, samorządowej i użytkownikom wód. Podstawowymi wskaźnikami do oceny jakości wody są wskaźniki biologiczne, które do roku 2015 powinny odpowiadać stanom ekologicznym zgodnym z celami środowiskowymi, a te zakładają minimum stan ekologiczny dobry dla danej JCWP. Powszechnie stosowane, w praktyce do dzisiaj, wskaźniki fizyczno-chemiczne mają obecnie ważne, lecz drugorzędne znaczenie. Ryby są bardzo przydatną grupą hydrobiontów. Cechy tej grupy, o czym już wspomniano, to:

- są obecne w większości wód powierzchniowych,
- mają z reguły długi cykl życiowy,
- gatunki podejmujące migrację są wskaźnikiem przerwania ciągłości morfologicznej rzeki,
- występują w różnych siedliskach (denne, toń wodna, nurtowe i zastoiskowe),
- liczba gatunków jest ograniczona i łatwa do oznaczenia,
- występują w różnych środowiskach i zajmują różną pozycję w piramidzie troficznej oraz cykle życiowe i wymagania ekologiczne są dość dobrze poznane,
- zaburzenia wzrostu i rekrutacji są łatwe do stwierdzenia,
- są przedmiotem gospodarki człowieka i mają wysoką wartość wskaźnikową (Szlakowski i in. 2004, EFI+ Manual 2009 zmienione).

Europejski standard monitorowania ichtiofauny zaleca prowadzenie połowów kontrolnych kalibrowanymi zestawami wontonów. Wiadomo, że nie uzyskamy w ten sposób pełnego obrazu ichtiofauny. Białokoz i in. (2008) zalecają, by dodatkowo połowy zestawami nordyckimi uzupełniać połowami narzędziami ciągnionymi. Liczba gatunków ryb w jeziorach może dochodzić do 30, szczególnie gdy występują w danym akwenie gatunki wędrowne, a jeziora są przepływowe, połączone odcinkami rzek z gatunkami reofilnymi.

Nieco odmienne podejście metodyczne zaproponowano dla monitoringu gospodarczego i należy stwierdzić, że wyniki otrzymane są bardzo interesujące i odpowiadają typowi rybackiemu danego akwenu. Jeziora Góra i Nożyce mają zbliżone wskaźniki CPUE, tzw. jm. wynoszące od 2,6 do 2,8 kg na wonton na jedno podniesienie. W jeziorze Sasek Wielki mamy wskaźniki podobne – 2,7 kg jm. przy ponad dwukrotnie większej liczbie osobników, co by wskazywało, że masa jednostkowa ryb jest mniejsza. Kolejne badania będą wymagały weryfikacji tej tezy. Prawdopodobnie jest to efekt

wspólnej eksploatacji wędkarskiej i rybackiej. Wskaźniki CPUE na małym zbiorniku zaporowym w Makowie Mazowieckim były najwyższe, dając w efekcie 4,4 kg jm. na wonton na jedno podniesienie. Dodatkowo dominacja sandacza potwierdza funkcjonowanie zespołu ichtiofauny jak w zbiorniku zaporowym.

Średnia moc połowowa wontonu wynosi 3,5 kg na jeden dzień połowu (Szczerbowski 1993). Prawdopodobnie chodzi o wontony standardowe o rozmiarach podobnych do użytych w monitoringu. Na zbiorniku Siemianówka w latach 2000-2003 uzyskiwano połowy na jednostkę nakładu połowowego (jm.) do 4,9 kg na wonton na dzień (Wiśniewolski i in. 2006). W Zbiorniku Włocławskim parametry te były jeszcze wyższe i przekraczały 10 kg na wonton na dzień (Wiśniewolski 2002).

Obecnie wydajności gospodarstw rybackich z jezior utrzymują się na poziomie poniżej 10 kg/ha, co jest wynikiem bardzo niskim (Wołos i in. 2013). Nie wchodząc w dalszą dyskusję o przyczynach takiego stanu rzeczy, warto przypomnieć wydajności rybackie szacowane na podstawie odłowów prowadzonych w dawnych PGRyb. Jeziora sielawowe to wydajności 30 kg/ha, leszczowe 34 kg/ha, sandaczowe 38 kg/ha, linowo-szczupakowe 40 kg/ha, a karasiowe do 20 kg/ha (Rudnicki i in. 1971). Zbliżone efekty gospodarowania podają dla jezior okolic Mrągowy za podobny okres Mickiewicz i in. (2003).

Monitoring gospodarczy w kolejnym roku winien być uzupełniony o wskaźnik presji i zarybianie. Gromadzony zbiór danych musi obejmować dodatkowo typ abiotyczny i limnologiczny wraz z danymi na temat jakości wód w ujęciu historycznym, jeśli są, oraz aktualnymi pozyskanymi według obowiązującej metodyki oceny stanu/potencjału ekologicznego.

Zaproponowana metoda monitoringu gospodarczego ma szereg cech monitoringu na potrzeby oceny stanu ekologicznego (RDW) i monitoringu przyrodniczego. Metoda ma ograniczenia, np. trudno zastosować tu typowe miary oceny różnorodności gatunkowej (Głowacki 2013), bo będą prawdopodobnie obniżone z uwagi na szereg gatunków nie występujących w odłowach gospodarczych, często też wrażliwych na zmiany środowiska i postępującą eutrofizację. Warto też się zastanowić nad możliwością realizacji monitoringu ichtiofauny jezior uwzględniając siedliska, by w ten sposób zbliżyć się do monitoringu przyrodniczego w kontekście gospodarowania już nie tylko zasobami ryb, ale całym ekosystemem.

W podsumowaniu należy stwierdzić, że zaproponowana metoda ma cechy typowego monitoringu. Posiada jednolite zasady, co do wystawiania sprzętu, bez trudu można badania powtórzyć w identycznych warunkach siedliskowych i terminie. Ponadto gromadzenie danych z wielolecia pozwoli na ocenę wydajności jeziora, na którym prowadzona jest gospodarka rybacko-wędkarska i określenie trendów w wyniku eksploatacji i zarybiania. Obecnie zdobyte doświadczenia wskazują na potrzebę rozwijania tej metody, jako prostej i możliwej do szerokiego stosowania.

Literatura

- Adamczyk M., Prus P., Wiśniewolski W. 2013 – Możliwość zastosowania europejskiego wskaźnika ichtiologicznego (EFI+) do oceny stanu ekologicznego rzek Polski – Rocz. Nauk. PZW 26: 21-52.
- Białokoz W., Chybowski Ł. 2011 – Ichtyofauna – W: Ocena stanu ekologicznego wód rzeki Wel (Red.) H. Soszka, Wyd. IRS Olsztyn: 217-234.
- Głowacki Ł., B. 2013 – Biomonitoring a prawdziwa różnorodność rzędu pierwszego – Rocz. Nauk. PZW 26: 5-20.
- Heese T., Wilk-Woźniak E., Żurek R., Kaczorkiewicz M., Szmidt R., Arciszewski A., Pikuła K., Wojcieszonek A., Chrzczonowicz H., Zakościelna A. 2013 – Ocena efektu ekologicznego zabiegu rekultywacji prowadzonego w latach 2005-2012 na Jeziorze Przesiecko – W: Rekultywacja jezior (Red.) R. Wiśniewski, Wyd. PZiTS Toruń.
- EFI+ Manual 2009 – Manual for the application of the New European Fish Index (EFI+) with Annexes. <http://efi-plus.boku.ac.at/software/documentation.php>
- Mahomska-Juchniewicz M. (Red.) 2010 – Monitoring zwierząt. Przewodnik metodyczny. Cz. I. – Wyd. GIOŚ Warszawa, Biblioteka Monitoringu Środowiska: ss. 412.
- Mickiewicz M., Wołos A., Leopold M. 2003 – Effectiveness of fisheries management in eutrophic lakes near Mrągowo (Northeastern Poland) – Arch. Pol. Fish. 11(1): 123-139.
- Reebs S. 2001 – Fish behavior – Cornell University Press, Ithaca and London: pp.252.
- Rudnicki A., Waluga J., Waluś T. 1971 – Rybactwo jeziorowe – PWRiL, Warszawa: ss. 403.
- Szczerbowski J. 1985 – Rybactwo jeziorowe i rzeczne – PWRiL, Warszawa: ss. 295.
- Szczerbowski J.A. 1993 – Rybactwo śródlądowe – Wyd. IRS, Olsztyn: ss. 569.
- Szłakowski J., Wiśniewolski W., Buras P. 2004 – Wskaźnik integralności biotycznej (IBI) jako narzędzie do waloryzacji rzek w oparciu o zespoły ichtyofauny – W: Bliskie naturze kształtowanie dolin rzecznych (Red.) T. Heese i W. Puchalski, Wyd. Politechnika Koszalińska, Koszalin.
- Szmidt P. 1950 – Wędrówki ryb – Wyd. Książka i Wiedza, Warszawa: ss. 375.
- Turkowski K. 2012 – Pojęcie rozwoju zrównoważonego a gospodarka rybacka – W: Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 29-51.
- Wiśniewolski W. 2002 – Zmiany w składzie ichtyofauny, jej biomasa oraz odłowy w wybranych zbiornikach zaporowych Polski – Arch. Pol. Fish. 10 suppl. 2: 73 pp.
- Wiśniewolski W., Buras P., Szłakowski J., Borzęcka I. 2006 – Ichtyofauna zbiornika Siemianówka i gospodarka rybacka w latach 1990-1999 – W: Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach 1990-2004 i jego rekultywacja (Red.) A. Górniak, Wyd. Zakład Hydrobiologii Uniw. Białymstok: 176-180.
- Wołos A. 2012 – Znaczenie informacji w prowadzeniu racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej – W: Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS Olsztyn: 81-92.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2013 – Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 9-19.

Propozycje kryteriów dla warunków tlenowych w ocenie stanu ekologicznego jezior

Andrzej Hutorowicz

Zakład Hydrobiologii, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW; EC 2000) ustaliła, że ocenę stanu ekologicznego jezior opiera się na tzw. elementach biologicznych, czyli „zbiorowiskach organizmów wodnych”, jakimi są fitoplankton, fitobentos, makrofity, makrobezkregowce i ryby. Parametry fizyczno-chemiczne, które w obowiązującym w Polsce do niedawna Systemie Oceny Jakości Jezior (Kudelska i in. 1983) należały do wskaźników jakości wody, według RDW pełnią już tylko rolę jednego z sześciu tzw. ogólnych czynników (przejrzystość, warunki cieplne, warunki natlenienia, zasolenie, stan zakwaszenia, warunki biogenne) wspierających ocenę (RDW; EC 2000). Poza tym RDW przewiduje jeszcze drugą grupę czynników wspierających, określaną terminem „zanieczyszczenia specyficzne”. Obejmuje ona zanieczyszczenie wszystkimi zrzucanymi do wód substancjami priorytetowymi oraz zanieczyszczenie innymi substancjami zidentyfikowanymi jako zrzucane w znacznych ilościach. Załącznik V do RDW w definicjach bardzo dobrego, dobrego i umiarkowanego stanu ekologicznego stwierdza, że w stanie dobrym „poziom” tlenu nie może wykazywać „oznak zmian na skutek działalności antropogenicznej” i musi pozostawać w „zakresie odpowiadającym normalnie warunkom niezakłóconym”. W stanie dobrym „warunki tlenowe, pH, zdolność neutralizacji kwasów, przezroczystość i zasolenie nie wykraczają poza zakresy ustalone dla zapewnienia prawidłowego funkcjonowania określonego typu ekosystemu i osiągnięcia (właściwych) (...) wartości dla biologicznych elementów jakości”, natomiast w stanie umiarkowanym warunki mają odpowiadać osiągnięciu przewidzianych wartości biologicznych elementów jakości. W procesie implementacji postanowień RDW do polskiego prawa przyjęto ustalenie wartości granicznej jedynie dla wód znajdujących się w stanie co najmniej dobrym. W załączniku nr 2 do obowiązującego rozporządzenia



Fot. 1. Głębokie stratyfikowane jezioro Hańcza.

określono wartości graniczne dla „grupy wskaźników charakteryzujących warunki tlenowe (warunki natlenienia) i zanieczyszczenia organiczne (rozporządzenie Ministra Środowiska 2011). W grupie tej określono wartości graniczne dla stanu dobrego zawartości tlenu rozpuszczonego ($\geq 4 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ latem nad dnem) w jeziorach niestratyfikowanych oraz średniego nasycenia tlenem wód hypolimnionu ($\geq 10\%$ w szczycie stagnacji letniej w jeziorach stratyfikowanych). W obu typach jezior rozporządzenie przewiduje ponadto możliwość obniżenia wartości granicznej w zależności od „specyficznych dla jeziora referencyjnych wartości natleniania wód”.

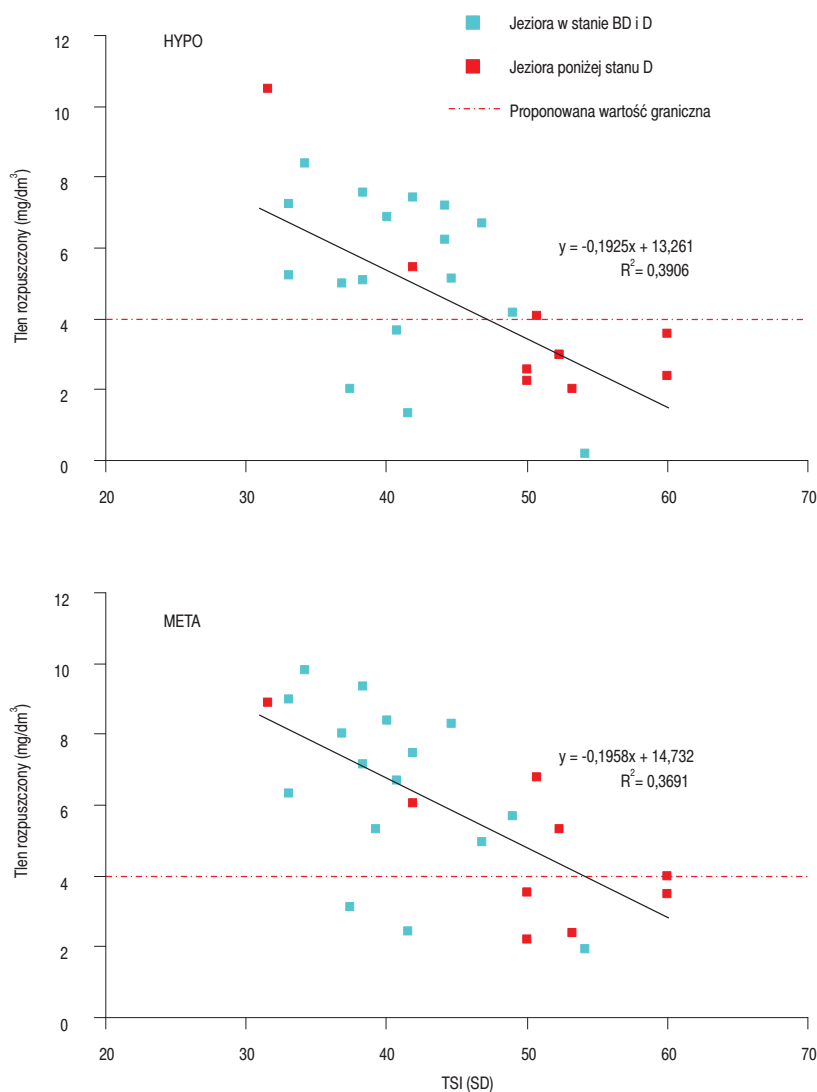
Kryteria te obowiązują w Polsce od 2008 roku (identyczne były wprowadzone już w rozporządzeniu Ministra Środowiska 2008). Jednak duża naturalna zmienność warunków tlenowych w jeziorach (por. Olszewski i Paschalski 1959, Patalas 1960) oraz pojawianie się deficytów tlenowych nawet w jeziorach o małej presji antropogenicznej, wskazywały na konieczność dokonania weryfikacji tych wartości (Soszka i in. 2013). Zbyt często okazywało się bowiem, że warunki tlenowe wymuszały zmianę oceny jezior na poniżej stanu dobrego, chociaż elementy biologiczne jednoznacznie wskazywały na stan bardzo dobry lub dobry. Zespół Instytutu Ochrony Środowiska PIB w Warszawie zaproponował interesujące podejście. W myśl postanowień RDW kryteria oceny na podstawie elementów fizykochemicznych mają zapewniać w wodach o co najmniej dobrym stanie ekologicznym „osiągnięcie (...) wartości dla biologicznych elementów jakości” charakterystycznych dla tego stanu. Spośród przyjętych w RDW elementów biologicznych wodnych (fitoplankton, makrofity i fitobentos, makrobezkręgowce bentosowe i ryby) jedynie ryby uznano za grupę organizmów wodnych, która może zasiedlać wszystkie strefy jeziora, ale przede wszystkim jest najbardziej uzależniona od zawartości tlenu w wodzie, szczególnie

natlenienia jej głębszych warstw. Zaproponowano więc, aby weryfikacja warunków tlenowych jako punkt wyjścia przyjęła ocenę stanu ekologicznego jezior na podstawie ryb, uwzględniającą nie tylko występowanie ichtiofauny, ale też typy rybackie jezior (Soszka i in. 2013). Wyniki oceny jezior przeprowadzonej na podstawie ichtiofauny zaczerpnięte zostały z niepublikowanego opracowania Białokoza i in. (2011). Ostatecznie w oparciu o dane termiczno-tlenowe z okresu letniego pochodzące z wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska, a zebrane w ramach państwowego monitoringu, przeanalizowano trzy grupy jezior – odpowiadające jeziorom sielawowym stratyfikowane głębokie (głębokość maksymalna > 30 m); odpowiadające typowi jezior leszczowych i sandaczowych stratyfikowane płytkie (8-30 m) oraz odpowiadające jeziorom karasiowym płytkie jeziora polimiktyczne.

Ze względu na małą liczbę jezior (łącznie około 70) weryfikację warunków tlenowych prowadzono jedynie dla wartości granicznej stanu dobrego w oparciu o dane tlenowe w stanie co najmniej dobrym, według oceny przeprowadzonej przez Białokoza i in. (2013) na podstawie ichtiofauny (Soszka i in. 2013). Analiza warunków tlenowych w różnych warstwach wody (metalimnion, hypolimnion, łącznie epilimnion i metalimnion oraz od 0 do 20 m głębokości w jeziorach głębokich stratyfikowanych i metalimnion, hypolimnion oraz od 0 do 10 m głębokości w jeziorach stratyfikowanych płytszych) pozwoliła wykazać, że w jeziorach głębokich w stanie co najmniej dobrym średnia zawartość tlenu w metalimnionie, hypolimnionie i warstwie 0-20 m w szczycie sezonu wegetacyjnego (sierpień), choć zmieniała się w dość szerokim zakresie, na ogół nie była mniejsza niż 4 mg O_2/dm^3 , a temperatura wody zawierała się w granicach 10-15°C, a więc w zakresie jeszcze odpowiednim dla ryb łososiowatych (Plumb i Blanchfield 2011). Dlatego zaproponowano, aby wartość 4 mg O_2/dm^3 w metalimnionie lub hypolimnionie, gdy w danym jeziorze obserwuje się minimum metalimnetyczne, uznać za graniczną dla stanu dobrego (Soszka i in. 2014). Niestety analiza danych termiczno-tlenowych w płytszych jeziorach stratyfikowanych oraz jeziorach polimiktycznych nie pozwoliła na określenie propozycji kryterium tlenowego, pomimo próby włączenia do nich także grupy danych historycznych (z lat 1958-1969) pochodzących z tych zbiorników (Soszka i in. 2014).

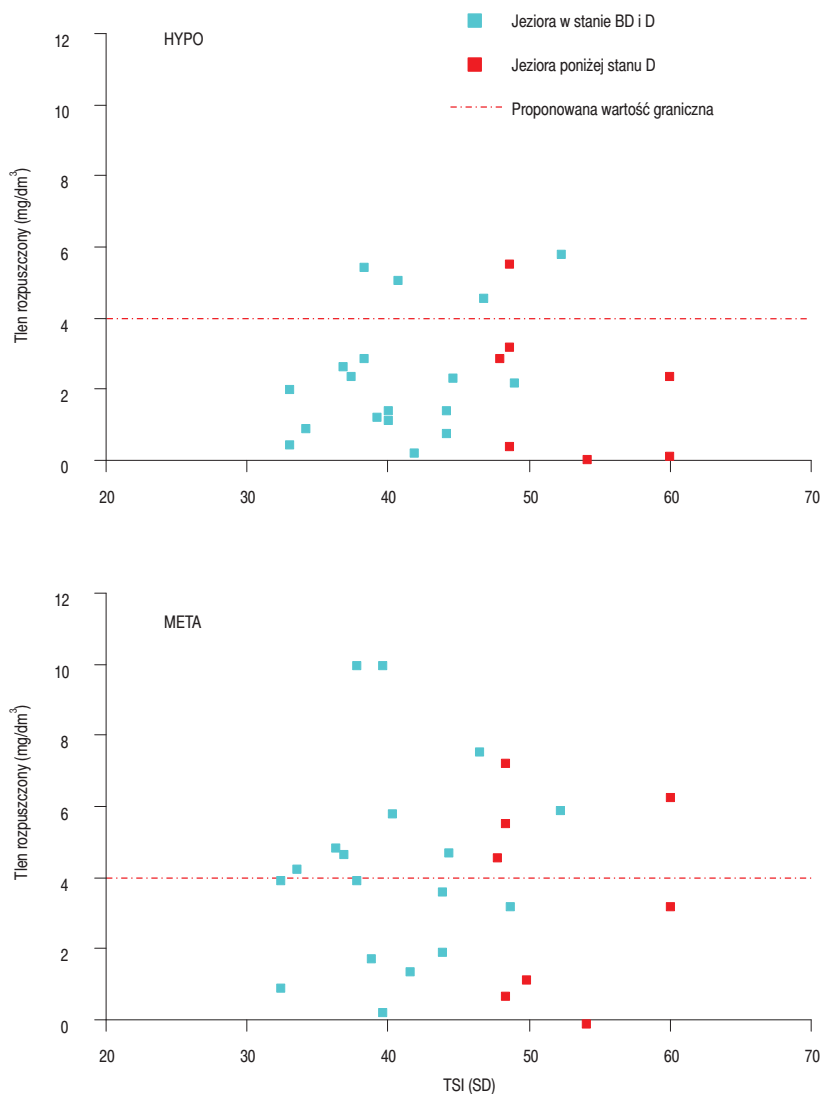
Ustalenia te poddano ponownej weryfikacji. Analizowano średnie stężenie tlenu rozpuszczonego w latach 1958-1969 (dane zostały zebrane przez Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie w ramach programu opracowywania rybackich podstaw gospodarowania jeziorami Polski i są udokumentowane w „Założeniach do rybackiego zagospodarowania (jezior)” przechowywanych w Bibliotece Instytutu) w wodzie hypolimnionu i metalimnionu jezior ocenianych na podstawie ichtiofauny w stanie co najmniej dobrym (BD i D – 16 jezior) i oddzielnie w stanie gorszym niż dobry (<D – 6 jezior) na tle zmienności przezroczystości wody (mierzonej widzialnością krążka Secchiego

(SD) i wyrażoną jako TSI (SD) według Carlsona 1977). Widzialność krążka Secchiego, traktowana jako wskaźnik eutrofizacji jezior (eutrofizacja jest jednym z największych zagrożeń polskich jezior) dość dobrze korelowała ze średnią zawartością tlenu rozpuszczonego w meta- i hypolimnionie jezior (rys. 1). W latach 1958-1969 w większości jezior ocenianych współcześnie w stanie bardzo dobrym i dobrym średnia zawartość tlenu w hypolimnionie była większa niż proponowana wartość graniczna (rys.

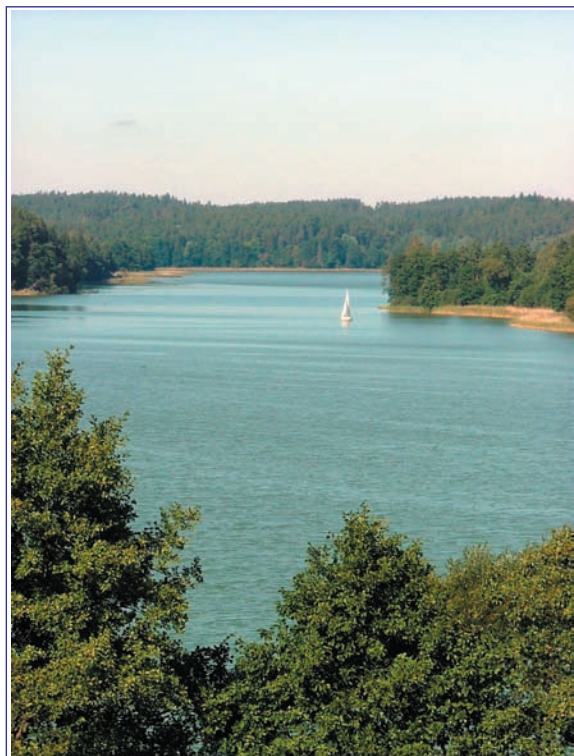


Rys. 1. Średnia koncentracja tlenu rozpuszczonego ($\text{mg O}_2/\text{dm}^3$) w hypolimnionie (HYPO) i metalimnionie (META) głębokich jezior stratyfikowanych (maksymalna głębokość > 30 m) ocenianych na podstawie ichtiofauny jako znajdujące się w stanie bardzo dobrym (BD) i dobrym (D) oraz w stanie gorszym od dobrego (<D) w szczycie sezonu wegetacyjnego (sierpień) w latach 1958-1969. Linia przerywana oznacza wartość $4 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.

1). Mniejsze średnie stężenie tlenu stwierdzono w 3 zbiornikach. W większości jezior ocenianych współcześnie w stanie gorszym niż dobry średnie stężenie tlenu w hypolimnionie już w połowie XX wieku było mniejsze niż $4 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. W metalimnionie trzech jezior w poszczególnych latach badań średnie stężenie tlenu było wyraźnie mniejsze, w innych latach większe niż proponowana wartość graniczna (rys. 1).



Rys. 2. Średnia koncentracja tlenu rozpuszczonego ($\text{mg O}_2/\text{dm}^3$) w hypolimnionie (HYPO) i metalimnionie (META) płytkich jezior stratyfikowanych (maksymalna głębokość 8-30 m) ocenianych na podstawie ichtiofauny jako znajdujące się w stanie bardzo dobrym (BD) i dobrym (D) oraz w stanie gorszym od dobrego (<D) w szczycie sezonu wegetacyjnego (sierpień) w latach 1958-1969. Linia przerywana oznacza wartość $4 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.



Fot. 2. Płytkie stratyfikowane jezioro Kalwa Wielka.

Analiza danych historycznych o stężeniu tlenu w hypolimnionie i metalimnionie płytkich jezior stratyfikowanych (o głębokości maksymalnej 8-30 m) również potwierdziła ustalenia zawarte w opracowaniu Soszki i in. (2014). Porównanie zawartości tlenu w meta- i hypolimnionie tych jezior z widzialnością krążka Secchiego wyrażoną jako TSI (SD) wskazuje, że w jeziorach ocenianych na podstawie ichtiofauny w stanie bardzo dobrym i dobrym (10 jezior, 18 profili tlenowych) oraz gorszym od dobrego (6 jezior, 7 profili tlenowych) średnia zawartość tlenu w hypolimnionie aż w 78% jezior w stanie bardzo dobrym i dobrym była mniejsza od $2,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.

Podobnie średnia zawartość tlenu

w wodzie metalimnionu 33% analizowanych profili tlenowych była mniejsza niż $3,2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (rys. 2). Bardzo podobne relacje stwierdzono w obrębie jezior ocenianych na podstawie ichtiofauny jako znajdujące się w stanie gorszym od dobrego. W 65% analizowanych profili średnia zawartość tlenu w wodzie hypolimnionu była mniejsza lub równa $2,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a w 38% analizowanych profili mniejsza niż $3,2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w wodzie metalimnionu.

Przedstawione wyżej wyniki wskazują na konieczność kontynuowania badań na danych z dużej liczby jezior, które zostały ocenione na podstawie ichtiofauny. Niestety takich danych ciągle brakuje.

Literatura

Białokoz W., Chybowski Ł., Wołos A., Zdanowski B., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2011 – Badania ichtiofauny w latach 2010-2012 dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód wraz z udziałem w europejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym – jeziora. Załącznik nr 4. Etap III. Giżycko/Olsztyn (maszynopis).

- Białokoz W., Chybowski Ł., Wołos A., Zdanowski B., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2013 – Badania ichtiofauny w latach 2010-2012 dla potrzeby oceny stanu ekologicznego wód wraz z udziałem w europejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym – jeziora. Etap V. Zadanie 5.1. Ocena stanu ekologicznego jezior objętych monitoringiem w latach 2011–2012 na podstawie badań wykonanych w ramach etapów 3 i 4 (dla 22 jezior), a także dostępnych danych ichtiofaunistycznych. Instytut Rybactwa Śródlądowego, Olsztyn (maszynopis).
- Carlson R.E. 1977 – A trophic state index for lakes – *Limnology and Oceanography*. 22: 361-369.
- EC, 2000. Directive 2000/60 of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Union.
- EC, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Luxembourg, Office for Official publications of the European Communities.
- Kudelska D., Cydzik D., Soszka H. 1983 – System Oceny Jakości Jezior – Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa: ss. 44.
- Olszewski P., Paschalski J. 1959 – Wstępna charakterystyka limnologiczna niektórych jezior Pojezierza Mazurskiego – *Zeszyty Naukowe WSR w Olsztynie*, 4: 1-110.
- Patalas K. 1960 – Stosunki termiczne i tlenowe oraz przezroczystość wody w 44 jeziorach okolic Węgorzewa – *Roczn. Nauk Roln.*, 77-B-1: 105-210.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dz. U. nr 257, poz. 1545.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. Dz.U. 2008 nr 162 poz. 1008.
- Soszka H., Cydzik D., Gołub M., Kolada A., Lewandowska A. 2006 – Stan czystości jezior Polski badanych w latach 1999-2004 – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: ss. 58.
- Soszka H., Kolada A., Pasztaleniec A. 2013 – Nowe podejście do ustalania kryteriów oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie warunków tlenowych – XVII Ogólnopolska Konferencja Limnologiczna „Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior”, Olsztyn – Ryn, 24-27 września 2013. Materiały konferencyjne, Katedra Inżynierii Ochrony Wód UWM w Olsztynie i Polskie Towarzystwo Limnologiczne, Olsztyn: 81-83.
- Soszka H., Kolada A., Pasztaleniec A., Hutorowicz A. 2014 – Searching for oxygen criteria to support ecological status assessment of Polish lowland lakes – Instytut Ochrony Środowiska, Instytut Rybactwa Śródlądowego (maszynopis złożony do druku w Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems).

Postęp realizacji planów gospodarowania zasobami węgorza w Europie

Tomasz Nermer¹, Stanisław Robak²

¹Zakład Logistyki i Monitoringu, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy w Gdyni

²Zakład Ichtiologii, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Wydane w 2007 roku przez Unię Europejską rozporządzenie 1100/2007 określiło zasady, zgodnie z którymi państwa członkowskie na wstępie opracowały i w późniejszym okresie wdrożyły w ramach narodowych planów gospodarowania środki służące odbudowie zasobów węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* (L.). Zgodnie z artykułem 9 tego rozporządzenia, każde państwo wdrażające swój plan zobligowane jest do cyklicznego składania sprawozdania z jego realizacji, w pierwszym okresie co trzy lata, a po pierwszych trzech sprawozdaniach co sześć lat. Należy zwrócić uwagę, że do 31 grudnia 2013 roku Komisja Europejska była zobowiązana do przedstawienia Parlamentowi Europejskiemu i Radzie sprawozdania ze statystyczną i naukową oceną efektów osiągniętych dzięki wdrożeniu planów, w celu potencjalnej zmiany rozporządzenia i zaproponowania dodatkowych środków ochrony. Publikacja takiego sprawozdania została odłożona w czasie, pomimo zakończenia prac przez niezależnych ekspertów naukowych.

W niniejszym opracowaniu zaprezentowano podstawowe środki zastosowane w ramach zarządzania europejską populacją węgorza w pierwszych trzech latach realizacji planów, na tle uzyskanych i raportowanych wskaźników stada i rekrutacji. Informacje te pochodzą z raportów wdrażania narodowych planów złożonych do Komisji Europejskiej w lipcu 2012 roku oraz z raportu grupy ewaluacyjnej z 2013 roku.

Zastosowane środki zarządzania zasobami węgorzy

W raportach wykazano w sumie 1188 środków wdrażanych w pierwszych trzech latach przez państwa członkowskie, w celu realizacji swoich narodowych planów odno-

wy zasobów węgorza. Z raportów wynika także, w jakim stopniu je zrealizowano (tab.1). 756 działań wdrożono całkowicie, 259 częściowo, a 107 nie zrealizowano. W przypadku 14 działań raporty nie zawierają żadnych informacji. Dla celów porównania grupa ekspertów ds. ewaluacji skompilowała środki i przyporządkowała je do kilku kategorii, w tym rybołówstwa komercyjnego, rekreacyjnego, poprawy siedlisk, hydroelektrowni, redukcji drapieżników, zarybiania i innych niesklasyfikowanych środków.

Tabela 1

Działania zastosowane na rzecz ochrony węgorza i stopień ich realizacji

Typ działania	Pełna realizacja	Częściowa realizacja	Brak realizacji	Brak informacji	Suma
Rybołówstwo komercyjne	204	63	13	5	285
Rybołówstwo rekreacyjne	78	24	18	2	122
Siedliska	53	49	5	1	108
Hydroelektrownie i przeszkody	158	68	25	2	261
Redukcja drapieżników	5	5	4	0	14
Zarybianie	53	23	11	2	89
Inne	205	27	31	2	265
Suma	756	259	107	14	1140

Rybołówstwo komercyjne

Rybołówstwo komercyjne zalicza się do głównych środków zarządzania, którego efektem ma być sterowanie śmiertelnością populacji. W większości działanie to wiąże się z redukcją nakładu połowowego różnymi metodami (złomowaniem połowowych jednostek rybackich, wprowadzeniem okresu ochronnego, licencjonowaniem połowów itp.).

Limitowanie połowów węgorza srebrzystego ma natychmiastowy wpływ na cel, w postaci osiągnięcia poprawy wolnego spływu. W przypadku środków związanych z węgorzem szklistym i żerującym, efekt ten będzie wykazywał opóźnione działanie w związku z przesuniętą w czasie migracją osobników dojrzewających płciowo. Działania w ramach tego środka są wprowadzane w zależności od warunków lokalnych. Niekiedy ich realny efekt oraz ocena wdrożenia mogą być trudne do stwierdzenia.

Rybołówstwo rekreacyjne

Podobnie jak w przypadku rybołówstwa komercyjnego, większość państw członkowskich wprowadziła środki ograniczające połowy rekreacyjne. Efekt tego działania w większości nie daje się jeszcze skwantyfikować, gdyż środek dotyczy głównie węgorzy żerujących, które dopiero w przyszłości zaczną spływać z dorzeczy. Jedynie w przypadku państw skandynawskich, połowy rekreacyjne są prowadzone przy

użyciu narzędzi rybackich, co wpływa na zwiększoną presję na stadia migrujące, szczególnie w okolicy Cieśnin Duńskich.

Siedliska

Środki dotyczące poprawy jakości siedlisk były formułowane w ponad 100 przypadkach. Opis działań i potencjalny wpływ na osiągnięcie celu był w większości niejasny i odnosił się głównie do wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej.

Hydroelektrownie i przeszkody

Poprawa drożności budowli hydrotechnicznych to drugi w kategorii ważności po rybołówstwie środek mający bezpośredni wpływ na wielkość biomasy spływających węgorzy. Swobodna migracja denatantna wywołuje efekt poprawy w sposób natychmiastowy, aczkolwiek na poziom realizacji wpływa zazwyczaj skoordynowanie akcji w całym dorzeczu i zależy od możliwości technicznych i finansowych danego państwa. Działania dotyczą głównie zamykania hydroelektrowni, budowy obejść lub czasowego ich wyłączania. Niektóre z państw wprowadziły system połowu i transportu poniżej przeszkód, co daje niewątpliwe możliwości dokładnego oszacowania efektu w postaci wiadomej liczby wypuszczonych ryb. Akcje tego typu stanowią jednak niewielki odsetek w skali potrzeb wynikających z planów, są kosztowne i ryzykowne w kwestii ustalenia stadiów.

Redukcja drapieżników

Jeden ze środków wspomnianych w niektórych raportach wdrażania PGZW, dotyczy kontroli poziomu drapieżnictwa, głównie kormoranów. Ze względu na ochronę tych ptaków dyrektywą „ptasią”, środek ten nie jest obecnie wdrażany w zakładanym zakresie.

Zarybianie

Większość państw członkowskich zaplanowała i wykonuje zarybiania jako środek zarządzania. Efekt zarybień będzie widoczny jednak dopiero po kilku lub kilkunastu latach, kiedy osobniki osiągną stadium węgorza srebrzystego. Obecnie w krajach Europy Zachodniej zarybiania wykonywane są głównie z wykorzystaniem narybku szklistego. Kraje Europy Wschodniej ze względu na klimat i koszty materiału zarybieniowego wykorzystują do tego celu narybek podchowany. Według opinii wielu naukowców zarybiania narybkiem podchowany są mniej efektywne od zarybień narybkiem szklistym, ponieważ ryby mają problem z pobieraniem pokarmu oraz mogą nie odnajdować drogi powrotnej na tarlisko. Zalecane jest znakowanie wszystkich ryb użytych do zarybień.

Inne środki

W ramach wdrażania planów ochrony węgorza stosowanych jest szereg niesklasyfikowanych środków, takich jak walka z kłusownictwem, śledzenie pochodzenia węgorzy szklistych, badania naukowe, ulepszenie raportowania i dokumentacji. Efekt działania tych środków nie ma bezpośredniego wpływu na zasoby węgorza (poza walką z kłusownictwem).

Raportowanie wskaźników stada

W artykule 9 rozporządzenia Rady 1100/2007, zapisano konieczność posiadania danych dotyczących osiągnięcia celu i natężenia czynników wpływających na śmiertelność stada.

Ramy dla międzynarodowej oceny wdrażania planów, jak i oceny samych zasobów zostały opracowane przez ICES (Dekker 2010, ICES 2010a, b, ICES 2011a, b) i zakładają raportowanie następujących wskaźników:

B_0 – biomasa węgorzy srebrzystych spływających w przypadku braku wpływu antropogenicznego,

B_{best} – hipotetyczna biomasa węgorzy srebrzystych spływających, które pochodziłby tylko z naturalnej rekrutacji (bez zarybień) i na które wpływałaby tylko śmiertelność naturalna,

B_{curr} – obecna biomasa (t) spływających węgorzy srebrzystych,

ΣF – śmiertelność połowowa,

ΣH – śmiertelność pozapółowowa,

ΣA – suma śmiertelności antropogenicznej.

Sposób kalkulacji wyżej wymienionych wskaźników nie był narzucony, w związku z tym państwa członkowskie opracowały swoje własne modele oceny zasobów, których jakość nie była do tej pory sprawdzana. Spośród 81 raportów dotyczących wdrażania PGZW, w 17 jednostkach gospodarowania (EMU) cel 40% spływu okresu referencyjnego został już osiągnięty, 42 jednostki są poniżej celu, a w przypadku 22 nie raportowano wskaźników wcale. Należy dodać, że w przypadku niektórych jednostek, które cel osiągnęły, notuje się trend ujemny, mogący spowodować w niedalekiej przyszłości znalezienie się poniżej wartości docelowej. Ponadto dostarczono wskaźniki śmiertelności połowowej oraz innych działań. Informacje te dostarczono z 43 jednostek gospodarowania. W 24 z nich poziom śmiertelności połowowej był wyższy niż śmiertelność spoza tego czynnika, głównie związana z funkcjonowaniem elektrowni wodnych.

Na podstawie zgromadzonych danych ICES przeprowadziło w 2013 roku proces szacowania zasobów uwzględniający trendy powyższych wskaźników.

Stan zasobów węgorza europejskiego na podstawie aktualnych danych

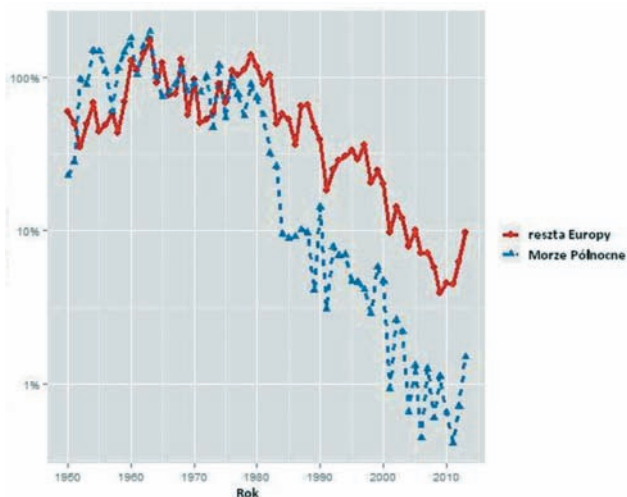
Ocena stanu zasobów węgorza europejskiego nie jest łatwym zadaniem, ponieważ nie dysponujemy pełną wiedzą dotyczącą tego gatunku. Standardowe podejście do modelowania nie sprawdza się i jest zbyt uproszczone. Ponadto zasoby są rozproszone na rozległym areale Europy, Afryki i części Azji i zamieszkują często niezliczone ilości siedlisk o odmiennym charakterze powodującym zmienność tempa wzrostu, jak i pozostałych parametrów biologicznych. Przyjęta przez ICES metodologia oceny zasobów węgorza opiera się obecnie na dwóch metodach, tzn. na *indeksie rekrutacji*, który jest w zasadzie skalowaniem i opisem trendów, oraz na *ocenie ilościowej*, wyznaczonej na podstawie wskaźników dostarczonych przez państwa członkowskie.

Indeks rekrutacji

Informacje na temat rekrutacji węgorzy szklistych lub młodego narybku wstępującego do wód kontynentalnych są przedmiotem badań sięgających początku XX wieku. Prowadzi się je przy użyciu tzw. stacji monitoringowych o różnej konstrukcji. Do szacowania stada wykorzystuje się także wydajność połowową jednostek łowiących narybek szklisty w wodach angielskich.

Z uwagi na to, że serie danych różnią się interwałem czasowym, zastosowano model liniowy uogólniony do przeskalowania wszystkich serii. Podzielono też obszary ze względu na występowanie różnych form (Morze Północne – narybek wstępujący, reszta Europy – narybek szklisty i wstępujący). Do ostatecznej analizy wybrano tylko te stacje, których serie danych sięgają okresu ponad 35 lat. W celach graficznej prezentacji, serie przeskalowano do lat 1960-1979 jako okresu referencyjnego (rys. 1).

Indeks rekrutacji jest w 2013 roku na niskim poziomie, sięgającym 1,5% stanu referencyjnego w Morzu Północnym oraz



Rys. 1. Indeks rekrutacji na podstawie danych grupy roboczej WGEEL (2013). Seria skalowana do średniej z lat 1960-1979 (100% na osi Y).

10% na reszcie obszarów. Obecny poziom wzrost i osiągnął stan obserwowany w latach 2005-2006. Wydajność połowowa węgorza szklatego także rośnie, jednak ze względu na limity połowowe, nie sposób jest ocenić pełnego sezonu.

Ocena ilościowa

Międzynarodową ocenę zastosowano po raz pierwszy w 2013 roku na podstawie wskaźników stada, opracowanych i dostarczonych przez państwa członkowskie. Jest to ocena niepełna, ponieważ, jak wspomniano wcześniej, brakuje części informacji dla jednostek gospodarowania. Ponadto nie wypracowano jednakowej procedury oceny istniejących zasobów. Generalnie celem oceny ilościowej było spełnienie oczekiwań Komisji ICES, która jako ciało doradcze zobligowana była do wydania opinii dla organów Unii Europejskiej do 31 grudnia 2013 roku, uwzględniając podejście standardowe (bazujące na pojęciu maksymalnego zrównoważonego odłowu – MSY), ostrożnościowe i ekosystemowe.

Zastosowanie podejścia standardowego ICES wskazuje, że zasoby są znacznie poniżej celu (definiowanego przez rozporządzenie 1100/2007) oraz że nie są eksploatowane w sposób zrównoważony. Sumarycznie w państwach raportujących swobodny spływ węgorzy srebrzystych wynosi obecnie 6% stanu referencyjnego, zaś śmiertelność wywołana czynnikiem ludzkim, jest znacznie powyżej progu ostrożnościowego (suma dla państw: $\Sigma A = 1,40$ z celem 0,14).

Podsumowanie

Jednoznaczne określenie postępu w uzyskiwanych efektach wdrażania planów gospodarowania zasobami węgorza w kategoriach założonych celów biomasy i śmiertelności jest obecnie przedwczesne. Większość ze środków gospodarowania wykazuje oddziaływanie opóźnione w stosunku do spływu węgorzy, a co za tym idzie, da efekt skumulowany po osiągnięciu stadium wysrebrzania, co jest cechą indywidualną dla poszczególnych siedlisk.

Poziom uogólnień, jaki towarzyszy szacowaniu zasobów z pewnością nie dostarcza rzetelnych podstaw do generowania mocnych dowodów. Pierwszy poziom niepewności dotyczy jakości danych, na których opiera się szacowanie, czyli danych połowowych i biologicznych, których zbieranie nie posiada wspólnej metodyki. Drugi poziom dotyczy metod matematycznych służących ocenie i dostarczaniu wskaźników, których jakość nie została zweryfikowana. Na tym tle proste wskaźniki rekrutacji wykazują zaskakujący trend rosnący i ze względu na 3-letni dryf oceaniczny larw na pewno nie są wynikiem zastosowanych środków gospodarowania w ramach planów, lecz spowodowane jest

zapewne jakimś niezidentyfikowanym czynnikiem zewnętrznym. Być może kluczowe dla produkcji wysokowartościowych tarlaków nie są obszary europejskie, tylko strefa północnej Afryki, gdzie zaskakująco połowy są wyższe niż w Europie (delta Nilu). To kolejny element nie brany pod uwagę w międzynarodowym szacowaniu populacji, obok państw europejskich, które nie dostarczyły wskaźników stada zastępując się brakiem danych lub ekspertów.

Problemów, które wymagają rozwiązań jest zresztą o wiele więcej, dotyczą one m. in. koordynacji gospodarowania w zlewni Morza Bałtyckiego i Śródziemnego.

Temat związany z gospodarowaniem zasobami węgorza będzie niewątpliwie mocno eksploatowany w najbliższych latach, wliczając prawdopodobne zmiany w samym rozporządzeniu 1100/2007.

Literatura

- Dekker W. 2010 – Post-evaluation of eel stock management: a methodology under construction – IMARES report C056/10, 69 pp.
- ICES 2013a – Report of the Workshop on Evaluation Progress Eel Management Plans (WKEPEMP), 13-15 May 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:32. 757 pp.
- ICES 2010 – WGEEL. The report of the 2010 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, September 2010; ICES CM 2009/ACOM:18. 198 pp. and Country Reports.
- ICES 2010 – SGIPEE. Report of the Study Group on International Post-Evaluation on Eels, 10-12 May 2010, Vincennes, France. ICES CM 2010/SSGEF:20. 42 pp.
- ICES 2011 – WGEEL. Report of the 2011 Session of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels Lisbon, Portugal, 5-9 September 2011; ICES CM 2011/ACOM:18, 244 p.
- ICES 2011 – SGIPEE. Report of the Study Group on International Post-Evaluation on Eels (SGIPEE). ICES CM 2011/SSGEF:13. 42p.

Prace nad poprawą skuteczności adaptacji narybku węgorza podchowyanego do warunków naturalnych

Maciej Szkudlarek¹, Stanisław Robak², Andrzej Szczerbowski¹, Marek Łuczyński¹,
Piotr Chmieliński², Elżbieta Bogacka-Kapusta², Andrzej Kapusta²

¹Zakład Akwakultury, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

²Zakład Ichtiologii, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Jednym z ważniejszych elementów w realizowanym międzynarodowym planie ochrony węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* (L.) jest zarybienie obszarów wodnych, na których ten cenny gatunek w sposób naturalny występuje lub historycznie występował. Zważywszy, że obecnie szczególne nasilenie migracji narybku szklatego obserwowane jest wyłącznie w strefach przyujściowych kilku rzek Europy Zachodniej, to utrzymanie populacji na terytorium większości państw wymaga stałego ich uzupełniania.

Z powodu drastycznego w ostatnich latach spadku rekrutacji naturalnej narybku szklatego wprowadzono na jego połowy limity z przeznaczeniem na zarybienie, akwakulturę i konsumpcję. W sezonie 2013/2014 limit połowowy na zarybienie wyniósł 25 ton i był wykonany już w styczniu przy zaledwie 60% wykorzystaniu. Racjonalne wykorzystanie złowionego narybku wydaje się być obecnie podstawowym problemem planowania połowów pod kątem potencjalnych odbiorców i wymaga natychmiastowych decyzji na szczeblu Unii Europejskiej.

Polska importuje corocznie około 2,6 mln sztuk narybku podchowyanego, z których 50% sprowadzanych jest przez użytkowników obwodów rybackich, a pozostałe 50% w ramach realizacji „Planu gospodarowania zasobami węgorza w Polsce”. Ich wielkość jest zróżnicowana, przy czym większość stanowią ryby o masie 5-10 g. Narybek pochodzi z obiektów podchowu węgorza i charakteryzuje się niemal 100% przeżywalnością w trakcie transportu i po zarybieniu. Pozostaje problem adaptacji do warunków natural-

nych i związana z nią śmiertelność w dłuższym przedziale czasowym, rzutująca ostatecznie na efektywność i skuteczność zarybienia.

Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie prowadzi od kilku lat badania nad poprawą efektywności zarybień. Celem badań jest pogłębienie wiedzy z zakresu biologii i ekologii węgorza oraz wykorzystanie uzyskanych wyników do stworzenia jak najlepszych warunków do jego restytucji i reintrodukcji w wodach Polski, w celu ochrony i przywrócenia istotnej roli tego cennego gatunku w ekosystemach wodnych i gospodarce rybackiej.

Zakres prac badawczych obejmuje ocenę przydatności różnych form narybku węgorza (szklisty, wstępujący, obsadowy) do zarybiania zbiorników naturalnych. Powyższej oceny dokonuje się na podstawie analizy wskaźnika przeżywalności, zdolności adaptacji do warunków środowiska naturalnego, tempa wzrostu, stanu zdrowia i odporności na czynniki patogenne.

Szczególną uwagę zwrócono na jakość narybku sprowadzanego do Polski i jego możliwości dalszego wzrostu i osiągnięcia dojrzałości płciowej. Przyjmując, że w ostatnim okresie zarybiania dokonywane są w większości na bazie materiału podchowanego w obiegach zamkniętych, postanowiono zaprezentować tę część wspomnianych badań, która dotyczy prac prowadzonych nad oceną zdolności takiego materiału do adaptacji w naturze (np. w jeziorach), w zależności od techniki ich żywienia w ostatniej fazie podchowu. Problem ten wydaje się istotny ze względu na utrzymujące się wciąż kontrowersje dotyczące opinii, a w zasadzie rozbieżności poglądów na temat szeroko rozumianej efektywności zarybień narybkiem podchowanim i narybkiem szklistym

Według badań Simon i Dörner (2013), narybek szklisty wykazał lepszą przeżywalność i tempo wzrostu w dłuższym okresie (7 lat badań), niż węgorze hodowlane wpuszczone do 5 zamkniętych zbiorników wodnych w Niemczech. Różnice we wzroście między nimi zatarły się w ciągu 3-5 lat po zarybieniu. Przeżywalność węgorzy hodowlanych w okresie 3-6 lat od zarybiania wahała się od 8 do 17%, a narybku szklistego od 5 do 45%. Te badania i badania Simon i in. (2013) również sugerują, że zarybiania materiałem podchowanim mogą nie przynieść większych korzyści w porównaniu z zarybieniami węgorzem szklistym, jeżeli te ostatnie są wykonywane w optymalnym terminie, tj. na wiosnę. Jak to wygląda, jeżeli takich zarybień nie można przeprowadzić w optymalnym terminie nietrudno sobie wyobrazić. Stąd pomimo przytoczonych przykładów temat jest ciągle otwarty i wymaga pilnych badań, co podkreślają również informacje zawarte w raportach ICES z 2009 i 2013 r.

Przykładowe badania

W celu zilustrowania problematyki naszych badań nad adaptacją narybku węgorza europejskiego, podchowanego w zamkniętych obiegach wody (RAS), w warunkach naturalnych, wybrano dwa eksperymenty. Ich zasadniczym celem było poznanie najlepszej metody podchowu narybku węgorza europejskiego, prowadzonego pod kątem wyprodukowania materiału zarybieniowego o jak największych zdolnościach adaptacyjnych.

W pierwszym eksperymencie badania podzielono na dwa etapy. W pierwszym narybek węgorza o początkowej średniej masie ciała (W_p) 3 g (tab. 1), podchowowany od formy szklistej w warunkach kontrolowanych, żywiony był przez 4 tygodnie kombinacją pokarmu naturalnego (mrożona ochotka) i paszy sztucznej (Perla EEL Proactive 1.0) w różnych proporcjach:

- grupa A ochotka mrożona 100%;
- grupa B ochotka mrożona/pasza sztuczna w stosunku procentowym 50:50%;
- grupa C – pasza sztuczna wzbogacana naturalnym ekstraktem zapachowym ochotki (zapach wędkarski firmy Traper Sp. J. Nowe Opole).

Wyniki uzyskane w wyżej przedstawionych wariantach porównywano z grupą kontrolną K, żywioną paszą sztuczną bez innych dodatków.

Tabela 1

Wskaźniki biometryczne i hodowlane pierwszego etapu podchowu węgorzy w różnych wariantach żywieniowych (wartości średnie): Grupa A – ochotka mrożona 100%; Grupa B – ochotka mrożona/pasza sztuczna 50:50%; Grupa C – pasza sztuczna wzbogacona ekstraktem zapachowym; Grupa K – grupa kontrolna, pasza sztuczna bez dodatków

Wyszczególnienie	Grupa A	Grupa B	Grupa C	Grupa K
LT_p (cm)	12,10	12,10	12,10	12,10
Zakres LT_p (cm)	7,70-16,60	7,70-16,60	7,70-16,60	7,70-16,60
W_p (g)	3,00	3,00	3,00	3,00
Zakres W_p (g)	0,63-6,85	0,63-6,85	0,63-6,85	0,63-6,85
LT_k (cm)	13,73	14,63	14,56	14,64
Zakres LT_k (cm)	9,00-19,70	9,80-22,70	8,80-27,60	8,00-24,40
W_k (g)	3,93	5,23	5,35	5,36
Zakres W_k (g)	0,76-11,72	0,76-20,80	0,81-28,10	0,98-22,41
DGR (g/d)	0,03	0,07	0,08	0,08
$BIOM_p$ (g/m ³)	1850,00	1850,00	1850,00	1850,00
$BIOM_k$ (g/m ³)	2098,00	2545,00	2653,00	2638,00
FBG (g/m ³)	248,00	695,00	803,00	788,00

$LT_{p,k}$ – początkowa i końcowa całkowita długość ciała ryb; $W_{p,k}$ – początkowa i końcowa masa ciała ryb; $BIOM_{p,k}$ – początkowa i końcowa biomasa ryb; DGR – dobowy przyrost masy ciała ryb; FBG – całkowity przyrost biomasy ryb

W drugim etapie eksperymentu, część uzyskanego materiału zarybieniewego z każdej grupy żywieniowej, została poznakowana, za pomocą znaczków drutowych DCWT (fot. 1) i wypuszczona pod koniec lipca 2013 r. do stawu ziemnego w Ośrodku Zarybieniewym w Pastęku.

Odłów ryb i zakończenie całego eksperymentu zaplanowano na wiosnę 2014 r., po przezimowaniu ryb w stawach, aby zweryfikować wpływ zastosowanych wariantów żywieniowych w najbardziej niekorzystnym okresie, czyli zimowym. Po odłowieniu stawów przeprowadzona będzie ostateczna analiza biometryczna ryb oraz chemiczna składu ciała. Oszacowana będzie przeżywalność, kondycja i stan zdrowotny ryb. Zebranie i opracowanie tych materiałów powinno podsumować nasze badania i pozwolić na wybranie optymalnej metody żywienia narybku hodowlanego pod kątem produkcji optymalnego do zarybień materiału zarybieniewego.

W chwili obecnej na podstawie już uzyskanych wyników pierwszego etapu eksperymentu można stwierdzić, że tempo wzrostu było proporcjonalne do wartości energetycznej podawanego pokarmu.

W drugim eksperymencie badano, jaki wpływ na zachowanie hodowlanego narybku węgorza (podchów w RAS) może mieć dokarmianie paszą sztuczną po przeniesieniu do środowiska naturalnego. W celu weryfikacji takiego założenia, narybkami węgorza



Fot. 1. Znakowanie narybku węgorza znaczkami drutowymi DCWT.



Fot. 2. Zarybianie stawów podchowany narybkiem węgorza.

o średniej masie ciała 2,94 g (tab. 2) obsadzono trzy stawy o powierzchni 6 arów każdy (fot. 2). Liczebność obsady wynosiła 600 szt./staw (1 szt./m²). Doświadczenie rozpoczęto pod koniec lipca, czyli w okresie zbieżnym z okresem zarybień w ramach krajowego programu gospodarowania zasobami węgorza. Ryby w poszczególnych stawach karmiono według trzech różnych reżimów pokarmowych:

- staw nr 2 – suplementacja paszą sztuczną przez 4 tygodnie przebywania ryb w stawie;
- staw nr 3 – suplementacja paszą sztuczną przez 2 tygodnie przebywania ryb w stawie;

- staw nr 4 – wyłącznie pokarm naturalny przez cały okres przebywania ryb w stawie.

Tabela 2

Wskaźniki biometryczne i hodowlane eksperymentu stawowego (wartości średnie lub zakres): Staw 2 – suplementacja paszą sztuczną przez 4 tyg.; Staw 3 – suplementacja paszą sztuczną przez 2 tyg.; Staw 4 – wyłącznie pokarm naturalny

Wyszczególnienie	Staw 2	Staw 3	Staw 4
LT_p (cm)	12,63	12,63	12,63
Zakres LT_p (cm)	7,50-18,9	7,50-18,9	7,50-18,9
W_p (g)	2,94	2,94	2,94
Zakres W_p (g)	0,36-9,10	0,36-9,10	0,36-9,10
LT_k (cm)	13,27	13,84	14,87
Zakres LT_k (cm)	8,10-24,20	9,10-26,40	7,80-26,00
W_k (g)	2,78	3,35	4,55
Zakres W_k (g)	0,39-17,88	0,54-23,28	0,47-24,01
DGR (g/d)	-0,003	0,007	0,027
Liczebność początkowa (szt.; szt./m ²)	650; 1	650; 1	650; 1
Liczebność końcowa (szt.; szt./m ²)	232; 0,36	289; 0,44	337; 0,52
BIOM _p (g)	2000,00	2000,00	2000,00
BIOM _k (g)	522,24	751,33	837,28
FBG (g)	-1477,66	-1248,67	-1162,72
S* (%)	64,31	55,54	48,15

$LT_{p,k}$ – początkowa i końcowa całkowita długość ciała ryb; $W_{p,k}$ – początkowa i końcowa masa ciała ryb; BIOM_{p,k} – początkowa i końcowa biomasa ryb, DGR – dobowy przyrost masy ciała ryb; FBG – całkowity przyrost biomasy ryb, S* – śmiertelność; – różnica między liczebnością ryb przy zarybieniu i odłowie

Paszę sztuczną podawano w ilości 1% biomasy ryb i rozprowadzano na całej powierzchni stawu przy użyciu automatycznych karmników solarnych. Całkowity okres przebywania ryb w stawach wyniósł 8 tygodni.

W celu oceny warunków pokarmowych w stawach (baza pokarmowa) badania zostały poprzedzone poborem prób środowiskowych, które posłużyły do określenia składu i liczebności bezkręgowców dennych (bentosu) w tych zbiornikach.

Eksperyment zakończono pod koniec września odławiając ryby za pomocą agregatu (Model ELT-62II). W ramach opracowania wyników eksperymentu dokonano pomiarów biometrycznych (długość całkowita, masa ciała) oraz przeprowadzono ocenę tempa wzrostu i wskaźników hodowlanych w każdej grupie żywieniowej. Uzyskane wyniki hodowlane zestawiono w tabeli 2. Zróżnicowanie wielkościowe ryb w poszczególnych wariantach (stawach) żywieniowych zobrazowano na fot. 3.



Fot. 3. Zróżnicowanie narybku węgorza na zakończenie eksperymentu stawowego: a) bez suplementacji paszą sztuczną (Staw nr 4); b) 2-tygodniowa suplementacja paszą sztuczną (Staw nr 3); c) 4-tygodniowa suplementacja paszą sztuczną (Staw nr 2).

Różnice w poziomie wskaźników hodowlanych (tab. 2) potwierdziły również wyniki oceny zawartości przewodów pokarmowych ryb. Analizie składu pokarmu węgorzy poddano łącznie 48 osobników. Pokarm naturalny – wyłącznie larwy Ephemeroptera, stwierdzono u 27,1% węgorzy. W przewodach pokarmowych poszczególnych ryb stwierdzono od 1 do 13 larw. Spośród 13 analizowanych osobników pochodzących ze stawu nr 2 pokarm naturalny stwierdzono u 23,1%. W stawie nr 3 analizie składu diety poddano 18 węgorzy, wypełnione przewody pokarmowe stwierdzono u 30,8% osobników. Natomiast w stawie nr 4 analizowano 17 węgorzy, z czego 46,3% miało w przewodach pokarmowych pokarm naturalny.

Wniosek nasuwa się sam – im dłużej ryby karmiono paszą, tym mniej interesowały się pokarmem naturalnym w stawie. Co ciekawe, słabiej przyrastały w kolejnym okresie, kiedy paszy już nie podawano, a na koniec uzyskały mniejszą masę ciała i przeżywalność w porównaniu z rybami nie karmionymi w ogóle paszą.

Podsumowanie

Wybór odpowiedniego materiału zarybieniowego budzi wiele wątpliwości zarówno wśród naukowców, jak i praktyków rybackich. Można przyjąć,

że zarówno zwolennicy, jak i przeciwnicy stosowania każdej z form materiału zarybienio-
wego, zwracają uwagę na koszt zarybienia oraz jego efektywność, przytaczając wiele
argumentów za i przeciw. Jedno nie ulega wątpliwości – mało jest kompleksowych
badań porównawczych, przeprowadzonych dla różnych obszarów geograficznych, na
których węgorz naturalnie występuje lub występował.

Ponad stuletnie zarybienia narybkiem szklistym dały już pogląd na jego efekty. Nato-
miast zarybienia narybkiem podchowanim mają zdecydowanie krótszą historię i ich
efektywność nie jest do końca poznana. Najczęściej za wyborem materiału podchowa-
nego przemawia spodziewana wyższa przeżywalność i możliwość wyboru dogodnego
terminu zarybienia. Za stosowaniem narybku szklistego, jak wspomniano we wstępie,
przemawia tradycja i osiągnięte w przeszłości efekty w postaci uzyskiwanych rekordo-
wych odłowów rybackich.

Brak dostatecznej wiedzy na temat efektów zarybiania narybkiem podchowanim
i szklistym w obecnej, ciągle zmieniającej się sytuacji ekologicznej, zmusza nas do konty-
nuacji badań, w tym dotyczących adaptacji narybku do warunków naturalnych, i jak naj-
szybszego wdrażania uzyskanych wyników w praktyce.

*Badania zrealizowano w ramach projektu „Zarybienie w 2012 r. wód dorzecza Odry
i Wisły narybkiem węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* (L.) w celu odbudowy jego
populacji”, realizowanego z funduszy Programu Operacyjnego „Ryby 2007-2013” oraz
tematu statutowego nr S012 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.*

*Opracowanie wykonał dr inż. Maciej Szkudlarek w ramach projektu „Opracowanie
i wdrażanie zasad zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich oraz rozwój
współpracy przedstawicieli sektora rybactwa śródlądowego”, realizowanego z funduszy
Programu Operacyjnego „Ryby 2007-2013”.*

Literatura

- ICES 2009 – Report of the 2009 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL)
– 7-12 September 2009, Göteborg, Sweden.
- ICES 2013 – Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL) – 18-22 March
2013 in Sukarietta, Spain, 4-10 September 2013 in Copenhagen, Denmark. ICES CM
2013/ACOM: 18. 851 ss.
- Simon J., Dörner H. 2013 – Survival and growth of European eels stocked as glass- and
farm-sourced eels in five lakes in the first years after stocking – Ecology of Freshwater Fish,
early view online edition.
- Simon J., Dörner H., Scott R.D., Schreckenbach K., Knösche R. 2013 – Comparison of growth and
condition of European eels stocked as glass and farm sourced eels in lakes in the first 4 years
after stocking – J. Appl. Ichthyol. 29: 323-330.

Oddziaływanie ponadregionalne przegrodzenia Wisły na populacje dwuśrodowiskowych ryb wędrownych

Wiesław Wiśniewolski

Zakład Rybactwa Rzecznego, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie – biologia i znaczenia gatunków

Ichtyofauna zasiedlająca nasze wody uformowała się po okresie wielkich zlodowaceń, pokrywających znaczne obszary Eurazji i Ameryki Północnej pod koniec trzeciorzędu i w czwartorzędzie. Zaliczana jest do Krainy Holarktycznej, Prowincji Atlantycko-Bałtyckiej. Pod względem liczby gatunków jest uboższa od ichtyofauny zlewiska Morza Śródziemnego, czy Morza Czarnego (Rolik i Rembiszewski 1987).

Od połowy XIX wieku rejestrowano w wodach słodkich Polski 77 gatunków ryb, w Wiśle 65, przy czym 14 były to gatunki introdukowane spoza zlewiska Bałtyku. Na podstawie połowów doświadczalnych prowadzonych w drugiej połowie XX wieku stwierdzono, że w Wiśle występują co najmniej 44 gatunki ryb i minogów (Backiel 1995). Specyficzną grupę stanowią wśród nich gatunki dwuśrodowiskowych ryb wędrownych. Są nimi: troć wędrowną (*Salmo trutta* m. *trutta*), łosoś (*Salmo salar*), certa (*Vimba vimba*), węgorz (*Anguilla anguilla*), minóg rzeczny (*Lampetra fluviatilis*) oraz wprowadzany w ramach restytucji gatunku (od 2006 roku), jesiotr ostronosy (*Acipenser oxyrhynchus*). Dla tych gatunków możliwość odbywania migracji pomiędzy morskimi żerowiskami a znajdującymi się na śródlądziu obszarami tarła oraz wzrostu potomstwa w pierwszym okresie życia, stanowi warunek istnienia wędrownych populacji. Gatunkiem wędrownym jest również węgorz (*Anguilla anguilla*), którego tarliska znajdują się w morzu, a żerowiska na śródlądziu.

Wisła jest jedną z nielicznych dużych rzek europejskich, która na przeważającej długości swego biegu zachowała naturalny charakter. Na wielu odcinkach nie została uregulowana i nadal stwarza dogodne warunki do rozwoju zamieszkujących ją zespołów



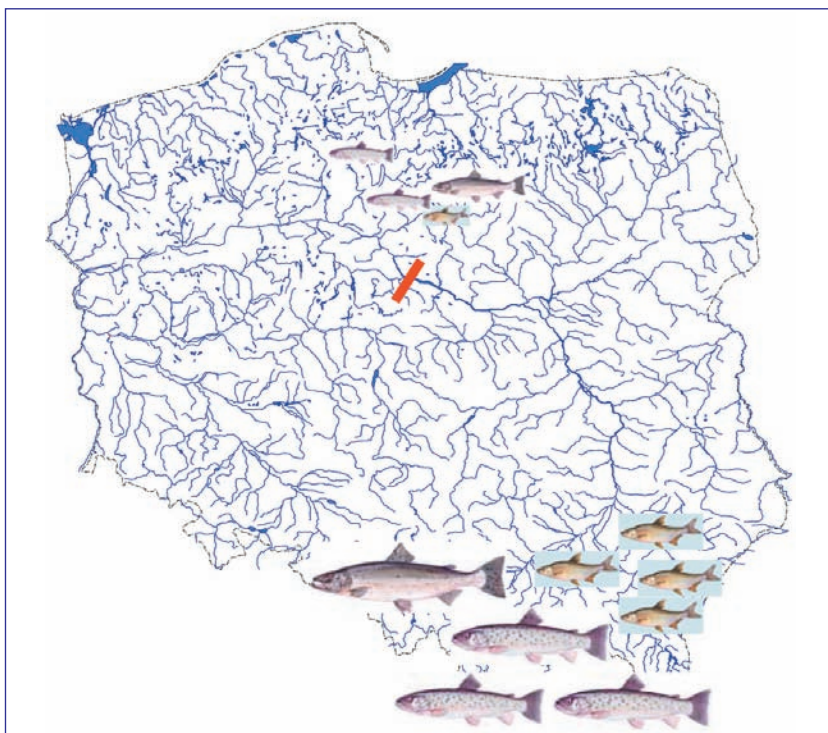
Rys. 1. Sieć ECONET-PL (źródło: <http://www.ios.edu.pl/biodiversity/9/baza4.htm>).

ryb. Rzeka i jej dolina stanowią korytarz ekologiczny o znaczeniu krajowym oraz europejskim, zapisany w projekcie sieci ECONET-PL. Jest również w przeważającej części włączona do sieci korytarzy ekologicznych łączących obszary Natura 2000.

Obszar międzywala wraz z korytem Wisły stanowi istotny fragment na szlaku wiosennych i jesiennych wędrówek szeregu gatunków ptaków, a także jest ważnym zimowiskiem dla wielu gatunków krajowych i północnoeuropejskich. Stanowi również korytarz ekologiczny ssaków. Przemieszczają się one wzdłuż Wisły, korzystając z pasa naturalnej nadbrzeżnej roślinności.

Wisła jest bardzo ważnym korytarzem migracyjnym dwuśrodowiskowych ryb wędrownych. Jako korytarz ekologiczny posiada znaczenie ponadregionalne, bowiem łączy Morze Bałtyckie z głównymi obszarami tarła zlokalizowanymi w jej podkarpackich dopływach; także dopływach dolnego biegu tej rzeki (rys. 2). W przypadku węgorza łączy z głównymi żerowiskami w zlewni Narwi i Wielkich Jezior Mazurskich.

Do momentu przegrodzenia Wisły jesienią 1968 roku we Włocławku, w km 674,8 jej biegu (Wiśniewolski 1987), ciąg tarłowy łososi i troci sięgał do miejsc oddalonych od ujścia ponad tysiąc kilometrów. W dopływach Wisły, w których znajdowały się odpowiednie warunki do budowania gniazd i składania ikry, tworzyły się odrębne, właściwe danej rze-



Rys. 2. Lokalizacja w systemie Wisły najważniejszych tarlisk troci, łososa i certy. Kolorem czerwonym zaznaczono miejsce przegrodzenia rzeki we Włocławku.

ce populacje łososi i troci, dzięki instynktowi powrotu dorosłych osobników na okres rozrodu do miejsc ich urodzenia (tzw. home instinct).

Tarło łososa i troci odbywa się jesienią, w górskich potokach lub rzekach o kamienistym dnie, szybkim nurcie, chłodnej i czystej wodzie. Po wylęgnięciu się z ikry młodociane osobniki troci i łososi spędzają w rzece od 1 roku do 5 lat, a następnie spływają do morza (stadium smolt), gdzie żerują i rosną przez okres od 1 roku do 4 lat. Po tym okresie wstępują do rzek, by odbyć rozród w miejscach swoich narodzin. Wisła była najważniejszym szlakiem wędrówki wstępującej dorosłych osobników rodzimych stad troci i łososi, powracających po tarle dorosłych ryb (kelty) oraz ryb młodych (smolty), spływających na morskie tereny wzrostowe.

Charakterystyczną cechą wiślanych populacji łososi i troci były dwie pory rozpoczynania wędrówek tarłowych i związane z tym wytworzenie się dwóch głównych ciągów tarłowych, letniego i zimowego. Pierwsze, wędrówkę tarłową rozpoczynały osobniki srebrzystej barwy, z niedojrzałymi gonadami, bez oznak gotowości do rozrodu. Opuszczały one morze późną jesienią, zimą i wiosną i uzyskiwały dojrzałość płciową już

w wodzie słodkiej, w trakcie wędrówki w górę rzeki. Natomiast latem od czerwca do października (głównie w lipcu i sierpniu) wstępowały do rzeki osobniki stada letniego. Były to ryby z dojrzałymi produktami płciowymi i widoczną szatą godową, które po dotarciu do miejsc tarliskowych w tym samym roku przystępowały do rozrodu.

To zróżnicowanie behawioralne i fenotypowe stad wędrownych łososiowatych z Wisły, stanowi o wyjątkowości tej rzeki dla zachowania różnorodności biologicznej i zróżnicowania w obrębie gatunków. W Wiśle notowano łososie o długości większej niż 140 cm i masie 24 kg (Jokiel 1958); osobniki troci wiślanej przekraczały 100 cm i 13 kg. Stada troci z polskich rzek, w tym z Wisły, odbywają równie dalekie wędrówki w morzu jak stada bałtyckiego łososia; zwykło się już określać je mianem „wide-migrating sea trout” (Borzęcka 1997, 1999). Trocie i łososie związane z systemem Wisły były i są obiektem połowu rybaków wszystkich państw bałtyckich. W mniejszym stopniu dotyczy to wędrownej formy certy wiślanej. Jej żerowiska znajdują się głównie w Zatoce Gdańskiej i przybrzeżnej strefie Bałtyku. Jest ona łowiona przede wszystkim przez rybaków polskich oraz krajów nadbałtyckich (Litwa, Łotwa, Estonia).

Rzeka Wisła do lat sześćdziesiątych, stanowiła dla ryb wędrownych swobodny korytarz migracyjny. Sytuacja zmieniła się, z chwilą wybudowania zapory we Włocławku, odcinającej dostęp do tarlisk na południu kraju. Z danych o odłowach gospodarczych troci w dolnej Wiśle wynika, że przed 1968 r. łowiono średnio w roku ponad 20 ton troci, a łącznie w latach 1953-1968 złowiono w okolicach Tczewa 330 ton troci. Przegrodzenie Wisły spowodowało znaczący spadek połowów. W latach 1969-1985 w Tczewie poławiano średnio rocznie już tylko 4653 kg troci. W latach 2005-2007 łowiono tutaj zaledwie ok. 377 kg łososi i 1059 kg troci. Powyżej zapory we Włocławku spotyka się dziś pojedyncze osobniki tych ryb. Podobnie stało się z wędrowną formą certy. Przegrodzenie szlaku migracji doprowadziło niemal do całkowitego wyginięcia wędrownej populacji tej ryby. Regularną wędrówkę rozrodczą w Wiśle podejmują już tylko szczątkowe stada certy, przy czym wędrówka ogranicza się do odcinka rzeki między ujściem i zaporą we Włocławku – tylko nieliczne osobniki docierają do historycznych tarlisk w rejonie Podkarpacia (Wiśniewolski 1987, 1992, Bartel 2002).

W odniesieniu do węgorza, jeziora Polski są głównym habitatem żerowiskowym tego gatunku. Stąd poprzez powiązany z jeziorami system rzeczny spływają dorosłe węgorze do Bałtyku i dalej wędrują poprzez Cieśniny Duńskie na atlantyckie tarliska zlokalizowane w Morzu Sargassowym u wybrzeży Ameryki Północnej. Wisła stanowi ważny korytarz migracyjny dla węgorzy spływających na tarło z systemu Narwi i obszaru Wielkich Jezior Mazurskich. Okresem ich migracji była wiosna. Spływ rozpoczynał się w drugiej połowie marca i nasilał w kwietniu. Pierwsza dekada maja była szczytem migracji węgorza, a migracja przeciągała się do pierwszej połowy czerwca (Świerzowski

1975a, b). W przypadku tego gatunku utrzymanie liczego pogłowia szczególnie uzależnione było i jest od zarybiania prowadzonego w ramach gospodarki rybackiej.

Drastyczne ograniczenie liczebności pogłowia wiślanych populacji ryb wędrownych, obserwowane po przegrodzeniu Wisły, jest wynikiem przerwania migracji. Przez wybudowaną na zaporze przepławkę, tylko nielicznym rybom udaje się przedostać i wędrować na tarliska w systemie rzeki powyżej Włocławka. Skutki tego posiadają nie tylko wydźwięk lokalny, lecz sięgają daleko poza lokalizację zapory wodnej na Wiśle we Włocławku.

Oddziaływanie ponadregionalne

Pomimo, że przegrodzenie Wisły nastąpiło w km 674,8 jej biegu, obserwowany negatywny wpływ zaznaczył się na Podkarpaciu oraz w Morzu Bałtyckim – rejonach odległych od miejsca lokalizacji zapory we Włocławku. Takie oddziaływanie wynika z biologii gatunków wędrownych, dla których Wisła jest korytarzem migracyjnym, łączącym obszary, w których realizowane są najważniejsze fazy cyklu życiowego – rozród i wzrost. Bardzo mała liczba docierających na tarło ryb dorosłych, stanowi przyczynę słabych efektów rozrodu i niskiej liczebności populacji gatunków. Skutkuje to zmniejszeniem liczby spływającego na bałtyckie żerowiska młodego pokolenia. Zmniejsza się możliwość eksploatacji połowowej, bowiem spadają zasoby ryb. Negatywny wpływ przegrodzenia Wisły, swym oddziaływaniem w odniesieniu do ryb wędrownych posiada zatem zasięg ponadregionalny. Uwzględniając fakt łowienia populacji wiślanych ryb wędrownych przez rybaków z innych krajów, oddziaływanie to przybiera także charakter transgraniczny.

Warunki środowiskowe szlaku migracji mają ogromne znaczenie. Fizykochemiczne właściwości wody (temperatura, nasycenie tlenem), jej czystość, a zwłaszcza obecność przegradzających rzekę przeszkód, decydują o przydatności korytarza migracyjnego dla ryb wędrownych. Bezpieczna migracja do miejsc tarliskowych i żerowiskowych, czy to w morzu czy w systemie Wisły, jest niezbędnym warunkiem istnienia związanych z tą rzeką populacji. Determinuje także możliwość eksploatacji zasobów populacji wiślanych tych ryb w Morzu Bałtyckim.

Negatywny wpływ przegrodzenia Wisły we Włocławku, a w konsekwencji spadek liczebności populacji ryb wędrownych, dotyczy zarówno rybaków polskich, jak też rybaków z innych krajów basenu Morza Bałtyckiego. Wymaga to współdziałania na forum międzynarodowym w zakresie działań ochrony populacji naturalnych oraz zwiększania ich liczebności poprzez zarybianie rybami, pochodzącymi z chowu w warunkach kontrolowanych.

Spośród wielu obowiązujących krajowych i międzynarodowych aktów prawnych, w odniesieniu do łososa atlantyckiego wskazać należy na Konwencję o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego (tzw. Konwencja Helsińska), podpisaną w 1992 r. Ukierunkowana jest ona na ochronę środowiska przyrodniczego Morza Bałtyckiego. Podjęte przez sygnatariuszy konwencji środki umożliwiającej mają: samoregenerację środowiska morskiego, zachowanie jego równowagi ekologicznej i procesów ekologicznych, różnorodności biologicznej oraz zrównoważone wykorzystanie zasobów naturalnych. Elementem podejmowanych działań ochronnych są także ryby wędrowne. Zalecenia HELCOM 19/2 przyjęte dnia 26 marca 1998 roku, dotyczą „Ochrony i poprawy populacji dzikiego łososa (*Salmo salar* L.) w obszarze Morza Bałtyckiego”. Formułowana jest w nich między innymi konieczność podjęcia niezbędnych środków dla poprawy warunków środowiska w obecnych i potencjalnych rzekach łososiowych oraz usunięcia istniejących i nie budowania w nich nowych stałych lub tymczasowych przeszkód mechanicznych. Ma to doprowadzić do osiągnięcia w każdej z tych rzek produkcji naturalnej dzikiego łososa na poziomie przynajmniej 50% ich oszacowanego największego potencjału i w bezpiecznych z punktu widzenia genetyki granicach.

Realizacja zaleceń ochrony łososa służy równocześnie ochronie populacji troci wędrownej, która posiada podobną biologię i występuje obok łososa w systemach rzecznych Wisły, Odry oraz rzek Pomorza. Sprzyja także ochronie pozostałych gatunków dwuśrodowiskowych ryb wędrownych. Ma ona ważne wsparcie w postaci Europejskiej Sieci Ekologicznej NATURA 2000 oraz Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE w sprawie ustanowienia ram dla działalności Wspólnoty w dziedzinie polityki wodnej (Ramowa Dyrektywa Wodna). Ta ostatnia stanowi, że warunkiem koniecznym dobrego stanu/potencjału ekologicznego wód jest zachowanie bądź uzyskanie ciągłości morfologicznej dla wrażliwych na jej brak organizmów, charakterystycznych dla określonego naturalnego ekosystemu wodnego, przynajmniej na poziomie zapewniającym uzyskanie założonych celów środowiskowych (Błachuta i in. 2010).

Priorytetowego znaczenia w świetle obowiązujących uwarunkowań prawnych, nabiera pogodzenie działalności gospodarczej i ochrony przyrody. Nie jest to stwierdzenie gołostowne, o czym przekonuje przykład wędrownej formy certy w systemie Wisły.

Oddziaływanie na ryby wędrowne – przykład populacji certy (*Vimba vimba* L.)

Celem tej części opracowania jest pokazanie w skwantyfikowanej formie skali oddziaływania na dwuśrodowiskowe ryby wędrowne, przegrodzenia tranzytowego szlaku migracji jakim jest dla tych ryb Wisła. Wybrano populację certy, bowiem w przypadku tego gatunku nie prowadzono stałego zarybiania, rekompensującego utratę możliwości odbycia tarła naturalnego. Obraz negatywnego oddziaływania przegrodzenia nie jest w związku z tym zakłócany działaniami rybackimi, służącymi zachowaniu liczego pogłowia populacji gatunku. Analizę oparto na opracowaniu Backiela i Bontempsa (1995), uwzględniając następujące elementy:

- Zasięg migracji gatunku w skali dorzecza Wisły.
- Wielkość migrującego stada certy przed przegrodzeniem Wisły w 1968 roku.
- Liczbę cert docierających na podkarpackie tarliska i odbywających tarło oraz liczbę narybku, spływającego z nich do Zatoki Gdańskiej i Bałtyku.

Zasięg migracji gatunku w skali dorzecza Wisły

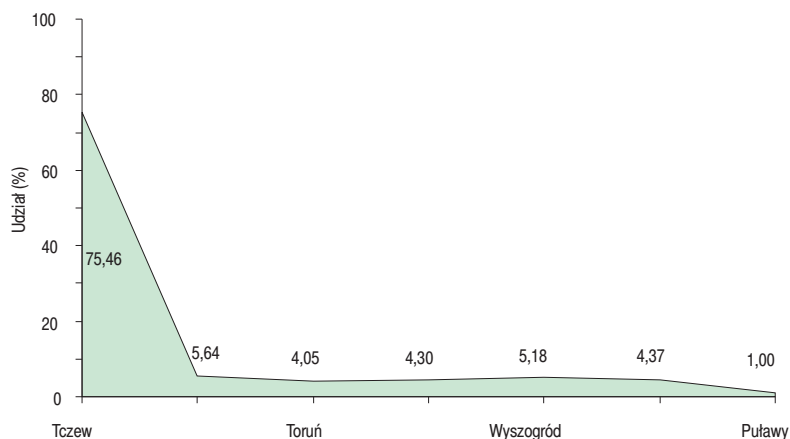
Wędrowna populacja certy wiślanej charakteryzowała się dalekim zasięgiem podejmowanych migracji tarłowych. Na podstawie przeprowadzonego znakowania cert i ponownego ich odławiania stwierdzono, że wędrują one pomiędzy Zatoką Gdańską a karpackimi dopływami Wisły – Rabą, Dunajcem, Wisłoką oraz Sanem z Wisłokiem. Dorosłe certy, łowione, znakowane i wypuszczane w ujściu Wisły, ponownie odławiano głównie w karpackich dopływach Wisły. Wstępowały jednak również do dopływów środkowego biegu Wisły, tj. Wkry, Narwi, Bugu oraz Świdra.

Doświadczalnie potwierdzony zasięg migracji wędrownej formy certy wiślanej wskazuje, że po przegrodzeniu Wisły we Włocławku, odcięte zostały wszystkie rejony tarła istotne dla możliwości realizacji cyklu życiowego tej populacji.

Wielkość migrującego stada certy przed przegrodzeniem Wisły w 1968 roku

Metodą oszacowania wielkości stada cert, docierających na podkarpackie tarliska, była analiza wysokości odłowów gospodarczych (sieciami spławianymi), prowadzonych wzdłuż biegu Wisły. Autorzy ekspertyzy posłużyli się do oceny stanu populacji metodami Lislie-Devis oraz Derzhavin-Fry (za Ricker 1975).

W latach 1953-1963 całkowite połowy certy w systemie Wisły i Zatoce Gdańskiej wahały się pomiędzy 134 a 188 ton rocznie. Z tego odłowy w Zatoce Gdańskiej i dolnej Wiśle koło Tczewa stanowiły 81,7%, a w pozostałym odcinku Wisły 18,3%. W samej Wiśle, w okresie 1952-1963, wynosiły one średniorocznie 120,36 ton. Rozkładały się one nierównomiernie (rys. 3).



Rys. 3. Średnioroczny udział (%) odłowu certy wzdłuż biegu Wisły w latach 1952-1963. 100% = 120,36 t (za Backiel i Bontemps 1995, Wiśniewolski 1987).

Ponad 75% wędrującego stada certy wyławiano zaraz na początku wędrówki w dolnym odcinku Wisły, w okolicach Tczewa. W odcinkach Wisły pomiędzy Bydgoszczą i Nowym Dworem Mazowieckim wyławiano od 4,05 do 5,64%. W odcinku puławskim już tylko 1,00%. Powstało zatem pytanie, ile cert musiało docierać na tarliska, aby zapewnić tak wysoką liczebność wstępującego do Wisły stada?

W oparciu o wyniki odłowów rybackich oraz znakowania cert, wykorzystując metodę Lislle-Devis, autorzy ekspertyzy ocenili biomasę stada certy wstępującego z Zatoki Gdańskiej, jeszcze przed połowami w tczewskim odcinku Wisły. W zależności od przyjętego wariantu obliczeń, w latach 1958-1961 kształtowała się ona następująco:

Rok 1958: 125-270 ton.

Rok 1959: 163-195 ton.

Rok 1960: 186-223 ton.

Rok 1961: 98-117 ton.

Oszacowano przy tym stopień wyławiania ryb na poziomie odpowiednio: 52 lub 62%.

Następnie wykorzystując metodę Derzhavin-Fry, zbudowano dla lat 1953-1960 model populacji wirtualnej całego stada wiślanego certy (ocena liczebności i biomasy¹) jeszcze przed połowem (tab. 1).

¹ Wykonano także, nie przytaczany tutaj, wirtualny model grup wiekowych tworzących całą populację certy wiślanej.

Tabela 1

Ocena liczebności i biomasy całego wiślanego stada certy przed połowami (Backiel i Bontemps 1995)

Rok	Liczebność (tys. szt.)	Biomasa (tony)	Stopień wyławiania (%)
1953	1052	568	53
1954	771	426	44
1955	794	402	36
1956	1146	547	32
1957	1249	627	35
1958	1103	571	46
1959	798	267	48
1960	687	311	41

Kolejnym krokiem było określenie tej części oszacowanego stada, która podejmuje migrację tarłową w górę Wisły. Na podstawie wyników znakowania cert, przeprowadzonego w ujściu Wisły w latach 1961-1963 przyjęto, że wędrówkę tarłową podejmuje 80% liczebności oszacowanego stada.

Liczba cert docierających na podkarpackie tarliska oraz narybku spływającego do Zatoki Gdańskiej

Wędrówka cert z Zatoki Gdańskiej na podkarpackie tarliska trwała zwykle około 9 miesięcy. Rozpocząła się na przełomie sierpnia i września i trwała do kwietnia. Tarło miało miejsce w drugiej połowie maja. W oparciu o wyniki znakowania oszacowano, że współczynnik przeżywalności wędrujących cert wynosił 0,130. Oznacza to, że do rejonu tarlisk docierało około 13% ryb.

Wykorzystując statystyki połowów, wyliczono następnie, że:

- średni roczny połów cert w latach 1953-1963 w całym systemie Wisły wynosił 361570 osobników;
- przyjmując, że 80% stada w Zatoce Gdańskiej podejmuje wędrówkę rozrodczą, wyliczono średni połów stada tarłowego na 336260 cert;
- w rejonie tarlisk łowiono średnio rocznie 16240 osobników, stąd oszacowano, że w rejonie tarlisk znajdowało się około 6% całego migrującego stada;
- przyjęta liczebność 6% ryb docierających na tarliska, z całego oszacowanego stada certy wiślanej przed połowem (średnio rocznie 760080 osobników), przy założeniu 50% udziału samic, pozwala oszacować ich liczbę na tarliskach.

Na tarliskach podkarpackich przed przegrodzeniem Wisły we Włocławku, każdego roku bywało prawdopodobnie około 22800 samic certy. Ponieważ płodność osobnicza

certy oszacowana została na średnio 65000 ziaren ikry, w latach 1953-1963 corocznie składanych było około 1482000000 jaj.

Wylęgające się ze złożonej ikry młode certy podlegały naturalnej śmiertelności. Roczną przeżywalność cert w fazie przedłownej, a więc do 5 roku życia oszacowano na 0,407. Oznacza to, że od ukończenia 1 do 4 roku życia łącznie, przeżyłoby 2,73% ryb. Na tej podstawie określono liczbę cert w wieku 1 roku, a więc spływania do Zatoki Gdańskiej. W przybliżeniu każdego roku spływało do niej z podkarpackich tarlisk 34798500 młodych cert.

Przyjmując współcześnie średnią wysokość odłowów certy w całym systemie Wisły na 5 ton i średnią masę osobniczą na 0,486 kg (wyliczona z tabeli 1), odławianych jest około 10290 osobników. Zwiększając tę liczbę o 26% (20% – dorosłe ryby w Zatoce Gdańskiej nie podejmujące wędrówki, 6% – ryby docierające do tarlisk), całkowitą łowną populację wiślaną wędrownej formy certy szacować można w przybliżeniu na około 14000 osobników. W stosunku do wielkości populacji wiślanej sprzed przegrodzenia Wisły, szacowanej na 760080 osobników (Backiel i Bontemps 1995), obecnie stanowi ona zaledwie 1,8% poprzedniego stanu.

Podsumowanie

Przedstawiony na przykładzie populacji certy wpływ przegrodzenia Wisły, dobrze oddaje negatywne skutki, jakie w odniesieniu do gatunków wędrownych niesie przerwanie szlaku migracyjnego. W całej rozciągłości odnosi się on do troci wędrownej i łososa, w mniejszym natomiast stopniu do minoga rzeczno, związanego głównie z dopływami Wisły poniżej Włocławka oraz węgorza utrzymywanego w wodach śródlądowych głównie dzięki zarybianiu.

Przegrodzenie Wisły zaporą w km 674,8, spowodowało drastyczny spadek liczebności populacji troci i certy w całym systemie tej rzeki oraz Zatoce Gdańskiej. Negatywne oddziaływania objęły obszar od Podkarpacia po Bałtyk, przybierając charakter ponadregionalny i transgraniczny. Z szerokim obszarem oddziaływania zawsze należy się liczyć ingerując w systemy rzeczne zasiedlane przez dwuśrodowiskowe ryby wędrowne. Stąd u podstaw podjęcia decyzji o rozpoczęciu inwestycji ingerującej w szlaki migracji tych ryb, przeprowadzić należy analizę zysków gospodarczych i strat przyrodniczych oraz ocenić potrzeby i możliwości ich minimalizacji i kompensacji.

Literatura

- Backiel T. 1995 – V. Ichtyofauna – W: Korytarz ekologiczny doliny Wisły. Stan - funkcjonowanie - zagrożenia (Red.) E. Gacka-Grzesikiewicz. Fundacja IUCN Poland, Warszawa: 125-139.
- Backiel T., Bontemps S. 1995 – Ocena stada certy i potrzeb zarybiania. Sprawozdanie końcowe z realizacji zadania w projekcie badawczym realizowanym przez Morski Instytut Rybacki w Gdyni „Opracowanie metod rehabilitacji zasobów rybnych oraz zasad ich ochrony w polskiej strefie przybrzeżnej Bałtyku”. Manuskrypt, IRS Olsztyn: ss.45.
- Bartel R. 2002 – Ryby dwuśrodowiskowe, ich znaczenie gospodarcze, program restytucji tych gatunków – Suppl. ad Acta Hydrobiol. 3: 37-55.
- Błachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J., Bartel R., Białokoz W., Borzęcka I., Chybowski Ł., Depowski R., Dębowski P., Domagała J., Drożdżyński K., Hausa P., Kukuła K., Kubacka D., Kulesza K., Ligęza J., Ludwiczak M., Pawłowski M., Picińska-Faltynowicz J., Lisiński K., Witkowski A., Zgrabczyński D., Zgrabczyńska M. 2010 – Ocena potrzeb i priorytetów udroźnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce – Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa: ss.56.
- Bontemps S. 1971 – Certa – PWRiL Warszawa: ss. 216.
- Borzęcka I. 1997 – Charakterystyka troci wiślanej – poszukiwanie kryteriów restytucyjnych – Praca doktorska, Instytut Rybactwa Śródlądowego.
- Borzęcka I. 1999 – The age of migrating Vistula sea trout and the variability of smolt recruitment to the sea before damming the river – Bulletin of the Sea Fisheries Institute 3 (148): 3-21.
- Gacka-Grzesikiewicz E. (Red.) 1995 – Korytarz ekologiczny doliny Wisły. Stan – funkcjonowanie – zagrożenia – Fundacja IUCN Poland, Warszawa: ss. 198.
- Jokiel J. 1958 – Łosoś rzeki Wisły – Rocz. Nauk Rol., B, 73, 2: 159-213.
- Ricker W.E. 1975 – Computation and interpretation of biological statistics of fish populations – Bull. Fish. Res. Board Canada 191: ss. 382.
- Rolik H., Rembiszewski J.M. 1987 – Fauna słodkowodna Polski. Ryby i kręgloustę – PWN Warszawa.
- Świerzowski A. 1975a – Ogólna analiza połowów węgorza w rzekach i jeziorach dorzecza Narwi – Rocz. Nauk Rol. 96, H, 4: 7185.
- Świerzowski A. 1975b – Rytm i intensywność połowów spływającego węgorza w dorzeczu Narwi – Rocz. Nauk Rol. 96, H, 4: 87108.
- Wiśniewolski W. 1987 – Gospodarcze połowy ryb w Wiśle, Odrze i Warcie w latach 1953-1978 – Rocz. Nauk Roln. H, 191: 71-114.
- Wiśniewolski W. 1992 – Ochrona ryb wędrownych w Wiśle – Aura 3: 19-21.

Wstępne wyniki zarybień jezior narybkiem sandacza wychowanym w systemach recyrkulacyjnych

*Mirosław Szczepkowski¹, Zdzisław Zakęś², Krzysztof Wunderlich¹,
Bożena Szczepkowska¹, Andrzej Kapusta³*

¹Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

²Zakład Akwakultury, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

³Zakład Ichtiologii, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Sandacz jest jednym z najbardziej atrakcyjnych gatunków zarówno w gospodarce rybackiej, jak i wędkarskiej. Oprócz znaczenia gospodarczego, jako drapieżnik jest bardzo cennym ekologicznie elementem naturalnych ekosystemów wodnych. Z tych powodów naturalne populacje sandacza w jeziorach i rzekach są wspomagane poprzez stosowanie ochrony biernej i czynnej, czyli zarybienia (Mickiewicz 2013).

Dotychczas jako materiał zarybieniowy stosuje się przede wszystkim narybek letni i jesienny wychowany w warunkach stawowych. Wyniki zarybień takim materiałem, szczególnie w odniesieniu do narybku letniego są bardzo nieprzewidywalne, a często nawet długotrwałe zarybienia nie przynoszą spodziewanych efektów. W dużej części może to być wynikiem naturalnych cech tego gatunku. Należy on bowiem do bardzo trudnych, zarówno do odłowu, jak i transportu. Istotnym problemem jest także jego bardzo silna skłonność do kanibalizmu, który ujawnia się nawet w czasie transportu materiału zarybieniowego. Problem ten jest o tyle istotny, bowiem stawowe centra produkcji narybku są znacznie oddalone od większości miejsc zarybień. W przypadku narybku letniego sandacza głównie jest to obszar południowej Polski.

Powyższe trudności były jednym z przyczynków rozpoczęcia prób podchowu materiału zarybieniowego sandacza w warunkach w pełni kontrolowanych, w systemach recyrkulacyjnych, z zastosowaniem pasz komponowanych (m.in. Zakęś i Kowalska

2005, Zakęś i in. 2006, Szczepkowski i in. 2009). Wyniki tych prac wskazują, że chociaż jest to zadanie trudne, wymagające zarówno dobrego wyposażenia technicznego podchowalni, jak i doświadczonej kadry, to niewątpliwie możliwe jest prowadzenie efektywnego chowu sandacza, aż do stadium tarlaków włącznie (Zakęś i in. 2000, 2012). Podstawową przeszkodą na drodze do bardziej powszechnego wdrożenia tej metody jako sposobu produkcji materiału zarybieniowego, alternatywnej względem tradycyjnej metody stawowej, jest brak wiedzy na temat losów narybku wychowanego w basenach po jego wsiedleniu do wód otwartych, czyli definiując problem wprost, o efektywności zarybień.

Celem przeprowadzonych pilotowych badań było zbadanie możliwości zastosowania narybku wychowanego w systemach recyrkulacyjnych, z użyciem pasz komponowanych, do zarybień jezior oraz porównanie efektywności zarybień różnymi grupami wiekowymi (wielkościami) materiału zarybieniowego.

Materiał i metody

Badania wykonano w latach 2011-2013. Materiał do zarybień uzyskano po przeprowadzeniu sztucznego rozrodu hodowlanych tarlaków sandacza w Zakładzie Hodowli Ryb Jesiotrowatych Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Pieczarkach i podchowu larw w basenach wchodzących w skład systemów recyrkulacyjnych (Zakęś 2009). Larwy od samego początku aktywnego żerowania żywiono komercyjnymi paszami komponowanymi, jedynie przez pierwsze 14 dni dodatkowo podawano im żywe naupliusy solowca. Podczas podchowu temperatura wody utrzymywała się w zakresie od 16 do 22°C.

Zarybienia przeprowadzono w dwóch jeziorach: jeziorze Brożówka o powierzchni 61 ha (Pojezierze Mazurskie) i jeziorze Sejwy o powierzchni 86 ha (Pojezierze Suwalskie). Podstawowymi kryteriami wyboru jezior do badań były: występowanie (obecnie lub w ostatnich kilkunastu latach) sandacza, odpowiednie warunki fizykochemiczne wody (brak przydługich w krytycznych okresach), niska przezroczystość wody, położenie zapewniające regularny monitoring.

Corocznie wybrane jeziora zarybiano trzema sortymentami narybku sandacza, umownie oznaczonymi grupami 1-2 g, 5-10 g i 15-30 g. Dawkę zarybieniową zróżnicowano w zależności od wieku/wielkości narybku i wynosiła ona: 20 szt. ha⁻¹ (grupa 1-2 g), 15 szt. ha⁻¹ (grupa 5-10 g) i 10 szt. ha⁻¹ (grupa 15-30 g) – łącznie do każdego jeziora wypuszczano 45 szt. ha⁻¹ narybku sandacza. Zarybienia przeprowadzono w 2011 roku w okresie od 22 maja (grupa 1-2 g) do 22 lipca (grupa 15-30 g) w godzinach popołudniowych i wieczornych. W przypadku mniejszych ryb (grupy 1-2 g i 5-10 g) ryby transportowano w polietylenowych workach z tlenem (20 litrów wody + 20 litrów tlenu). W jednym worku maksymalnie przewożono 2 kg narybku. Ryby z grupy 15-30 g przewożono

w basenie transportowym o objętości 800 litrów wyposażonym w instalację natleniającą. Czas transportu wahał się od 30 minut (jezioro Brożówka) do 3 godzin (jezioro Sejwy). Przed transportem ryby nie były żywione przez okres jednej doby.

Wszystkim wypuszczanym rybom w pokrywę skrzelowe implementowano znaczkę magnetyczną (CWT; fot. 1) o różnych kodach liczbowych, co umożliwiało późniejszą klasyfikację złowionych ryb do poszczególnych grup wielkości. Przed zarybieniem określono retencję znaczków u poszczególnych grup wiekowych narybku (Zakęś i in. 2013).

W 2013 roku przeprowadzono serię odłowów kontrolnych przy użyciu narzędzi stawnych (wontonów) o oku 45-55 mm (fot. 2). U odłowionych ryb sprawdzano obecność znacзка przy użyciu ręcznych czytników (fot. 3), w przypadku jego stwierdzenia danej rybie wycinano policzek (fot. 4), pozyskiwano znaczek i ustalano numer serii (fot. 5). Wszystkie odłowione sandacze, powyżej wymiaru ochronnego, ważono i mierzono długość ciała i długość całkowitą. Opisywano również występowanie deformacji.



Fot. 1. Implementacja znacзка magnetycznego (CWT) u narybku sandacza.

Wyniki

Pierwsze zarybienia jezior hodowlanym narybkiem sandacza poznakowanym znaczkami CWT przeprowadzono w 2011 roku. Już jesienią 2012 roku w jeziorze Brożówka odłowiono pierwszego osobnika ze znaczkem magnetycznym (wiek 1+, masa



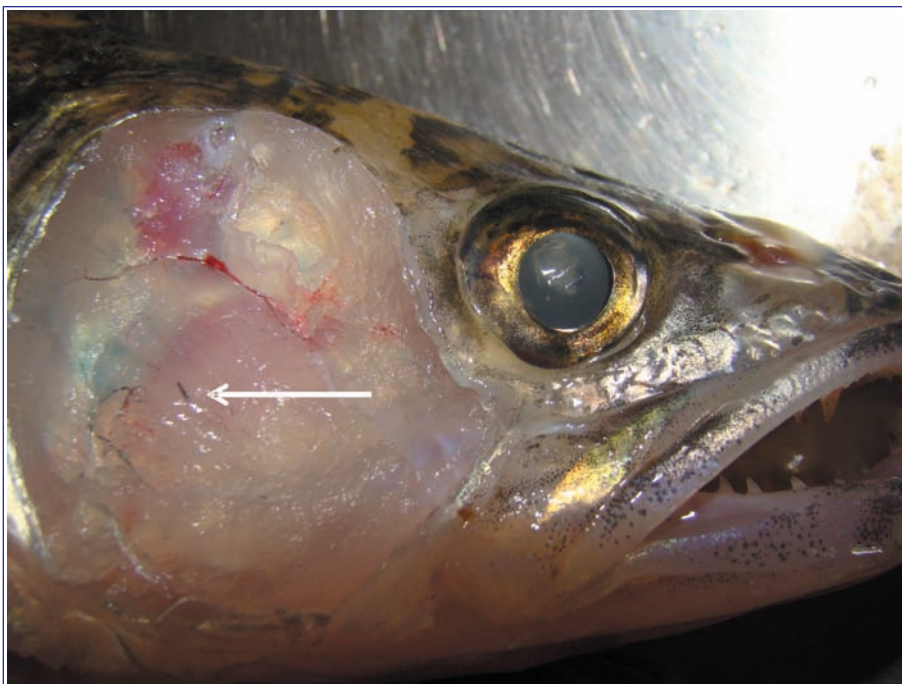
Fot. 2. Odłowy sandacza przy użyciu wontonów.



Fot. 3. Odczytywanie znacznika u odłowionych ryb.



Fot. 4. Sandacz z wyciętym policzkiem do identyfikacji znacзка magnetycznego (CWT).



Fot. 5. Znaczek magnetyczny (oznaczony strzałką) w policzku.

ciała 834 g, długość całkowita 44,5 cm). Ponadto uzyskano informacje o wcześniejszych połowach w tym jeziorze sandaczy o zbliżonej wielkości. Wskazywało to na wysoki potencjał wzrostu wprowadzanego narybku, w związku z czym w 2013 roku rozpoczęto systematyczne odłowy kontrolne. Przeprowadzono je dwukrotnie w jeziorze Brożówka (w lipcu 2013 r.) oraz trzykrotnie w jeziorze Sejwy (w październiku 2013 r.). Ogółem w jeziorze Brożówka odłowiono 35 sandaczy, u wszystkich stwierdzono obecność znaczków

magnetycznych (100% ryb pochodziło z zarybień). W jeziorze Sejwy odłowiono 44 sandacze, przy czym obecność znaczków stwierdzono u 18 osobników (40,9% wszystkich odłowionych ryb).

Tempo wzrostu znakowanych ryb było bardzo zbliżone, średnia masa ciała sandacza odłowionych w 2013 r. (wiek 2+) w jeziorze Bróźówka wynosiła 891 g (długość całkowita 46,7 cm), a w jeziorze Sejwy 935 g (długość całkowita 46,0 cm). Sandacze z jeziora Sejwy charakteryzowały się nieznacznie lepszą kondycją, ich współczynniki kondycji wynosiły 1,39, natomiast sandacze z jeziora Bróźówka 1,32. Wśród odławianych ryb spotykano osobniki ze zdeformowaną pokrywą skrzelową, charakterystyczną dla niektórych osobników pochodzących z chowu basenowego (fot. 6).



Fot. 6. Odłowiony sandacz z charakterystycznym ubytkiem fragmentu pokrywy skrzelowej (autor Ryszard Szczepaniak).

W obydwu badanych jeziorach w odłowie występowały osobniki ze wszystkich grup wielkości zarybianych w 2011 roku. W jeziorze Bróźówka najwięcej odłowionych sandaczy (54,8%) pochodziło z grupy najmniejszego narybku (grupa 1-2 g), podczas gdy w jeziorze Sejwy z największego narybku (grupa 15-30 g; ponad 57% odłowionych ryb ze znaczkami).

Po dwóch latach od zarybień w sumie odłowiono 1,34% ryb wypuszczonych do jeziora Bróźówka i 0,44% do jeziora Sejwy. Najwięcej zwrotów w jeziorze Bróźówka uzyskano

w grupie 1-2 g (1,65% wypuszczonych ryb z tej grupy), natomiast w jeziorze Sejwy w grupie 15-30 g (0,66%, tab. 1). Wielkość odłowu sandacza w przeliczeniu na jednostkę powierzchni była zbliżona w obydwu jeziorach i wyniosła około $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$, przy czym w jeziorze Brożówka odławiane ryby pochodziły w całości z zarybień, natomiast w jeziorze Sejwy z zarybień pochodziło $0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ odłowu sandacza. Biorąc pod uwagę wielkość odłowu z jednostki powierzchni jeziora w obydwu zbiornikach największa jego część pochodziła z zarybień najmniejszym sortymentem – grupy 1-2 g. W jeziorze Sejwy w odłowach występowały również osobniki w wieku 1+ (pochodzące z zarybień przeprowadzonych w 2012 roku), stanowiły one 4,5% ogólnej liczby odłowionych sandaczy.

Tabela 1

Porównanie efektów zarybień różnymi wielkościami narybku sandacza (wiek odławianych ryb 2+)

Grupa zarybienowa	Liczebność odłowu w wieku 2+ (% zarybienia)	Odłów (kg ha^{-1})	Masa ciała (g)	Długość całkowita (cm)
Jezioro Brożówka				
Grupa 1-2 g	1,65	0,28	866,6	46,2
Grupa 5-10 g	1,17	0,16	904,2	47,4
Grupa 15-30 g	0,97	0,09	902,6	46,5
Razem	1,34	0,52	883,4	46,6
Jezioro Sejwy				
Grupa 1-2 g	0,53	0,10	944,1	46,7
Grupa 5-10 g	0,18	0,03	1008,5	47,0
Grupa 15-30 g	0,66	0,06	850,6	44,3
Razem	0,44	0,19 (0,47)*	899,3	45,5

*Odłów całkowity łącznie z sandaczami z naturalnego rozrodu

Dyskusja

Efektywne wykorzystywanie ryb pochodzących z chowu w warunkach kontrolowanych do zarybień wód otwartych może być trudnym zadaniem. Najważniejsze potencjalne problemy mogą wynikać ze zmiany pokarmu i behawioralnych zachowań charakterystycznych dla ryb „dzikich”, czy też z niższej odporności ryb na pasożyty i patogeny. Przeprowadzone pilotowe badania wskazują jednak, że narybek sandacza wychowany w systemach recyrkulacyjnych, z zastosowaniem pasz komponowanych, potrafi przystosować się do warunków naturalnych i do odżywiania się rybami. Potwierdzają to też wcześniejsze obserwacje przeprowadzone w warunkach basenowych (Szczepkowski i Szczepkowska 2004) i stawowych (Szczepkowski, dane niepublikowane). Stwierdzono w nich, że sandacz długotrwale zachowuje silny instynkt drapieżcy, co ułatwia mu

adaptację do nowych warunków środowiskowych, w tym całkowitej zmiany pokarmu i sposobu jego pobierania w jeziorach.

W chwili obecnej trudno przesądzać o optymalnej wielkości materiału do zarybień pochodzącego z chowu „paszowego”. Na podstawie dotychczasowych obserwacji wydaje się jednak, że zastosowanie większego narybku nie poprawia efektów zarybień. Podobne rezultaty uzyskano u szczupaka przeniesionego z systemów recyrkulacyjnych do stawów ziemnych. Końcowa masa ciała i przyrosty biomasy szczupaka były bowiem znacznie niższe, mniej efektywne, przy zarybieniach większymi, starszymi rybami (Szczepkowski i in. 2012). Zaobserwowano przy tym, że u większych form wprowadzanego szczupaka liczniej występowały deformacje ciała. U kilku gatunków, np. u szczupaka i siei, stwierdzono, że wydłużenie okresu chowu w systemach recyrkulacyjnych, z zastosowaniem pasz komponowanych, może powodować daleko idące zmiany w ich behawiorze, które w praktyce mogą uniemożliwiać przystosowanie się/aklimację ryb do warunków naturalnych (Szczepkowski 2009). W odłowach przeprowadzonych w badanych jeziorach występowały wszystkie zarybiane grupy wielkości narybku sandacza, bez wyraźnej różnicy na korzyść którejkolwiek z nich. W związku z tym, istnieją pewne przesłanki w kierunku zarybień mniejszymi sortymentami, *de facto* tańszymi w procesie produkcyjnym i łatwiejszymi do wyhodowania. Podobnie jak u szczupaka, w warunkach stawowych, stwierdzono, że wydłużenie okresu chowu basenowego może skutkować zwiększeniem liczby narybku z deformacjami ciała (najczęściej skrócenie pokrywy skrzelowej). Jest to prawdopodobnie związane z niewłaściwą jakością pasz stosowanych w żywieniu. Nie jest natomiast jasne, jaki wpływ tego rodzaju anomalie mają na losy takiego narybku po jego wypuszczeniu do jeziora. W odłowach sandacze o takich cechach są odnotowywane relatywnie często i wydaje się, że wada ta nie utrudnia im w istotny sposób możliwości przeżycia i zdobywania pokarmu. Odnotować też należy, że deformacje ciała zauważano też w „naturalnych” populacjach sandacza.

W jeziorze Sejwy odławiano zarówno sandacze z zarybień, jak i pochodzące z naturalnego rozrodu, co dało możliwość porównania ich wielkości. Nieznacznie większe były sandacze „dzikie”: ich masa ciała wyniosła 961 g (długość całkowita 46,3 cm), podczas gdy ryb pochodzących z zarybień, odpowiednio 901 g i 45,5 cm. Wynikało to jednak częściowo z faktu, że wśród ryb z naturalnego rozrodu występowało więcej roczników (wśród nich starsze, większe osobniki) niż w przypadku sandaczy z naszych zarybień. Pełny obraz tempa wzrostu porównywanych grup ryb będzie dopiero możliwy po określeniu wieku ryb „dzikich”.

Na uwagę zasługuje fakt bardzo szybkiego tempa wzrostu ryb pochodzących z zarybień, chociaż nie można wykluczyć, że są to osobniki o ponadprzeciętnym tempie wzrostu. Niemniej pozwala to oczekiwać możliwości odłowu sandacza już po 3 latach od

zarybień. Należy również podkreślić fakt, że narybek pochodzący z chowu basenowego zdołał wykształcić cechy umożliwiające mu przeżycie i wzrost w warunkach konkurencji ze strony innych drapieżników: sandaczy pochodzących z naturalnego rozrodu (w jeziorze Sejwy), a przede wszystkim silnych w obydwu jeziorach populacji szczupaka. W jeziorze Sejwy wielkość odłowu szczupaka wynosiła przeciętnie $2,43 \text{ kg ha}^{-1}$ i była średnio 6,4-krotnie większa niż sandacza, a w jeziorze Brożówka $2,96 \text{ kg ha}^{-1}$ (sześciokrotnie więcej niż sandacza).

Przedstawione wyniki mają wstępny charakter, a dokładne analizy i wnioski będą możliwe do przeprowadzenia i sformułowania w kolejnych latach, w miarę odłowu kolejnych ryb i roczników. Wydaje się jednak, że stosowanie materiału zarybieniewego sandacza pochodzącego z intensywnego chowu w systemach recyrkulacyjnych, żywionego paszami komponowanymi, może być alternatywnym rozwiązaniem wobec tradycyjnie stosowanych, stawowych sortymentów.

Do pełnego wykorzystania możliwości stosowania materiału zarybieniewego ryb drapieżnych pochodzących z chowu w basenach niezbędne jest jeszcze uwzględnienie wielu dodatkowych czynników. Jednym z najważniejszych powinno być określenie optymalnych dawek zarybieniewych, pozwalających na uzyskanie najlepszych efektów ekologicznych i ekonomicznych.

Podziękowania

Badania zrealizowano w ramach projektu „Opracowanie alternatywnych metod zarządzania rybołówstwem drapieżnych ryb jeziorowych polegających na zastosowaniu materiału zarybieniewego pochodzącego z intensywnego chowu w obiegach recyrkulacyjnych” – umowa nr 00004-61724-OR1400001/09/11 oraz tematu statutowego S028 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Autorzy składają podziękowania Panu Robertowi Stabińskiemu, Waldemarowi Bujkowskiemu i Adamowi Wojnowskiemu z Gospodarstwa Rybackiego Polskiego Związku Wędkarskiego w Suwałkach za pomoc w realizacji badań.

Literatura

- Mickiewicz M. 2013 – Gospodarka zarybieniewa w jeziorach polskich w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS Olsztyn: 21-34.
- Szczepkowski M. 2009 – Impact of selected abiotic and biotic factors on the results of rearing juvenile stages of northern pike (*Esox lucius* L.) in recirculating systems – Arch. Pol. Fish., 17 (3): 107-147.

- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2004 – Próba oceny przejścia na pokarm naturalny narybku ryb drapieżnych pochodzących z intensywnego chowu na paszach sztucznych – W: Stan i uwarunkowania rybactwa w 2003 roku, (Red.) M. Mickiewicz i A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 55-63.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Kozłowski M., Piotrowska I., Szczepkowska B., Wunderlich K. 2009 – Wpływ stosowania dużych zagęszczeń obsad wylęgu sandacza (*Sander lucioperca*) na efekty jego podchowu w skali półtechnicznej – Komun. Ryb. 1: 1-4.
- 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.
- Zakęś Z. 2009 – Sandacz. Chów i hodowla. Poradnik hodowcy – Wyd. IRS, Olsztyn, 203 s.
- Zakęś Z., Kapusta A., Hopko M., Szczepkowski M., Kowalska A. 2013 – Growth, survival and tag retention in juvenile pikeperch (*Sander lucioperca*) in laboratory conditions – Aquacult. Res., doi: 10.1111/are.12283.
- Zakęś Z., Kowalska A. 2006 – Wpływ sortowania na efekty podchowu młodocianego sandacza w obiegach recyrkulacyjnych – Komun. Ryb. 5: 3-7.
- Zakęś Z., Kowalska A., Demska-Zakęś K. 2006 – Wpływ częstotliwości żywienia i dawki paszy na efekty podchowu juwenalnego sandacza w obiegach recyrkulacyjnych – Komun. Ryb. 6: 7-11.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Jankowska B., Kowalska A., Demska-Zakęś K. 2012 – Slaughter yield and growth performance indexes of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) selects reared in recirculating aquaculture systems at suboptimal temperatures – Arch. Pol. Fish. 20: 281-288.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Szkudlarek M. 2000 – Production of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) to market size in water recirculation systems – W: Presnovodnaya akvakultura v Tsentralnoi i Vostochnoi Evrope: dostizheniya i perspektivy (Red.). M.V. Grynzhovsky, Institut Rybnogo Khozyaistva, Kijów: 214-216.

Odłowy tarlaków szczupaka w województwie warmińsko-mazurskim – uwagi na temat jakości filetów ryb po tarle

*Zdzisław Zakęś¹, Mirosław Szczepkowski⁵, Renata Pietrzak-Fiećko²,
Monika Modzelewska-Kapituła³, Anna Hornatkiewicz-Żbik⁴*

¹Zakład Akwakultury, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

²Katedra Towaroznawstwa i Badań Żywności, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

³Katedra Technologii i Chemii Mięsa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

⁴Biuro ds. Rybactwa, Departament Rozwoju Obszarów Wiejskich i Rolnictwa,
Urząd Marszałkowski Województwa Warmińsko-Mazurskiego

⁵Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

W regionie Mazur w 2012 roku szczupakiem zarybiało 95% gospodarstw rybackich (liczba analizowanych podmiotów – 39), zarybianych było 93,3% analizowanej powierzchni jezior (100% = 123170 ha). Ostatni z wyżej wymienionych wskaźników w regionie Mazur przyjął najwyższą wartość, aczkolwiek w pozostałych regionach Polski też nie był niski i kształtował się na poziomie 72,9% (Pomorze) i 65,8% (Wielkopolska). Gatunek ten dominuje również w układzie wartościowym zarybień. Na Mazurach na zarybienia szczupakiem przeznaczono 44,7% całkowitych nakładów finansowych poniesionych na ten zabieg (100% = 5937220 zł). W skali kraju było to 35,1% (Mickiewicz 2012).

Bezspornie od kilkunastu lat jest to najważniejszy gatunek w gospodarce zarybieńniowej. W wylęgarniach regionu Mazur ikra szczupaka stanowiła ok. 50% całkowitej objętości inkubowanych jaj ryb, kolejne miejsca zajmowały gatunki głabielowate (Zakęś i Jarmołowicz 2009). Jeszcze do końca XX w. w mazurskich wylęgarniach najczęściej inkubowano ikry sielawy i siei. Obecną dominację szczupaka należy łączyć z rosnącym popytem na materiał zarybieńniowy tego gatunku, choć należy też brać pod uwagę spadek



Fot. 1. Wiosenne odłowy tarlaków szczupaka sprzętem pułapkowym.

liczebności ryb głębielowatych, a także liczby/powierzchni zbiorników spełniających wymagania środowiskowe tych gatunków.

Tarło sztuczne wszystkich wyżej wymienionych gatunków, bazuje na tzw. dzikich reproduktorach, pozyskiwanych w okresie ochronnym na podstawie zezwoleń wydawanych przez urzędy marszałkowskie. Podstawowym celem takich zabiegów jest oczywiście pozyskanie produktów płciowych, a w efekcie materiału zarybieniowego. Należy jednak pamiętać, że w regionie Mazur, w przypadku szczupaka, rocznie pozyskuje się dziesiątki ton tarlaków tego gatunku (fot. 1; Zakęś i Danilewicz 2010; obecne badania). Po tarle są one przeznaczone do handlu, jako ryba konsumpcyjna, tak więc zasadnym wydaje się pytanie dotyczące jakości tego typu surowca.

Celem przeprowadzonych badań było przeanalizowanie struktury odłowów tarlaków w regionie Mazur i określenie cech użytkowych ryb „potarłowych”, tj. wartości rzeźnej i dietetycznej. Cechy te porównano z danymi uzyskanymi wcześniej dla ryb odłowionych z tego samego jeziora w okresie przedtarłowym. Był to materiał o podobnej wielkości; osobniki te umownie nazwano „szczupakiem przedtarłowym”. W niniejszym opracowaniu skoncentrowano się na szczupaku, bowiem gatunek ten dominuje wśród ryb pozyskiwanych w okresie ochronnym w wodach województwa warmińsko-mazurskiego.

Odłowy tarlaków ryb w regionie Mazur

W analizowanym okresie, tj. w latach 2006-2013, liczba zezwoleń na odłów tarlaków ryb w okresie ochronnym utrzymywała się na dość wyrównanym poziomie i średnio wynosiła 66 zezwoleń na rok (tab. 1). Ubiegała się o nie większość podmiotów użytkujących rybacko wody otwarte w województwie warmińsko-mazurskim. Głównie dotyczyły one czterech gatunków ryb, tj. szczupaka, sandacza, siei i sielawy. Gatunki te dominują w wylęgarnictwie regionu Mazur, a produkty płciowe nadal pozyskiwane są głównie od dzikich reproduktorów (Zakęś i Jarmołowicz 2009).

Większość wniosków/zezwoleń dotyczyła jednak tarlaków szczupaka (średnio ok. 40%; tab. 1). Dominująca rola szczupaka uwidoczniła się jeszcze bardziej rozpatrując przyznane limity wagowe na odłów poszczególnych gatunków. W latach 2006-2013 średni roczny limit na odłów tarlaków ryb wynosił ponad 106 t, przy czym na szczupaka przypadało bez mała 73 t. Biorąc natomiast pod uwagę zrealizowane przez gospodarstwa odłowy, w ogólnej masie 55,5 t ryb, szczupaka było 43,5 t (tab. 2).

Uwagę zwraca odsetek zrealizowanych odłowów danego gatunku w przyznanym limicie, który w przypadku szczupaka wynosił ok. 60%, sielawy 38%, siei 37%, a sandacza zaledwie 19%. Świadczyć to może o opanowaniu metod odłowu danego gatunku, stanie jego populacji i środowiska, a także w pewnym stopniu o preferencji gospodarstw rybackich w kontekście produkcji materiału zarybieniowego i samych zarybień (Zakęś i Danilewicz 2010). W latach 2006-2012 odłowy szczupaka stanowiły średnio 75% całkowitej masy tarlaków ryb pozyskanych w regionie Mazur (zakres od 66 do 82%; tab. 3).

Wydajność rzeźna szczupaka przedtarłowego i potarłowego

Dla przetwórców ryb jedną z istotniejszych cech jest wydajność rzeźna osiągana na kolejnych etapach obróbki technologicznej, tj. tuszy patroszonej, tuszy patroszonej i odgłównionej, filetu ze skórą i odkórzzonego filetu. Oczywiście również konsumenci detaliczni, szczególnie ci kupujący rybę nieprzetworzoną (tzw. rybę „żywą” lub „świeżą”), zwracają na to uwagę. Cecha ta jest specyficzna gatunkowo, u ryb przyjmuje korzystniejsze wartości niż u zwierząt lądowych i mieści się w zakresie od 30-40% masy ciała (m.c.; ryby sumokształtne) do 50-65% m.c. (ryby łososiowate).

Drapieżne ryby jeziorowe, takie jak szczupak i sandacz mieszczą się w środku tego przedziału, gdyż masa odkórzzonego filetu stanowi około 50% m.c. (Zakęś i in. 2007). Stwierdza się jednak pewne różnice w wydajności rzeźnej w obrębie danego gatunku. W tym przypadku uwidacznia się np. wpływ wielkości/wieku ryb. Wraz z wiekiem zmie-

Tabela 1

Liczba zezwoleń (n) na odłow tarlaków ryb wydanych przez Urząd Marszałkowski
Województwa Warmińsko-Mazurskiego w latach 2006-2013

Lata	Gatunki																RAZEM	Razem wniosków**	
	szczupak		sandacz		sum		sielawa		sieja		troć		pstrąg potokowy		brzana				
	n	%*	n	%*	n	%*	n	%*	n	%*	n	%*	n	%*	n	%*			n
2006	19	34,5	11	20,0	0	0	14	25,4	10	18,2	1	1,8	0	0	0	0	55	100	36
2007	23	33,8	16	23,5	1	1,5	15	22,1	10	14,7	1	1,5	1	1,5	1	1,5	68	100	43
2008	26	39,4	12	18,2	2	3,0	14	21,2	10	15,2	1	1,5	1	1,5	0	0,0	66	100	43
2009	24	38,7	11	17,7	1	1,6	15	24,2	9	14,5	1	1,6	1	1,6	0	0,0	62	100	41
2010	29	45,3	10	15,6	1	1,6	14	21,9	9	14,1	0	0,0	1	1,6	0	0,0	64	100	43
2011	30	41,7	15	20,8	2	2,8	16	22,2	8	11,1	0	0,0	1	1,4	0	0,0	72	100	45
2012	25	36,8	16	23,5	1	1,5	15	22,1	9	13,2	0	0,0	2	2,9	0	0,0	68	100	40
2013	31	39,7	16	20,5	2	2,6	15	19,2	11	14,1	0	0,0	3	3,8	0	0,0	78	100	49
Średnia	25,9	38,7	13,4	20,0	1,3	1,8	14,8	22,3	9,5	14,4	0,5	0,8	1,3	1,8	0,1	0,2	66,6	100	42,5

*procentowy udział zezwoleń na odłow tarlaków poszczególnych gatunków w całkowitej liczbie zezwoleń wydanych w danym roku

**liczba złożonych wniosków. Liczba wniosków jest mniejsza od liczby zezwoleń wydanych na odłów poszczególnych gatunków ryb, ponieważ niektóre podmioty gospodarcze zwracały się o umożliwienie odłowu tarlaków więcej niż jednego gatunku

Tabela 2

Odtowy tarlaków poszczególnych gatunków ryb w latach 2006-2013 (według informacji Urzędu Marszałkowskiego Województwa Warmińsko-Mazurskiego; LO – przyznany limit odtówów; ZO – zrealizowane odtowy)

Gatunki		Lata								Średnia
		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	
Szczupak (kg)	LO	63350,0	69940,0	71670,0	69040,0	69905,0	76095,0	79310,0	82730,0	72755,0
	ZO	27205,0	44518,6	54071,0	35623,0	48883,0	51104,0	48829,0	38281,0	43564,3
	%*	42,9	63,7	75,4	51,6	69,9	67,2	61,6	46,3	59,8
Sandacz (kg)	LO	3380,0	4750,0	4350,0	3940,0	4610,0	4310,0	5580,0	5350,0	4533,8
	ZO	481,5	757,0	751,0	936,0	549,4	1278,5	956,0	947,5	832,1
	%*	14,2	15,9	17,3	23,8	11,9	29,7	17,1	17,7	18,5
Sum (kg)	LO	0	350	350	300	300	340	250	d.n.	270,0
	ZO	-	41	39	79	0	7	0	d.n.	27,7
	%*	-	11,7	11,1	26,3	0	2,1	0	d.n.	8,5
Sielawa (kg)	LO	25910,0	29510,0	30010,0	29700,0	29150,0	29900,0	24250,0	d.n.	28347,1
	ZO	12079,0	11083,0	10086,0	11024,0	10514,5	12063,0	8784,0	d.n.	10804,8
	%*	46,6	37,6	33,6	37,1	36,1	40,3	36,2	d.n.	38,2
Sieja (kg)	LO	4645,0	5160,0	5050,0	5975,0	4110,0	6400,0	4940,0	d.n.	5182,9
	ZO	1252,0	1639,6	1124,0	2108,0	1932,0	2893,0	2724,3	d.n.	1953,3
	%*	27,0	31,8	22,3	35,3	47,0	45,2	55,1	d.n.	37,4
RAZEM (kg)	LO	97285,0	109710,0	111430,0	108955,0	108075,0	117045,0	114330,0	88080,0	106863,8
	ZO	41017,5	58039,2	66071,0	49770,0	61878,9	67345,5	61293,3	39228,5	55580,5
	%*	42,2	52,9	59,3	45,7	57,3	57,5	53,6	44,5	51,6

*odsetek zrealizowanych odtówów w stosunku do przyznanego limitu; d.n. – dane niekompletne

Tabela 3

Procentowy udział limitów odtówowych (LO) i zrealizowanych odtówów poszczególnych gatunków ryb (ZO) w całkowitych wartościach LO i ZO w latach 2006-2012 (wg danych Urzędu Marszałkowskiego Województwa Warmińsko-Mazurskiego)

Lata	Gatunki										100% = kg	
	Szczupak		Sandacz		Sum		Sielawa		Sieja			
	LO	ZO	LO	ZO	LO	ZO	LO	ZO	LO	ZO	LO	ZO
2006	65,12	66,33	3,48	1,18	0,00	0,00	26,64	29,45	4,78	3,06	97285,0	41017,5
2007	63,75	76,71	4,33	1,31	0,32	0,07	26,90	19,10	4,71	2,83	109710,0	58039,2
2008	64,32	81,84	3,91	1,14	0,32	0,06	26,94	15,27	4,54	1,71	111430,0	66071,0
2009	63,37	71,58	3,62	1,88	0,28	0,16	27,26	22,15	5,49	4,24	108955,0	49770,0
2010	64,69	79,00	4,27	0,89	0,28	0,00	26,98	17,00	3,81	3,13	108075,0	61878,9
2011	65,02	75,89	3,69	1,90	0,29	0,01	25,55	17,92	5,47	4,30	117045,0	67345,5
2012	69,37	79,67	4,88	1,56	0,22	0,00	21,21	14,34	4,32	4,45	114330,0	61293,3
2013	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.	d.n.
Średnia	65,09	75,86	4,03	1,41	0,29	0,05	25,93	19,32	4,73	3,39	109547,1	57916,5

d.n. – dane niekompletne, w trakcie gromadzenia



Fot. 2. Materiał badawczy – szczupak potarłowy.

niąją się bowiem proporcje i udział wagowy poszczególnych części ciała ryb (np. głowy), co ma wpływ na osiągnięte wydajności rzeźne. Wykazano, że cecha ta determinowana jest też warunkami żywieniowymi, np. ryby dzikie danego gatunku (pochodzące z naturalnych zbiorników wodnych) zazwyczaj charakteryzują się korzystniejszymi wydajnościami rzeźnymi niż ryby hodowlane, żywiące intensywnie różnymi paszami. Choć i tutaj mamy do czynienia ze specyfiką gatunkową, bowiem takiego zjawiska nie zaobserwowano u sumy europejskiego, a znacząco uwidoczniło się ono u okonia. Obniżenie wydajności rzeźnej u ryb hodowlanych wynika ze zwiększenia masy trzewi związanego z odtuszczeniem narządów wewnętrznych (Zakęś i in. 2007).

Na wartość rzeźną danego gatunku wpływać może płeć (u samców może być wyższa), a także stadium dojrzałości ryb, związane oczywiście z porą roku. U gatunków tarła wiosennego, szczególnie samic, mniej korzystne wartości przyjmuje u osobników posiadających gonady w końcowych stadiach ich rocznego cyklu rozwoju, czyli zimą i wczesną wiosną. W naszych badaniach, w których porównywaliśmy cechy użytkowe szczupaka przedtarłowego (odłowionego w listopadzie) i ryby potarłowe (po pozyskaniu produktów płciowych od osobników odłowionych tuż przed tarłem, w marcu) można było takiego efektu oczekiwać.

W badaniach użyliśmy ryb podobnej wielkości (w celu wykluczenia potencjalnego wpływu wieku/wielkości ryb), a stosunek samców do samic był zbliżony i wynosił 50:50 (fot. 2; tab. 4). Na wszystkich etapach obróbki technologicznej (oprócz tuszy patroszonej), korzystniejsze wartości rzeźne uzyskano w przypadku szczupaka przedtarłowego. Różnice te były najbardziej widoczne w przypadku filetu ze skórą i odskórnego filetu, a sięgały one 7,5% m.c., na niekorzyść osobników potarłowych (tab. 4). Fakt ten z pewnością jest zastanawiający, bowiem wydajność rzeźna patroszonej ryby potarłowej była wyższa niż osobników przedtarłowych i wynikała oczywiście z mniejszej masy wewnętrznosci (w tym gonad). Osobniki potarłowe charakteryzowały się relatywnie (w stosunku do masy ciała) większą głową. Natomiast udział wagowy skóry i kręgosłupa z żebrami był zbliżony i wynosił odpowiednio ok. 8,5 i 7,0% m.c. Generalnie należy stwierdzić, że szczupak potarłowy miał niższą masę mięśniową, a dodatkowo był trudniejszy w obróbkę technologiczną, tzw. strata w przypadku ryb przedtarłowych i potarłowych wynosiła, odpowiednio 0,7 i 2,3% m.c., co oczywiście przyczyniło się też do obniżenia wydajności rzeźnej, szczególnie filetów.

Tabela 4

Wydajność rzeźna i podstawowy skład chemiczny odskórzonych filetów szczupaka odłowionego z jeziora Dgał Wielki (Pojezierze Mazurskie) w listopadzie (szczupak przedtarłowy) i w marcu (szczupak potarłowy)

Wyszczególnienie	Szczupak przedtarłowy (n = 10)	Szczupak potarłowy (n = 13)
Masa ciała (m.c.; g)	569,5	443,0
Wartości rzeźne		
Tusza patroszona (% m.c.)	89,6	92,3
Tusza patroszona i odgłowiona (% m.c.)	69,2	67,7
Filet ze skórą (% m.c.)	61,7	54,2
Filet bez skóry (% m.c.)	52,9	45,4
Podstawowy skład chemiczny filetu		
Woda (%)	80,4	79,9
Białko (%)	18,3	17,9
Tłuszcz (%)	0,2	0,7
Popiół (%)	1,2	1,4
Wartość kaloryczna* (kJ/100 g)	447,0	456,9

*oszacowano na podstawie podstawowego składu chemicznego, wykorzystując następujące przeliczniki energii: 39 kJ/g białka, 24 kJ/g tłuszczu

Na uzyskane wyniki należy również spojrzeć krytycznie. Materiał badawczy użyty w naszych badaniach był niewielkich rozmiarów (m.c. ok. 0,5 kg). Z pewnością pełniejszy obraz można by uzyskać porównując szczupaka kilku grup wielkości. Odnotować też

należy, że w naszych analizach używaliśmy ryb, od których pozyskano produkty płciowe w warunkach polowych. Wiadomo, że zazwyczaj ikrę udaje się pozyskać od 30-50% samic, tak więc w przypadku ryb nie wytartych można by oczekiwać jeszcze niższych wydajności rzeźnych, związanych z większą masą trzewi (gonad).

Dietetyczna wartość filetów szczupaka przedtarłowego i potarłowego

Porównując podstawowy skład chemiczny filetów szczupaka przedtarłowego i potarłowego nie stwierdzono istotnych różnic w poziomie białka, tłuszczu i wartości kalorycznej filetów (tab. 4). Poziom białka jest dość stabilny i u ryb mieści się w przedziale 15-19%. U szczupaka kształtuje się on na poziomie 18-19% (Brzozowska 1998, Janowska i in. 2008; niniejsze badania). Wiadomo, że mięso ryb jest lepszym źródłem białka, niż inne produkty zwierzęce. Wynika to z faktu, że dostarcza ono dużo białka z relatywnie niewielką ilością energii. Charakteryzuje się też bardzo korzystnym składem aminokwasów i wysoką strawnością (Koćakowska i Koćakowski 2001). Nie analizowaliśmy jednak składu aminokwasowego filetów szczupaka przedtarłowego i potarłowego, stąd poczynienie stosownych porównań jest niemożliwe. Biorąc jednak pod uwagę dużą stabilność składu białek i niewielkie różnice w zawartości tego nutrientu w porównywalnych grupach ryb można przypuszczać, że skład aminokwasowy i wartość dietetyczna białek filetów szczupaka pozyskanego przed tarłem i po tarle była podobna.

Odmienne wyglądała sytuacja w przypadku tłuszczu. Generalnie zawartość lipidów jest bardziej labilna i u różnych gatunków ryb mieści się w przedziale od 0,5 do 20% (Jobling 2001). Szczupak zaliczany jest do grupy ryb charakteryzujących się mięsem chudym, u których zawartość tłuszczu nie przekracza 2% (Brzozowska 1998). Stwierdzono jednak, że żywienie wysokoenergetyczną paszą komponowaną skutkuje istotnym wzrostem zawartości lipidów (do 2,4%), co pozwala zaliczyć szczupaka hodowlanego już do grupy ryb średniotłustych (Zakęś i in. 2007). Mięso szczupaka dzikiego jest jednak zdecydowanie chudsze, co potwierdzają również nasze badania. Zawartość tłuszczu zarówno w filetach ryb przedtarłowych, jak i potarłowych wynosiła bowiem poniżej 1% (tab. 4). Jednak w przypadku lipidów od wskaźników ilościowych o wiele ważniejsze są jakościowe, a więc np. zawartość procentowa poszczególnych grup kwasów tłuszczowych, tj. nasyconych (SFA), nienasyconych (USFA), jednonienasyconych, nazywanych też monoienowymi (MUFA) i wielonienasyconych, czyli inaczej polienowych (PUFA). Z dietetycznego punktu widzenia najważniejsza jest zawartość kwasów PUFA należących do szeregu n-3 (n-3 PUFA). Szczególnie cenne są

kwasy eikozapentaenowy (EPA; 20:5 n-3) i dokozaheksaenowy (DHA; 20:6 n-3). Stosowanie diety bogatej w te kwasy tłuszczowe działa bardzo korzystnie na zdrowie człowieka. Fakt ten tłumaczy się biologiczną aktywnością tych kwasów. Najlepiej udokumentowane jest korzystne działanie diety bogatej w n-3 PUFA w schorzeniach układu krążenia człowieka. Udowodniono też pozytywny wpływ n-3 PUFA (szczególnie DHA) na rozwój i funkcjonowanie układu nerwowego i odpornościowego, w tym hamowanie wzrostu komórek nowotworowych. Zdecydowanie mniej korzystnie działają kwasy z grupy n-6 (n-6 PUFA). Badania kliniczne przeprowadzone na ludziach wykazały, że spożywanie diety bogatej w te kwasy zwiększa ryzyko rozwoju raka piersi u kobiet. Opracowano założenia żywieniowe dotyczące zapotrzebowania człowieka na kwasy tłuszczowe, np. ilość EPA+DHA określona została na 0,8 g dziennie. Stwierdzono, że spożywanie ryby raz w tygodniu zmniejsza o 70% ryzyko nagłej śmierci spowodowanej zatrzymaniem akcji serca, związanej z blokadą naczyń krwionośnych (Kołakowska i Kołakowski 2001).

Wracając do meritum, rodzi się pytanie, jak wypadło porównanie jakości filetów szczupaka w kontekście ich dietetycznej wartości? Otóż, ogólnie należy stwierdzić, że profile kwasów tłuszczowych zawartych w mięsie szczupaka przedtarłowego i potarłowego różniły się diametralnie. Dotyczyło to zarówno grup kwasów tłuszczowych, jak i poszczególnych kwasów. Zawartość SFA i USFA była odmienna. O ile w grupie ryb pozyskanych przed tarłem dominowały USFA, o tyle po tarle w filetach ryb były głównie SFA, które stanowiły aż 65% wszystkich kwasów tłuszczowych (w.k.t.; tab. 5). Filety ryb potarłowych były też bogatsze w kwasy MUFA, stanowiące dla ryb i ich konsumentów głównie źródło energii metabolicznej. Szczególnie zastanawia udział PUFA w filecie szczupaka potarłowego, który był aż 6-krotnie niższy niż u ryb przedtarłowych (11 wobec 58% w.k.t.). Poziom cennych dla człowieka kwasów n-3 PUFA w mięsie szczupaka potarłowego był jeszcze niższy, bowiem różnice, w porównaniu z osobnikami przedtarłowymi, były bez mała 10-krotne (4,8 wobec 41,3% w.k.t.). Z kolei zawartość n-6 PUFA w grupie ryb przedtarłowych i potarłowych wynosiła odpowiednio: 15,8 i 5,8% w.k.t. (tab. 5). W rezultacie stosunek kwasów n-3/n-6 u szczupaka przedtarłowego i potarłowego przyjął diametralnie różne wartości, odpowiednio 2,61 i 0,54. Jest to bardzo ważny wskaźnik dietetycznej jakości mięsa ryb. Im wyższa jest jego wartość, czyli większy udział kwasów n-3 PUFA, tym lepsza jakość dietetyczna i prozdrowotna surowca. Stosunek n-3/n-6 w filetach szczupaka potarłowego był 5-krotnie niższy, a więc dietetyczna jakość mięsa była istotnie gorsza. U ryb słodkowodnych stosunek n-3/n-6 mieści się w przedziale od 1 do 4, np. u lina wynosi 1,9, okonia 2,2, suma europejskiego 2,5, szczupaka 2,8, sandacza 3,3. U ryb hodowlanych żywionych paszą komponowaną wskaźnik ten przyjmuje jeszcze korzystniejsze wartości (zakres od 3,6 do 5,7) (Zakęś 2009). Gwoli ścisłości odnotować należy, że jakość mięsa wyżej wymienionych gatunków ryb nie była analizowana tuż po tarle, jak

Tabela 5

Profil kwasów tłuszczowych (% wszystkich kwasów tłuszczowych) odskórzonych filetów szczupaka odłowionego z jeziora Dgał Wielki (Pojezierze Mazurskie) w listopadzie (szczupak przedtarłowy) i w marcu (szczupak potarłowy)

Wyszczególnienie	Szczupak przedtarłowy (n = 10)	Szczupak potarłowy (n = 13)
Wybrane kwasy tłuszczowe		
16:0 (PA)	18,72	44,29
18:1 cis 9 (OA)	8,62	12,60
18:3 n-3 (ALA)	3,01	0,55
18:2 n-6 (LA)	4,90	2,87
20:4 n-6 (AA)	8,60	1,78
20:5 n-3 (EPA)	6,67	0,73
20:6 n-3 (DHA)	27,96	3,13
Grupy kwasów tłuszczowych		
SFA	25,70	64,71
USFA	74,30	35,29
MUFA	15,97	24,91
PUFA	58,33	10,67
n-3 PUFA	41,26	4,84
n-6 PUFA	15,79	5,84
n3/n6	2,61	0,54
PUFA/SFA	2,27	0,19
MUFA/PUFA	0,27	5,32

Oznaczenia: PA – kwas palmitynowy, OA – kwas oleinowy, ALA – kwas α -linolenowy, LA – kwas linolowy, AA – kwas arachidonowy, pozostałe oznaczenia w tekście pracy

w naszych badaniach dotyczących szczupaka. Niewykluczone, że i w tych przypadkach dietetyczne walory mięsa ryb potarłowych byłyby istotnie niższe, podobnie jak u szczupaka.

Odnosząc się do zawartości szczególnie istotnych dla człowieka kwasów tłuszczowych, tj. EPA i DHA stwierdzić należy, że mięso szczupaka potarłowego zawierało 9-krotnie mniej EPA i DHA (tab. 5). Jest więc zdecydowanie gorszym źródłem tych prozdrowotnych kwasów, niż filet szczupaka przedtarłowego.

Prace dotyczące zmian składu/jakości mięsa ryb dzikich w cyklu rocznym należą do nielicznych. W przypadku szczupaka tego typu analizy prowadził Schwalme i in. (1993). Odnotowali oni istotny spadek zawartości DHA w filetach samic szczupaka w miesiącach potarłowych, tj. marcu i kwietniu. Obserwacje tych autorów korespondują więc z naszymi spostrzeżeniami. Wynika z nich, że kwasy te (EPA i DHA) wykorzystywane są wybiórczo w czasie wzrostu gonad, a odbywa się to kosztem innych części ciała, w tym mięśni, które są traktowane przez organizm jak swego rodzaju rezerwuuar wykorzystywany w odpowiedniej fazie rocznego cyklu rozwoju gonad. W naszych badaniach porównywaliśmy jedynie jedną grupę wielkości ryb, stąd można postawić im zarzut małej reprezentatyw-

ności. Badaliśmy jednak również większe ryby (średnia m.c. ok. 1,5 kg) i również w tym przypadku zawartość EPA i DHA była niska; kwasy te stanowiły bowiem 1,4 i 3,9% w.k.t., a stosunek n-3/n-6 wyniósł 0,76 (Z. Zakęś i in., mat. niepublikowane).

Podsumowanie

Odłowy tarlaków szczupaka w okresie przedtarłowym należy uznać za znaczące. Obecnie, tj. w latach 2006-2013, w regionie Mazur wynoszą one średnio ok. 43,5 t rocznie. Stanowią one istotny odsetek całkowitych odłowów szczupaka pozyskiwanych z wód otwartych regionu. W latach 2006-2012 na Mazurach pozyskiwano bowiem średnio 148,5 t szczupaka (dane Zakładu Bioekonomiki IRS w Olsztynie), czyli szczupak potarłowy stanowił ok. 30% całkowitych odłowów tego gatunku w regionie.

Obecnie wzrastają wymagania konsumentów i rośnie też świadomość dotycząca prozdrowotnych właściwości mięsa ryb. Dla coraz szerszej rzeszy konsumentów istotne są walory dietetyczne i prozdrowotne tego produktu. Przeprowadzone badania wykazały, że filety szczupaka potarłowego są istotnie gorszym źródłem cennych dla człowieka, o udokumentowanych właściwościach prozdrowotnych, kwasów tłuszczowych (EPA i DHA). Niewykluczone, że właściwszym rozwiązaniem byłoby uwalnianie ryb po tarle do zbiorników, z których zostały pozyskane i ich odłów w okresie późniejszym. Wstępne badania wykazały bowiem, że szczupak potarłowy może być z powodzeniem przywracany do środowiska naturalnego (A. Kapusta i in., mat. niepublikowane). Wyciąganie jednak tak daleko idących wniosków/zaleceń wymaga przeprowadzenia gruntowniejszych badań.

Opracowanie powstało w ramach tematu statutowego nr S028 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Literatura

- Brzozowska E. 1998 – Ryby – wartość odżywcza i przydatność kulinarna – Przem. Spoż. 7: 37-39.
- Jankowska B., Zakęś Z., Żmijewski T., Szczepkowski M. 2008 – Fatty acid composition of wild and cultured northern pike (*Esox lucius*) – J. Appl. Ichthyol. 24: 196-201.
- Jobling M. 2001 – Nutrient partitioning and the influence of feed composition on body composition – W: Food intake in fish (Red.) D. Houlihan, T. Boujard, M. Jobling. Blackwell Sciences Ltd, Oxford, UK: 354-375.
- Kołąkowska A., Kołąkowski E. 2001 – Szczególne właściwości żywieniowe ryb – Przem. Spoż. 6: 10-13.

- Mickiewicz M. 2012 – Gospodarka zarybieniowa w jeziorach polskich – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 r. (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 21-34.
- Schwalme K., Mackay W.C., Clandinin M.T. 1993 – Seasonal dynamics of fatty acids composition in female northern pike (*Esox lucius* L.) – J. Comp. Physiol. Part B, 163: 277-287.
- Zakęś Z. 2009 – Sandacz. Chów i hodowla. Poradnik hodowcy – Wyd. IRS, Olsztyn, 203 s.
- Zakęś Z., Danilewicz B. 2010 – Rozród ryb w warunkach postępującej eutrofizacji wód powierzchniowych – Komun. Ryb. 3: 14-17.
- Zakęś Z., Jankowska B., Żmijewski T. 2007 – Wpływ intensywnego żywienia ryb jeziorowych na wartość rzeźna i wybrane wskaźniki jakości mięsa – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb jeziorowych i innych gatunków (Red.) J. Wolnicki, Z. Zakęś, R. Kamiński. Wyd. IRS, Olsztyn: 197-208.
- Zakęś Z., Jarmołowicz S. 2009 – Stan techniczny budynków i urządzeń służących do prowadzenia gospodarki rybackiej – W: Diagnoza aktualnego stanu oraz perspektywy rozwoju rybactwa śródlądowego i nadbrzeżnych obszarów rybackich w województwie warmińsko-mazurskim (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 95-110.

Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybne w 2012 roku

Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Marek Trella
Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Analiza presji i połowów wędkarskich, przeprowadzona na podstawie danych z ośmiu wytypowanych gospodarstw rybnych, reprezentujących trzy wyróżnione regiony jeziorowe ("Mazury", "Pomorze" i "Wielkopolska", patrz rozdział na temat zarybień), 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 2011 roku (Wołos i in. 2013).

W niniejszym, dotyczącym 2012 roku opracowaniu, analogicznie przedstawiono wyniki badań ankietowych wędkarzy łowiących ryby w jeziorach użytkowanych przez te same gospodarstwa rybne. Ponadto, na podstawie uzyskanych wyników oraz liczby zezwoleń wędkarskich sprzedanych w 2012 roku przez jeziorowe gospodarstwa rybne oszacowano wielkość odłowów wędkarskich z całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybnie w Polsce.

Materiały i metodyka

Badania ankietowe wędkarzy przeprowadzono w następujących gospodarstwach rybnych:

- Gospodarstwo Rybne Augustów (zwane dalej umownie Gospodarstwo „Augustów”),
- Gospodarstwo Rybne Bogucin Sp.z o.o. (Gospodarstwo „Bogucin”),

- Gospodarstwo Jeziorowe Sp. z o.o. w Ełku (Gospodarstwo „Ełk”),
- Gospodarstwo Rybackie Łysinin Sp.z o.o. (Gospodarstwo „Łysinin”),
- Gospodarstwo Rybackie Sp.z o.o. w Mrągowie (Gospodarstwo „Mrągowo”),
- Gospodarstwo Rybacko-Wędkarskie Rurzyca (Gospodarstwo „Rurzyca”),
- Gospodarstwo Rybackie Sława Sp. z o.o. (Gospodarstwo „Sława”),
- Przedsiębiorstwo Rybackie Złocieniec Sp. z o.o. (Gospodarstwo „Złocieniec”).

Wytypowane gospodarstwa reprezentują trzy wyodrębnione regiony jeziorowe naszego kraju, a mianowicie "Mazury", "Pomorze" i "Wielkopolskę" (patrz opracowanie nt. zarybień jezior w niniejszej monografii). Ogółem zebrano i poddano analizie 613 kwestionariuszy ankietowych, zawierających m.in. pytania dotyczące liczby dni wędkowania w poszczególnych miesiącach sezonu 2012, 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.

Strukturę gatunkową odłowów wędkarskich porównano ze strukturą gatunkową odłowów rybackich, wykorzystując do tego dane o odłowach gospodarczych z powierzchni 270 tys. ha jezior uzyskanych w 2012 roku (Wołos i in. 2013).

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.

Na podstawie wyników badań gospodarstw rybackich obliczono liczbę zezwoleń sprzedanych w 2012 roku, w podziale na całoroczne, sezonowe i jednodniowe, a następnie obliczono liczbę każdego rodzaju zezwoleń przypadającą na jednostkę powierzchni. Wykorzystując średnie wielkości odłowów rocznych oraz dziennych uzyskanych przez wędkarzy łowiących ryby w jeziorach użytkowanych przez osiem analizowanych gospodarstw rybackich oszacowano wielkość odłowów wędkarskich uzyskanych w 2012 roku z całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce, tj. 270 tys. ha.

Wyniki i dyskusja

Podstawowe parametry charakteryzujące presję i odłowy wędkarskie

Średnia liczba dni wędkowania na 1 wędkarza w całej badanej próbie wyniosła 44,8 dni, mieszcząc się w przedziale od 13,3 dni (Gospodarstwo „Rurzyca”) do 80,2 dni (Gospodarstwo „Łysinin”). W ciągu całego roku 2012 badani wędkarze odłowili łącznie 31033 kg ryb, co w przeliczeniu na 1 wędkarza dało wskaźnik 50,6 kg ryb, przy waha- niach od 34,1 kg (Gospodarstwo „Rurzyca”) do 76,0 kg (Gospodarstwo „Łysinin”). Średni odłów dzienny na 1 wędkarza wyniósł w całym badanym zbiorze 1,34 kg, wykazując dość wyraźne różnice – od 0,73 kg w Gospodarstwie „Ełk” do 2,56 kg w Gospodarstwie „Rurzyca” (tab. 1). Warto odnotować, że zarówno średnia liczba dni wędkowania, średni roczny odłów na 1 wędkarza oraz średni odłów dzienny przypadający na 1 wędkującego były niemal identyczne jak w roku 2011 (Wołos i in. 2013), co wskazuje na stabilność warunków wędkowania i miarodajny wybór badanej próby gospodarstw rybackich w celu oszacowania presji i odłowów wędkarskich w jeziorach Polski.

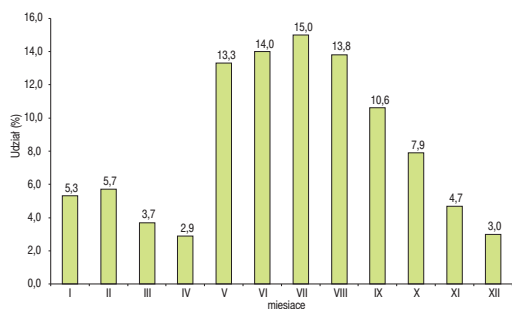
Tabela 1

Podstawowe parametry charakteryzujące badanych wędkarzy oraz odłowy wędkarskie w jeziorach 8 gospodarstw rybackich w 2012 roku

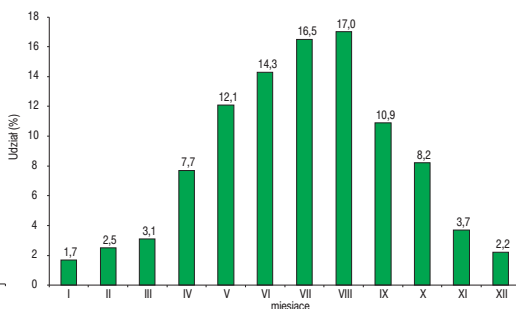
Gospodarstwo	Liczba ankietowanych wędkarzy	Całkowita liczba dni wędkowania	Średnia liczba dni wędkowania na 1 wędkarza	Odłów		
				Ogółem (kg)	Średni odłów roczny na 1 wędkarza (kg)	Średni odłów dzienny na 1 wędkarza (kg)
"Augustów"	64	2859	44,7	4361	68,1	1,53
"Bogucin"	50	2325	46,5	2673	53,5	1,15
"Ełk"	75	4601	61,3	3391	45,2	0,73
"Łysinin"	101	8103	80,2	7674	76,0	0,95
"Mrągowo"	97	3841	39,6	4487	46,3	1,17
"Rurzyca"	90	1198	13,3	3068	34,1	2,56
"Sława"	46	984	21,4	1581	34,4	1,61
"Złocieniec"	90	3562	39,6	3798	42,2	1,07
RAZEM	613	27473	44,8	31033	50,6	1,34

Do zobrazowania sezonowości presji wędkarskiej posłużyły wyniki uzyskane dla dwóch gospodarstw – „Ełk” i „Łysinin”. Rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach roku 2012 był w przypadku obu gospodarstw nieco odmienny (rys. 1 i 2).

Wskazuje on na znaczną sezonowość wędkowania, bowiem presja wędkarska skoncentrowana była na pięciu miesiącach (maj-wrzesień), na które przypadało 66,7% dni



Rys. 1. Gospodarstwo "Ełk" – rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach.



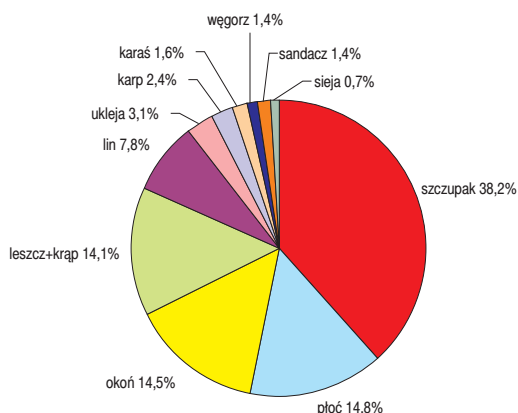
Rys. 2. Gospodarstwo "Łysinin" – rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach.

wędkowania w Gospodarstwie „Ełk” i aż 70,8% w przypadku Gospodarstwa „Łysinin”. Nieznaczna część presji w tym drugim gospodarstwie (4,2%) przypadała na dwa miesiące zimowe (styczeń-luty) w okresie odłowów podlodowych, natomiast w Gospodarstwie „Ełk” na te dwa miesiące przypadało 11% dni wędkowania.

Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich

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

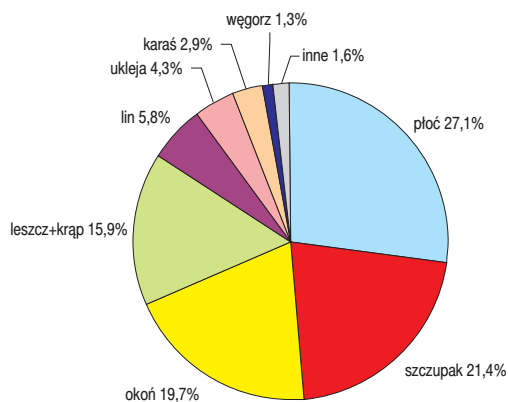
Na strukturę gatunkową odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Augustów” złożyło się 12 taksonów ryb (rys. 3). Drapieżniki reprezentowane były głównie przez szczupaka (38,2%) oraz okonia (14,5%), a w mniejszych ilościach przez sandacza i węgorza (łącznie oba gatunki 2,8%).



Rys. 3. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo "Augustów".

W ten sposób udział wszystkich drapieżników wyniósł aż 55,5% odłowów całkowitych, co było najwyższym odsetkiem wśród ośmiu badanych gospodarstw rybackich. Udziały pospolitych gatunków karpiowatych były stosunkowo niskie, i wynosiły w przypadku płoci 14,8%, zaś leszcza i krapia stanowiły łącznie 14,18%. Odsetek lina osiągnął 7,8%, a karpia 2,4%, natomiast sporadycznie zanotowano w odłowach karasia, sandacza, węgorza i sieję.

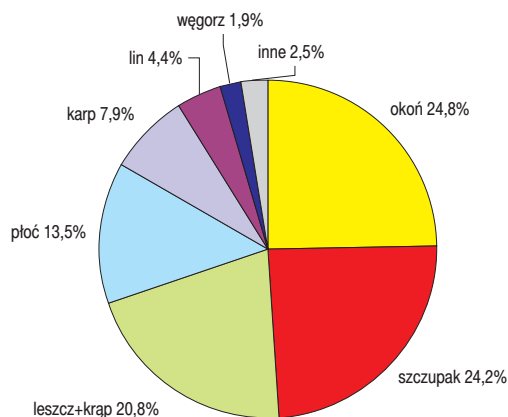
W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Ełk” (rys. 4) zwraca uwagę wysoki odsetek dwóch podstawowych gatunków drapieżnych – szczupaka i okonia, których udziały wynosiły odpowiednio 21,4% i 19,7%, zaś łączny udział drapieżników (włączając 1,3% węgorza) osiągnął 42,4% całkowitej masy odłowów wędkarskich. Kolejne miejsca zajęły pospolite gatunki karpioвате – płoć, leszcz i krąp, których łączny odsetek wyniósł 43%. Z pozostałych łowionych gatunków warto odnotować 5,8-procentowy udział lina.



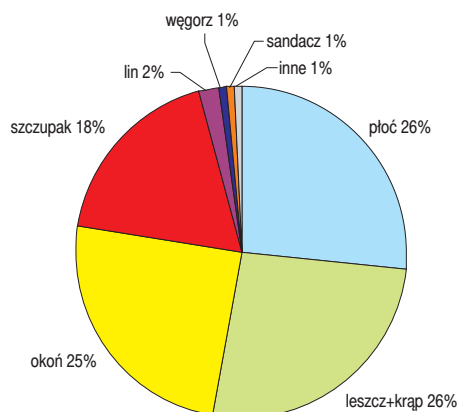
Rys. 4. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo "Ełk".

Struktura odłowów z jezior Gospodarstwa „Mrągowo” (rys. 5) była zróżnicowana i składała się na nią 13 gatunków. Zdecydowanie najwięcej łowiono drapieżników – okonia 24,8% i szczupaka 24,2%, które razem z węgorzem, sandaczem i sumem stanowiły 51,6%. Pospolite gatunki karpioвате stanowiły tylko 34,3% całkowitej masy złowionych ryb, w tym leszcza i krąpia 20,8% i 13,5% płoci. Warto wspomnieć o linie i karpiu, których udziały wynosiły odpowiednio 7,9% i 4,4%, natomiast pozostałe gatunki, tj. ukleja i karaś wystąpiły w odłowach sporadycznie.

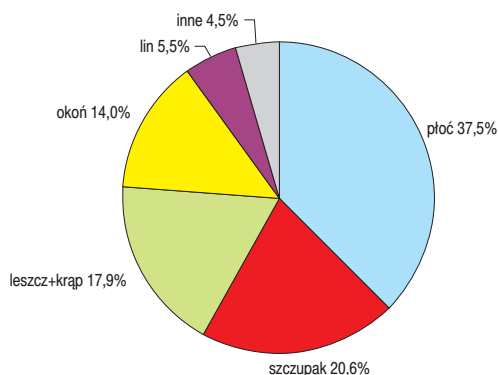
W odłowach z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Złocieniec” (rys. 6) przeważały pospolite gatunki karpioвате (płoć, leszcz i krąp), które stanowiły łącznie 52,7% całkowitej masy złowionych przez wędkarzy ryb. Gatunki drapieżne tj. okoi, szczupak,



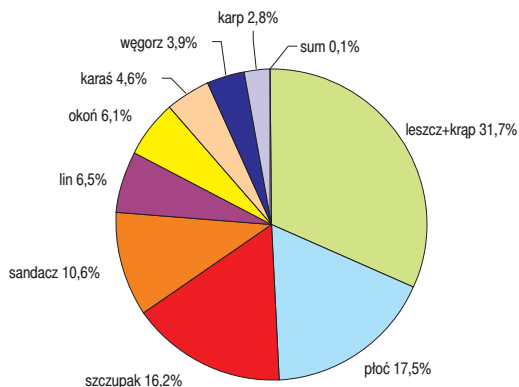
Rys. 5. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo "Mrągowo".



Rys. 6. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo "Złocieniec".



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



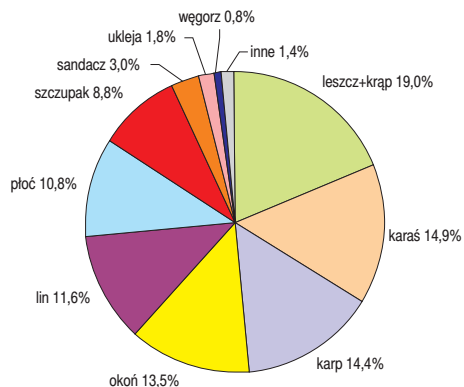
Rys. 8. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Łysinin”.

węgorz i sandacz charakteryzowały się również wysokim udziałem (łącznie 44,4%), z czego na okonia przypadało 24,9%, a na szczupaka 18,2%. Niewielkimi udziałami charakteryzowały się pozostałe łowione gatunki.

Struktura odłowów z jezior Gospodarstwa „Rurzyca” (rys. 7) była zdominowana przez pospolite gatunki karpiowate, które łącznie stanowiły 55,4% całkowitej masy złowionych ryb. Udział szczupaka wynosił 21,4%, a okonia 19,7%. Odsetek lina osiągnął 5,8%, a wśród innych łowionych gatunków wystąpiły ukleja, karaś, węgorz, wzdręga i kleń.

Na strukturę gatunkową odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Łysinin” złożyło się 11 taksonów ryb (rys. 8). Drapieżniki stanowiły łącznie 36,9%; wśród nich na pierwszym miejscu wymieniano szczupaka (16,2%), następnie sandacza (10,6%), okonia (6,1%), węgorza (3,9%) i suma. Warto wspomnieć o pospolitych karpiowatych – leszczu i krapiu stanowiących łącznie 31,7% oraz płoci z udziałem 17,5%.

Odsetki lina, karasia i karpia wynosiły odpowiednio 6,5%, 4,6% i 2,8%.

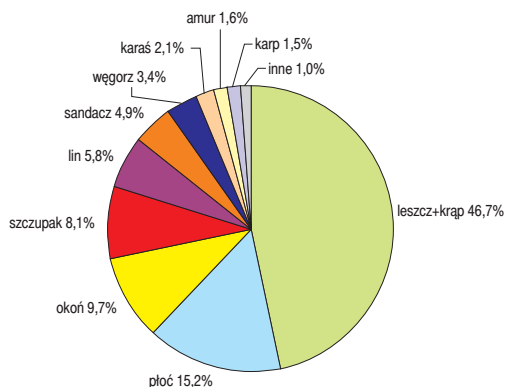


Rys. 9. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Bogucin”.

W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Bogucin” (rys. 9) zwraca uwagę dużo niższy niż przed rokiem odsetek pospolitych gatunków karpiowatych – leszcza, krapia i płoci, których udziały razem stanowiły 29,8% odłowów. Trzy podstawowe gatunki drapieżne – okoń, szczupak i sandacz, stanowiły odpo-

wiednio 13,5%, 8,8% i 3,0%, zaś łączny udział drapieżników (włączając 0,8% węgorza) osiągnął 26,1% całkowitej masy odłowów wędkarskich. Z pozostałych łowionych gatunków warto odnotować obecność karasia (14,9%), karpia (14,4%) i lina (11,6%), a więc grupy cennych karpio-watych, które wraz gatunkami drapieżnymi są preferowane przez wędkarzy.

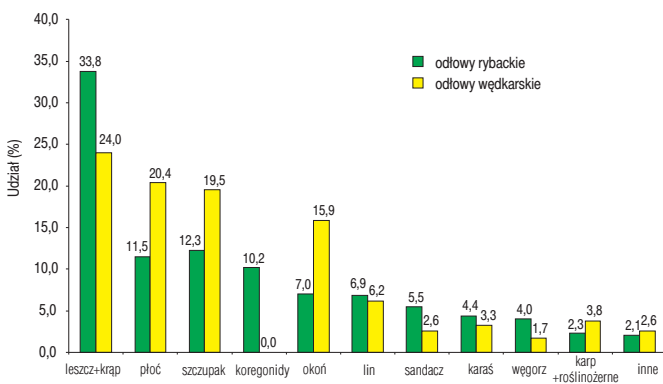
W strukturze odłowów z jezior użytko-wanych przez Gospodarstwo „Sława” (rys. 10) pospolite gatunki karpio-wate – leszcz, krap i płoć stanowiły łącznie aż 61,9%, zaś gatunki drapieżne – okoń, szczupak, sandacz i węgorz stanowiły odpowiednio 9,7%, 8,1%, 4,9% i 3,4%, zaś razem 26,1% odłowów całkowitych. Poza linem stanowiącym 5,8%, pozostałe gatunki (karaś, amur, karp, ukleja i boleń) wystąpiły w odłowach spora-dycznie.



Rys. 10. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytko-wanych przez Gospodarstwo "Sława".

Porównanie struktury gatunkowej odłowów wędkarskich i rybackich

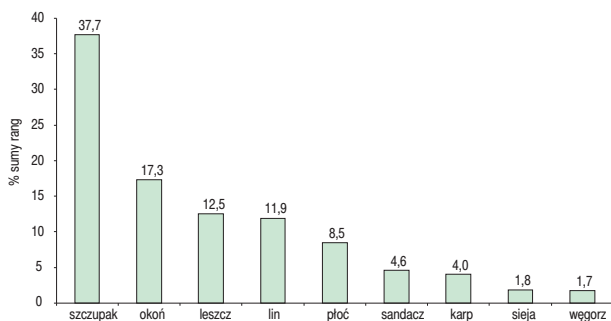
Na rys. 11 porównano strukturę gatunkową odłowów wędkarzy uzyskanych w 2012 roku w jeziorach użytkowanych przez osiem badanych gospodarstw rybackich, ze strukturą gatunkową odłowów gospo-darczych z 270 tys. ha jezior (Wołos i in. 2013). Odłowy rybackie charakteryzowały się – ze zrozumiałych względów – 10,2-procentowym udziałem koregonidów, przy praktycznie „zerowym” udziale tych gatunków w odłowach wędkar-skich (tylko w jeziorach Gospo-darstwa „Augustów” zanotowa-no kilka kilogramów siej). Wyższymi udziałami w odło-wach gospodarczych cechowały się ponadto leszcz i krap, lin, sandacz, karaś oraz węgorz. Odłowy wędkarskie różniły się wyraźnie od rybackich zdecydowanie wyższym odsetkiem okonia, płoci i szczupaka.



Rys. 11. Porównanie struktur gatunkowych odłowów wędkarskich i rybackich.

Gatunki ryb preferowane przez wędkarzy

Do określenia wędkarskich preferencji w stosunku do poszczególnych gatunków ryb wybrano dwa gospodarstwa – „Augustów” i „Łysinin”. W przypadku pierwszego gospodarstwa zdecydowanie najbardziej preferowane były dwa gatunki drapieżne – szczupak

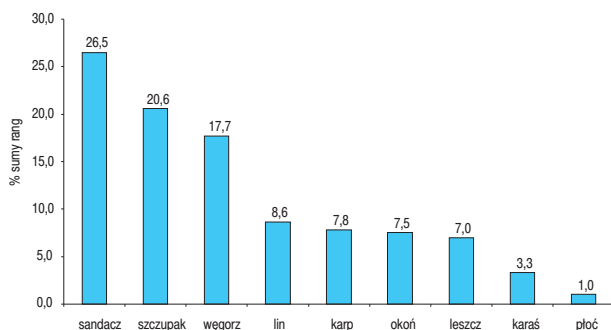


Rys. 12. Gospodarstwo „Augustów” – ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb.

nych gatunków w tym rankingu były zgodne z miejscami w wykazanej wyżej strukturze gatunkowej odłowów wędkarskich w jeziorach tego gospodarstwa.

W przypadku gospodarstwa „Łysinin”, na pierwszych trzech miejscach były także gatunki drapieżne, chociaż w odmiennej kolejności. Zdecydowanie,

z udziałem 26,5% sumy rang, przodował sandacz, a dwa pozostałe drapieżniki – szczupak i węgorz stanowiły odpowiednio 20,6% i 17,7%. Wysoka była także pozycja lina (8,6%), karpia (7,8%), okonia (7,5%) i leszcza (7,0%). Na końcu rankingu znalazły się karaś i płuć.



Rys. 13. Gospodarstwo „Łysinin” – ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb.

Wielkość odłowów wędkarskich z jezior

Z danych ankietowych uzyskanych od 88 gospodarstw rybackich użytkujących łącznie 188,9 tys. ha jezior wynika, że w 2012 roku sprzedano w tych gospodarstwach 50425 zezwoleń całorocznych (całosezonowych), 72301 zezwoleń krótkoterminowych

(np. 2-tygodniowych), oraz 113558 zezwoleń 1-dniowych. Oznacza to, iż na 1 ha powierzchni jezior przypadało: 0,27 zezwoleń całorocznych, 0,38 zezwoleń sezonowych i 0,60 zezwoleń 1-dniowych.

Przyjmując następujące założenia: średni roczny odłów przypadający na zezwolenie całoroczne (całosezonowe) – 50,6 kg, na zezwolenie krótkoterminowe (10 dni wędkowania, średni dzienny odłów 1,34 kg) – 13,4 kg, zezwolenie 1-dniowe – 1,34 kg, można oszacować wielkość odłowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych rybacko w Polsce w następujący sposób:

- zezwolenia całoroczne (całosezonowe) – $50,6 \text{ kg} \times 0,27 \text{ zezwoleń/ha} \times 270000 \text{ ha} = 3690 \text{ ton}$,
- zezwolenia krótkoterminowe – $13,4 \text{ kg} \times 0,38 \text{ zezwoleń/ha} \times 270000 \text{ ha} = 1375 \text{ ton}$,
- zezwolenia 1-dniowe – $1,34 \text{ kg} \times 0,60 \text{ zezwoleń/ha} \times 270000 \text{ ha} = 217 \text{ ton}$.

Razem – około 5280 ton.

Wyliczony w ten sposób całkowity odłów wędkarski z jezior użytkowanych rybacko w Polsce wyniósł w 2012 roku 5280 ton i był tym samym o 30 ton większy niż w roku 2011, co wynika głównie z większej liczby sprzedanych w badanym roku zezwoleń krótkoterminowych, przy utrzymaniu się średniego dziennego odłowu przypadającego na statystycznego wędkarza jeziorowego na tym samym poziomie (Wołos i in. 2013).

Podsumowanie

W 2012 roku warunki wędkowania były porównywalne z sezonem 2011, czego najlepszym dowodem jest niemal identyczny średni roczny i średni dzienny odłów na 1 wędkarza, wynoszące odpowiednio 50,6 kg i 1,34 kg (w 2011 r. – 50,7 kg i 1,34 kg, Wołos i in. 2013). W 2012 roku sprzedano nieznacznie mniejszą liczbę zezwoleń całorocznych (całosezonowych) i 1-dniowych oraz wyraźnie większą liczbę zezwoleń krótkoterminowych.

Wypadkową tych zmian był nieznaczny wzrost całkowitych odłowów wędkarskich z poziomu 5250 ton w 2011 roku do 5280 ton w rozpatrywanym roku 2012. Trzeba w tym miejscu wskazać, że odłow wędkarskie w sezonie 2012 były 2,5-krotnie wyższe niż odłow gospodarczy (2143 tony, Wołos i in. 2013).



Fot. 1. Wędkarze nad jeziorem Bartąg.



Fot. 2. Silnie zeutrofizowane jezioro Sławskie.

Struktury gatunkowe odłowów wędkarskich w jeziorach rozpatrywanych gospodarstw rybactwa wykazały znaczne zróżnicowanie. Zdecydowanie największe udziały gatunków drapieżnych charakteryzowały odłowy z jezior gospodarstw „Augustów”, „Mrągowo” i „Ełk”, co pośrednio wskazuje na najbardziej korzystny stan środowiska jezior użytkowanych przez te gospodarstwa. Zdecydowanie najniższe odsetki gatunków drapieżnych charakteryzowały odłowy wędkarzy w jeziorach gospodarstw regionu "Wielkopolska", ze skrajnie niskim udziałem tej grupy gatunków w przypadku gospodarstwa „Sława”. 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.

Literatura

- Wołos A., Mickiewicz M., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2013 – Analiza jezirowej produkcji rybactwa w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybactwa na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-19.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Trella M. 2013 – Charakterystyka presji i połowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez gospodarstwa rybactwa w 2011 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybactwa na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 93-102.

Wpływ utworzenia łowiska specjalnego na jakość wędkowania w Dunajcu

Leszek Augustyn

Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Nowym Sączu

Wstęp

Sposób pozyskiwania ryb za pomocą wędki i haczyka znany jest niemal od zarania ludzkości. Emocje towarzyszące tym sposobom zdobywania pożywienia wyewoluowały w rybactwo rekreacyjne (wędkarstwo), w którym rytuał połowu jest bardziej ceniony od efektu samego połowu (Pitcher i Hollingworth 2002). Najstarsze wzmianki o połowach ryb „dla zabawy” pochodzą z czasów faraona Knumhotepa w starożytnym Egipcie (ok. 4 tys. lat p.n.e.), a w Europie w „Traktacie o łowieniu ryb na wędkę” z manuskryptu „Ksiąg Św. Albana”, z Wielkiej Brytanii z I połowy XV wieku (Policansky 2002). Prawdziwy rozwój wędkarstwa nastąpił w XX w. Dzisiaj jest to znaczący dział gospodarki światowej. Wg danych American Sportfishing Association (www.asafishing.org) w 2011 r. połowy rekreacyjne wygenerowały 115 mld \$ dochodu narodowego USA i ponad 828 tys. miejsc pracy. W Niemczech generują corocznie 5,2 mld € dochodu i 52 tys. miejsc pracy (Arlinghaus 2006).

Połowy wędkarskie stanowią 12% globalnych połowów (Cooke i Cowx 2004), jednak poprzez swą selektywność istotnie przyczyniają się do gwałtownych spadków liczebności populacji wielu cennych gatunków ryb (Allan i in. 2005). Jednym z najmniej odpornych na wędkarską presję gatunków jest pstrąg potokowy. Jego populacje drastycznie spadły w Szwajcarii (Burkhardt-Holm i in. 2002), Czechach (Lusk i in. 2003), Norwegii (Sevaldrud i Skogheim 1986), Szkocji (Harriman i in. 1987) i w Polsce (Augustyn 2008). Wobec rosnącej presji połowowej, aby zapobiec przełowieniu zasobów rybnych propaguje się zasadę „złów i wypuść” (Catch&Release; C&R). Koncepcja ta wywodzi się z wprowadzanej w USA jeszcze w latach 50. XX w. zasady „trzech F” (Fish For Fun) – połowu dla zabawy (rekreacji). Autorem i wielkim propagatorem koncepcji C&R był Richard Stroud z American Fisheries Society (Nilsen 1999). Koncepcja wypuszczania

złowionych ryb szybko zdobyła popularność w USA, nie tylko wśród wędkarzy, ale i wśród naukowców. O znaczeniu C&R świadczy fakt, że odbyło się już kilka sympozjów naukowych poświęconych temu zagadnieniu, a na całym świecie opublikowano kilkaset prac i opracowań naukowych na ten temat (m.in. Barnhart 1989, Policansky 2002). Pojęcie C&R oznacza dzisiaj zasadę gospodarowania wodami, zgodnie z którą dąży się do uzyskania i utrzymania optymalnego poziomu wędkarstwa, zmniejszając przy tym śmiertelność ryb. W skali globalnej połowy wędkarskie szacuje się na 47,1 mld szt. ryb rocznie, z czego dzięki zasadom C&R, 2/3 jest wypuszczanych (Cooke i Cowx 2004).

Najważniejszym wyznacznikiem poziomu wędkarstwa są połowy jak największej ilości jak największych ryb (Morey i Waldman 1998). Jakość wędkarstwa określa nakład połowowy (catch per unit effort; Cox i in. 2003). C&R jest tylko filozofią wędkarstwa – teorią, praktykę w Polsce określa prawo, a stanowi ono, że „za amatorski połów ryb uważa się „pozyskiwanie” ich wędką lub kuszą” (Ustawa 1985). W tej sytuacji odpowiedni poziom wędkarstwa utrzymać można wyłącznie na łowiskach specjalnych urządzanych na zamkniętych akwenach: stawy, jeziora (np. Piaseczno, Cholerzyn) lub krótkich odcinkach rzek (Raba, San, Wisła, Dunajec). Łowiska w rzekach oferują połowy metodą muchową ryb łososiowatych, głównie pstrąga potokowego i lipienia. Aby zapewnić ekonomiczną możliwość utrzymania takiego łowiska konieczne jest wprowadzenie zasady „no kill”, co oznacza zakaz zabijania i zabierania złowionych ryb.

Większość współczesnych badań i publikacji problematyki C&R w wodach śródlądowych skoncentrowana jest na aspektach:

- biologicznych, obejmujących przeżywalność i zmiany behawioralne uwalnianych ryb (Aalbers i in. 2004, Cooke i Suski 2004, Bartholomew i Bohnsack 2005, Lewin i in. 2006, Uusi-Heikkilä i in. 2009, Griffiths 2012),
- zarządzania i produkcyjno-ekonomicznych parametrów funkcjonowania łowisk (Morey i Waldman 1998, Wołos i in. 1999, Hunt 2005, Cooke i Schramm 2007, Martin i Pope 2011),
- etyczno-filozoficznych obejmujących dobrostan ryb i łagodzenie konfliktów społecznych (Balon 2000, Huntingford i in. 2006, Arlinghaus i in. 2007, Huntingford i in. 2007, Huntingford i Kadri 2008, Arlinghaus i in. 2009).

Celem niniejszego opracowania jest określenie wpływu funkcjonowania odcinka rzeki Dunajec urządzonego jako łowisko specjalne na walory wędkarskie tej rzeki.

Teren badań

Rzeka Dunajec o długości 247 km zbiera wody ze zlewni o powierzchni 6,804 km². Wyływa z Tatr, przepływa przez Kotlinę Orawsko-Nowotarską, przełomami przecina

Pieniny i Beskidy, po czym wpływa do Kotliny Sądeckiej, gdzie przyjmuje największy dopływ – Poprad. Średni roczny przepływ w Nowym Targu wynosi $14,3 \text{ m}^3/\text{sek.}$ i wzrasta do $84,3 \text{ m}^3/\text{sek.}$ przy ujściu.

W centralnym odcinku obwodu rybackiego nr 3 w przetomie doliny Dunajca przez Beskid Sądecki na 11 km długości rzeki urządzono w 2008 r. łowisko Odcinek Specjalny „Dunajec” (OS). Na utworzenie OS zgodę wyraził urząd reprezentujący właściciela wody (Skarb Państwa), tzn. Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Krakowie, a sama koncepcja gospodarowania uzyskała pozytywną ocenę opiniującej ją jednostki naukowej (IRS Olsztyn).

Połów ryb na OS dozwolony jest wyłącznie w porze dziennej, metodą muchową, tj. na jedną wędkę wyposażoną w kołowrotek i linkę muchową, uzbrojoną w co najwyżej dwie sztuczne muszki, wykonane na pojedynczych haczykach bez zadziórów lub pozbawionych zadziórów. Dokonujący połowu ma obowiązek posiadania podczas łowienia podbieraka wyposażonego w siatkę bezwęzłową oraz wypychacz lub szczypce do wyhaczania przynęty. Do ochrony OS zatrudnionych jest na stałe 2 strażników wyposażonych w samochód służbowy. W sezonie zatrudnia się dodatkowo jeszcze 2 strażników. OS dorybiany jest w miarę potrzeb selektami pstrąga potokowego i narybkiem lipienia. Warunkiem funkcjonowania łowiska jest samowystarczalność finansowa.

W badaniach wykorzystano wyniki sportowe Ogólnopolskich Zawodów Muchowych o Puchar Dunajca im. prof. Bronisława Romaniszyna. W tym celu w obwodzie rybackim nr 4 wyznaczono odcinek kontrolny (OK) obejmujący cały sektor startowy podczas tych zawodów (rys. 1, tab. 1).

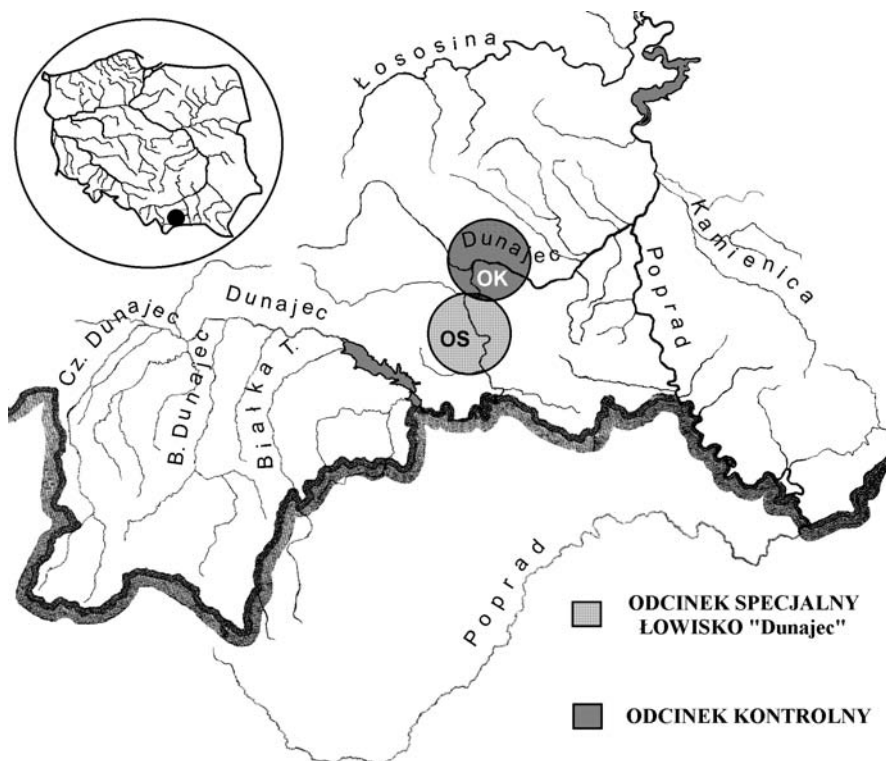
Tabela 1

Podstawowe parametry charakteryzujące obwody rybackie rzeki Dunajec nr 3 i 4 oraz wyznaczone w ich obrębie: Odcinek Specjalny „Dunajec” (OS) i odcinek kontrolny (OK)

Obwód rybacki	Długość (km)	Powierzchnia (ha)
Dunajec 3	19,3	124,48
w tym OS	11,0	70,95
Dunajec 4	29,0	223,49
w tym OK	13,4	86,43

Materiał i metody

Ocenę poziomu wędkarstwa w Odcinku Specjalnym „Dunajec” oraz jego wpływu na jakość wędkarstwa w Dunajcu oparto na analizie indywidualnych rejestrów połowów wędkarskich zwróconych przez wędkarzy w latach 1999-2012.



Rys. 1. Lokalizacja odcinków specjalnego (OS) i kontrolnego (OK) w systemie rzeki Dunajec.

Wędkarz przed rozpoczęciem wędkowania ma obowiązek wpisać do rejestru datę, nazwę rzeki i nazwę najbliższej miejscowości. Każda złowiona, przeznaczona do zabrania ryba musi być bezzwłocznie odnotowana w rejestrze połowów. Gromadzenie tych danych oddzielnie dla każdego rewiru umożliwia wykreślenie rozkładów wielkości poławianych ryb oraz obliczanie średnich ich długości i mas jednostkowych, oddzielnie dla każdego rewiru (odcinka).

Szacowanie całkowitej liczby odłowionych ryb dokonano metodą interpolacji średnich wyników (Pollock i in. 1994). W tym celu z rejestrów zebranych z kół wędkarskich i okręgów, dla każdego rewiru obliczono średnie miesięczne tempo odłowu ryb – R_m , (Lockwood 1997, Dauk i Schwarz 2001), a następnie połowy z każdego koła i okręgu dla każdego rewiru oddzielnie – R_k . Sumę tych szacunków przyjęto jako całkowity połów ryb w rewirze – R_R :

$$R_m = \left(\sum_{i=1}^{km} C_{mi} \right) \times \left(\sum_{i=1}^{km} p_{mi} \right)^{-1}$$

$$R_m = \left[\left(\sum_{i=1}^{km} C_{mi} \right) \times (km)^{-1} \times \left[\left(\sum_{i=1}^{km} p_{mi} \right) \times (km)^{-1} \right]^{-1} \right]$$

gdzie:

R_m – średni połów statystycznego wędkarza w miesiącu (m),

C_{mi} – liczba ryb złowionych przez statystycznego wędkarza w miesiącu (m),

p_{mi} – presja (liczba osobodni) statystycznego wędkarza w miesiącu (m),

k_m – liczba wędkarzy (k) łowiących w miesiącu (m),

$$R_k = \gamma_k \sum_{m=2}^8 R_m$$

gdzie:

R_k – liczba ryb złowionych przez wędkarzy z koła (k),

γ_k – liczba wędkarzy w kole (k).

m-2-8 – sezon połowu (inny dla każdego analizowanego gatunku).

$$R_R = \sum_{k=1}^N R_k$$

gdzie:

R_R – całkowity połów w rewirze (R).

N – liczba kół, z których wędkarze złowili ryby w rewirze R.

Wycień tych dokonano na podstawie analizy 82486 zwróconych rejestrów połowów z lat 1999-2012. Zwroty rejestrów stanowiły średnio 72,9% (w zakresie od 54,4% w 1999 r. do 97,1% w 2005 r.).

Połowy ryb na OS nie są rejestrowane, dlatego w celu porównania poziomu wędkarstwa na tym odcinku wykorzystano karty startowe z Ogólnopolskich Zawodów Wędkarskich o Puchar Dunajca im. prof. B. Romaniszyna z lat 2011 i 2012. Na podstawie danych z kart startowych wykreślono i porównano rozkłady wielkości poławianych ryb oraz tempo połowu ryb w sektorze wyznaczonym na OS i w sektorze poniżej stanowiącym w tej analizie odcinek kontrolny (rys. 1). Porównano również połowy ryb w obwodach rybacczych rzeki Dunajec nr 3 i 4 w okresach przed i po utworzeniu OS „Dunajec” oraz połowy z 2010 i 2011 r. w odcinkach powyżej i poniżej utworzonego OS.

Trendy połowów wędkarskich zbadano wskaźnikiem zrównoważonego rybactwa (Sustainable Fishery Index – SFI, Ponce i in. 2006). Ze względu na utworzenie OS i zmniejszenie powierzchni wód w obwodzie w celu zapewnienia porównywalności wyników wskaźnik SFI wyliczono w stosunku do połów względnych (kg/ha):

$$SFI = \ln [R_{Xi} \times (R_{Xmean})^{-1}]$$

gdzie:

R_{Xi} – połów ryb w danym roku (kg/ha),

R_{Xmean} – średni roczny połów (kg/ha) z okresu badań.

Wyniki połowów wędkarskich nie stanowią pod względem statystycznym rozkładów normalnych. Wędką jest narzędziem selektywnym. Z tych względów do weryfikacji hipotez statystycznych zastosowano test rangowanych znaków parami Wilcoxsona.

Wyniki

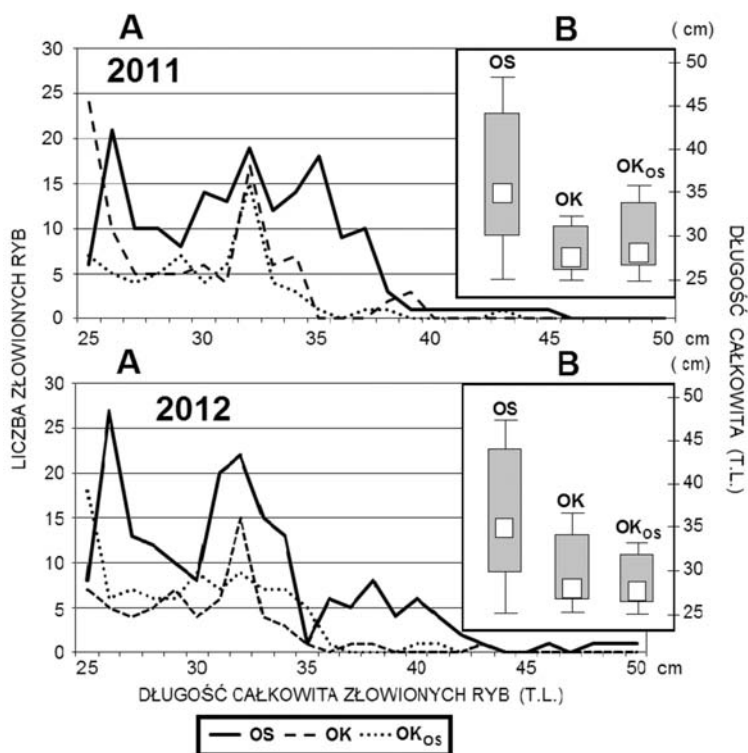
Statystyczny wędkarz poławiający na OS łowił 4,1-4,7 szt. pstrągów potokowych i lipieni na 1 godzinę połowu. Najlepsi zawodnicy łowili w tempie 5,4-5,6 ryb na 1 godzinę. Tempo połowu ryb jest na OS od 1,8 do 2,7 razy większe niż na sąsiednim odcinku rzeki poniżej OS (tabela 2).

Tabela 2

Parametry połowów ryb podczas zawodów o Puchar Dunajca w 2011 i 2012 r. na łowisku specjalnym (OS) i równocześnie na stanowisku kontrolnym (OK) oraz na stanowisku kontrolnym, ale kilka godzin później przez tych samych wędkarzy, którzy łowili wcześniej na łowisku specjalnym (OK_{OS})

Parametry	j.m.	2011			2012		
		OS	OK	OK _{OS}	OS	OK	OK _{OS}
Liczba zawodników	osob.	42	42	42	40	42	40
Liczba złowionych ryb	szt.	174	94	64	189	64	91
Średnia długość ryb	cm	31,68	29,32	30,14	31,74	30,14	29,84
Liczba ryb na 1 km łowiska	szt./km	15,8	7	4,7	17,1	4,7	6,7
Liczba ryb na 1 ha łowiska	szt./ha	2,48	1,1	0,7	2,7	0,7	1,05
Liczba ryb na 1 godzinę	szt./h	58	31,3	21,3	63	21,3	30,3
Liczba ryb na 1 zawodnika	szt./osob.	4,1	2,2	1,5	4,7	1,5	2,2
Liczba ryb na 1 zawodnika							
na 1 godzinę	szt./osob./h	1,36	0,73	0,5	1,5	0,5	0,73
Największa liczba ryb na							
1 zawodnika na 1 godzinę	szt./osob./h	5,4	2,6	2	5,6	2	1,6

Na zawodach sportowych rozgrywanych w konwencji „no kill” do punktacji wlicza się ryby o obniżonym wymiarze ochronnym. W zawodach o Puchar Dunajca są to pstrągi potokowe o długości 25 cm. Średnia długość ryb łowionych na OS oscylowała między 31,68 cm a 31,74 cm i była od 5 do 7,5% większa od ryb łowionych w OK. Obrazuje to wyraźnie prezentacja graficzna rozkładu długości łowionych ryb (rys. 2). Wykresy skrzynkowe wskazują na różnice strukturalne poławianych ryb. W OK poławia się ryby małe, dopiero co przekraczające wymiar ochronny. W OS połowy są bardziej zróżnicowane. Zbadane testem Wilcoxsona rozkłady połowów w 2011 r. potwierdzają statystycznie istotne różnice w połowach OS względem OK ($P \leq 0,03011$) i OS



Rys. 2. Rozkłady długości pstrągów potokowych i lipieni złowionych na Ogólnopolskich Zawodach o Puchar Dunajca im. prof. B. Romani-szyna w 2011 i 2012 roku. A – wykres liniowy, B – wykres skrzynkowy. Oznaczenia jak w tabeli 2.

w stosunku do OK_{OS} ($P \leq 0,0101$) oraz brak statystycznie istotnych różnic między połowami OK względem OK_{OS} ($P \leq 0,9198$). Bardzo podobne wyniki uzyskano również badając testem Wilcoxsona połowy w 2012 r. odpowiednio: OS względem OK ($P \leq 0,003214$) i OS względem OK_{OS} ($P \leq 0,02381$), OK w stosunku do OK_{OS} ($P \leq 0,4207$). Wyniki te wskazują również, że o wielkości połowu decyduje miejsce (odcinek) połowu, a nie indywidualne umiejętności poszczególnych wędkarzy.

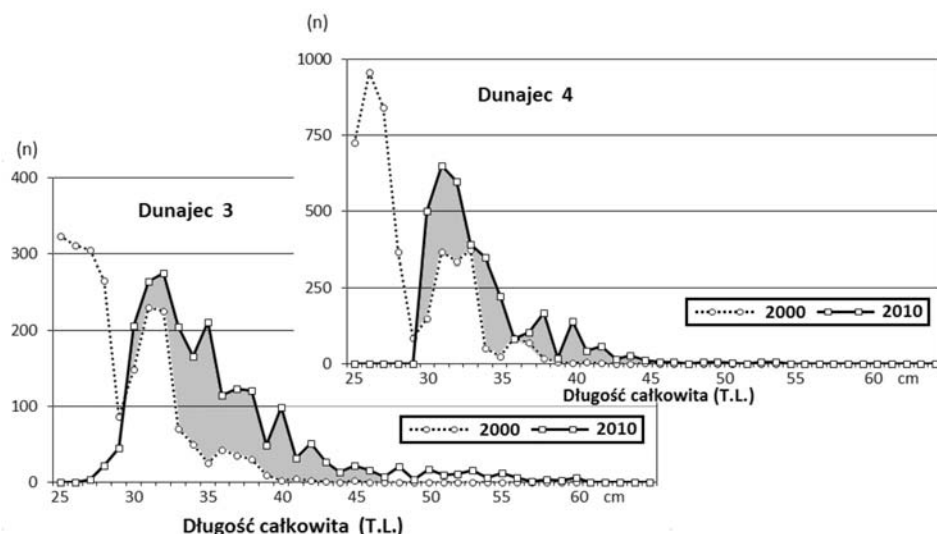
Połowy wędkarskie ryb łososiowatych w obwodzie Dunajec 3 (od 2008 r. bez OS) fluktuowały od 6632 szt. o łącznej masie 2323,8 kg w 2002 r. do 1465 szt. ryb o masie 639,3 kg w 2006 r. Przyczyną tak drastycznych zmian był populacyjny kolaps lipienia. W 2002 r. lipień w połowach stanowił 65,6% (4351 szt.), podczas gdy pstrąg potokowy 33,3% – 2211 szt. W 2006 r. pstrąg potokowy stanowił 89,1% (1304 szt.). Połowy wędkarskie w obwodzie Dunajec 4 fluktuowały od 11092 szt. ryb o łącznej masie 3760,5 kg w 2002 r. do 675 szt. ryb o masie 227,9 kg w 2007 r. I tutaj przyczyną drastycznych zmian był zanik lipienia. W 2002 r. lipień w połowach stanowił 58,8% (6526 szt.), pstrąg potokowy 40,1% (4453 szt.). W 2007 r. pstrąg potokowy stanowił 89,7% (606 szt.). To właśnie

wyniki połowów z lat 2006-2007 były impulsem do utworzenia Odcinka Specjalnego „Dunajec”.

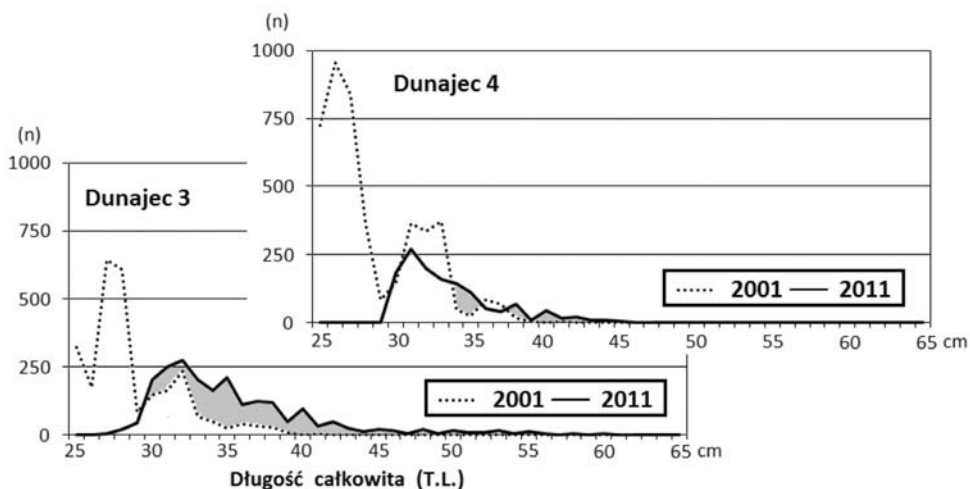
Zmiany dotyczą nie tylko ilości, ale również struktury wielkości poławianych ryb. Częściowo jest to wynikiem zmian w regulaminie połowu, dokonanych w ciągu ostatnich 10 lat. Wymiar ochronny pstrąga potokowego podniesiony został z 25 cm do 27 cm w 2010 r. i 30 cm w latach 2011-2013, a od 2014 r. nawet do 33 cm długości całkowitej ryby. Połowy lipieni w latach 2005-2007 były całkowicie zakazane, a później podniesiono im wymiar ochronny do 35 cm i ograniczono do 1 szt. dzienny i do 3 szt. miesięczny limit uprawniający do zabrania z łowiska. Z tych względów do dalszych analiz zakwalifikowano tylko połowy pstrągów potokowych.

W obwodzie rybackim Dunajec nr 3 w 2000 r. złowiono 2211 pstrągów potokowych. Po 10 latach w ograniczonym powierzchniowo obwodzie (bez OS) złowiono 2097 pstrągów potokowych, co stanowi spadek o 5,1%. Zmiany struktury rozkładów długości były statystycznie istotne ($P \leq 0,03907$). W obwodzie rybackim Dunajec nr 4 liczba pstrągów zmniejszyła się o 23,5% (4453 względem 3404). Jednak zmiany struktury rozkładów długości nie były statystycznie istotne ($P \leq 0,4867$) (rys. 3).

W obwodzie rybackim Dunajec nr 3 w 2001 r. złowiono 2451 pstrągów potokowych. Po 10 latach złowiono 1097 pstrągów potokowych, co stanowi spadek o 22,1%. Zmiany struktury rozkładów długości były statystycznie istotne ($P \leq 0,02093$). W obwodzie rybackim Dunajec nr 4 liczba pstrągów zmniejszyła się o 56,1% (3133 względem 1375). Tutaj zmiany struktury rozkładów długości nie były statystycznie istotne ($P \leq 0,4867$) (rys. 4).

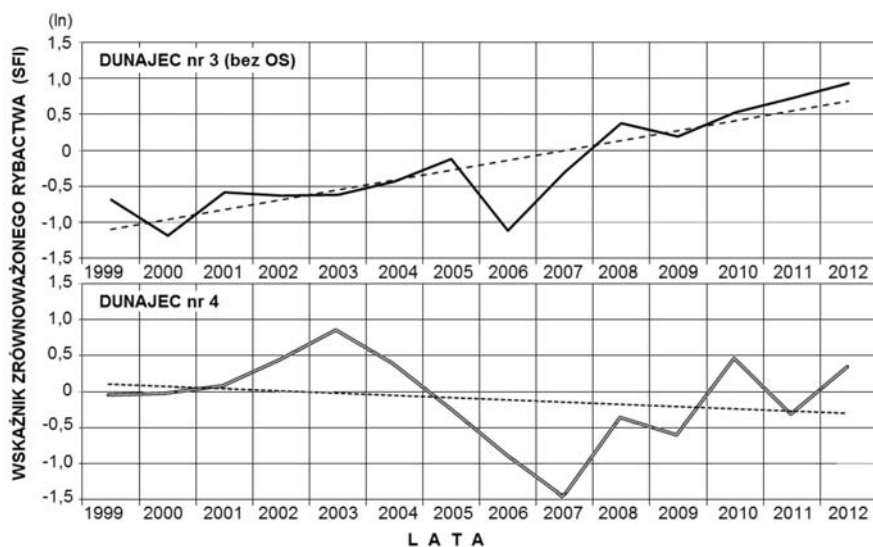


Rys. 3. Porównanie rozkładów długości poławianych pstrągów potokowych w obwodach rybackich Dunajec 3 i Dunajec 4 w latach 2000-2010.

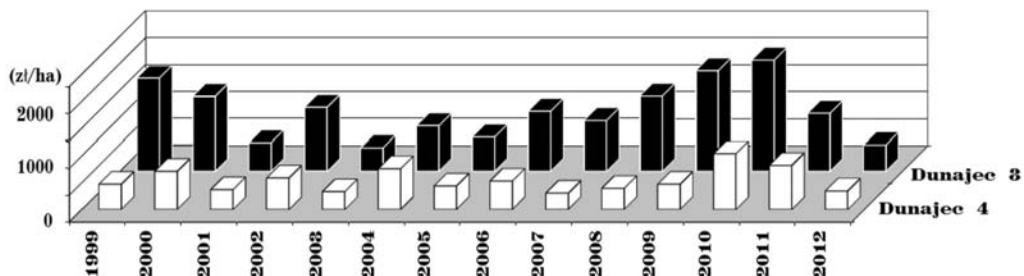


Rys. 4. Porównanie rozkładów długości poławianych pstrągów potokowych w obwodach rybackich Dunajec 3 i Dunajec 4 w latach 2001-2011.

Połowy wędkarskie w obwodach Dunajec 3 i 4, w wartościach względnych (kg/ha) wyrażone wskaźnikiem zrównoważonego rybactwa przedstawia rys. 5. Dane te wskazują na systematyczny wzrost połowów w obwodzie Dunajec 3 oraz trwający nadal regres w obwodzie Dunajec 4. Powstało więc zasadne pytanie: czy różnice te mogły wynikać z funkcjonowania OS, czy może decydował poziom zarybień?



Rys. 5. Przebieg wskaźnika zrównoważonego rybactwa w latach 1999-2012 w obwodach rybackich Dunajec nr 3 i 4. Linie przerywane wyznaczają trendy rozwojowe.



Rys. 6. Nakłady zarybieniowe pstrąga potokowego i lipienia w latach 1999-2012. W przeliczeniu na 1 ha udostępnionej dla wędkarstwa wody.

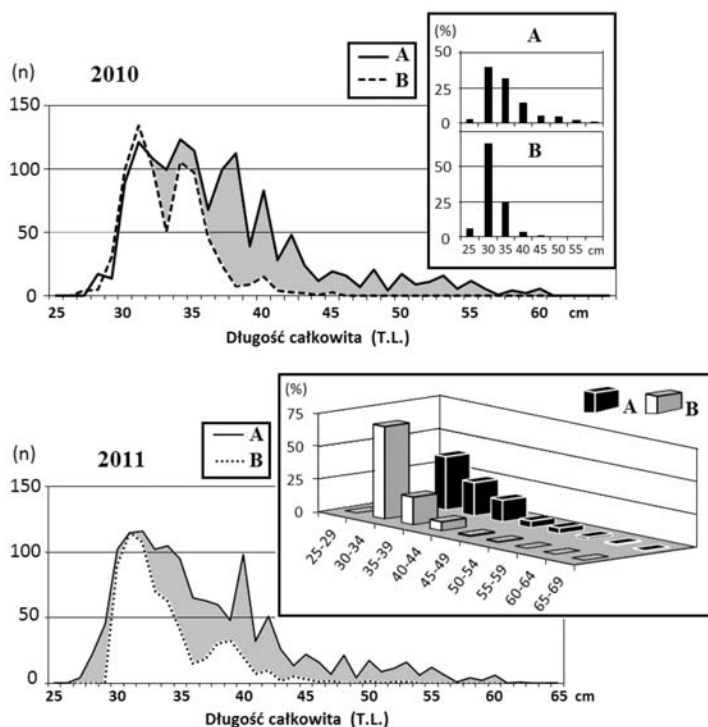
W latach 1999-2012 do wód Dunajca w obwodzie rybackim nr 3 wpuszczono pstrągi potokowe i lipienie o wartości 824566 zł oraz dodatkowo OS „Dunajec” zasilono rybami o wartości 409042 zł. Do Dunajca w obwodzie nr 4 wpuszczono ryby o wartości 1035449 zł (tabela 3). W przeliczeniu na 1 ha średnioroczna wartość zarybień obwodu rybackiego Dunajec 3 wyniosła 1111,27 zł i była dwukrotnie wyższa od średniej dla obwodu Dunajec 4 – 539,85 zł (rys. 6).

Tabela 3

Zarybienia pstrągiem potokowym i lipieniem wód Dunajca w obwodach rybackich nr 3 i nr 4 oraz OS „Dunajec”

Asortyment	j.m.	Dunajec 3		OS "Dunajec"		Dunajec 4	
		Pstrąg potokowy	Lipień	Pstrąg potokowy	Lipień	Pstrąg potokowy	Lipień
Wylęg żerujący	szt.	1030000	300000	0		200000	175000
Narybek letni	szt.	60000	0	0		0	0
Narybek jesienny	szt.	387800	196524	0	68000	656288	256836
Narybek wiosenny	szt.	65650	11000	0	1760	113650	8000
Narybek dwuletni	kg	80	0	380	2680	0	0
Selekt	kg	3481	25	7692		5818	661
Tarlak	kg	25	0	202		0	0
Wartość	zł	539885	284681	210650	198392	699603	335846

Jeśli o połowach decydują zarybienia, to w rozkładach wielkości poławianych ryb winny dominować osobniki małe, nieco tylko przekraczające wymiary uprawniające do zabrania ich z łowiska. Taka sytuacja rzeczywiście występuje w połowach pstrągów potokowych na Dunajcu nr 4 (rys. 3, 4). Na Dunajcu nr 3, którego jakość wędkarska jest większa, poławiane pstrągi potokowe są większe. Dotyczy to w szczególności odcinka powyżej wyznaczonego OS. Na rys. 7 rozkłady złowionych i zabranych z łowiska pstrągów potoko-



Rys. 7. Wykresy liniowe rozkładów długości pstrągów potokowych złowionych i zabranych w obwodzie rybackim Dunajec 3: A – powyżej OS) i B – poniżej OS w latach 2010 i 2011.

wych powyżej OS oznaczono linią ciągłą. Rozkłady pstrągów zabranych z rzeki poniżej OS oznaczono linią przerywaną. Zróżnicowanie to było statystycznie istotne (test Wilcoxon), w 2010 r. na poziomie $P \leq 0,002578$, w 2012 r. na poziomie $P \leq 0,001079$.

W postaci histogramów w 2010 r. i diagramu słupkowego przestrzennego w 2011 r. przedstawiono struktury poławianych pstrągów potokowych w przedziałach 5 cm długości.

Dane te potwierdzają szczególny wpływ łowisk specjalnych w formule "no kill" na poprawę jakości wędkarstwa, szczególnie w odcinkach usytuowanych powyżej tych łowisk.

Dyskusja

Celem zarządzania rybołówstwem jest utrzymanie trwałości zasobów. Każda działalność połowowa, komercyjna czy rekreacyjna, w eksploatowanej populacji powoduje spadek jej liczebności zaburzający strukturę i łańcuchy troficzne, pośrednio wpływając również na całe ekosystemy (Cooke i Cowx 2004, Arlinghaus 2006, Cooke i Schramm 2007). Jednym ze sposobów zapewnienia trwałości zasobów

i nieprzełowienia stad jest propagowanie zasad C&R. Środowisko wędkarskie musi być świadome sensu i konieczności podejmowanych działań. W obecnych czasach wędkarstwo nie może sprowadzać się li tylko do roli zdobycia pożywienia. Zasady C&R, aby były skuteczne, muszą być powszechne i kontrolowane, a to wymaga nakładów finansowych. Tak zrodził się pomysł tworzenia płatnych stref „no kill”, czyli łowisk specjalnych. Aby łowiska takie mogły spełniać swoje ochronne funkcje nie mogą powodować nadmiernego uszczuplenia populacji ryb. W tym celu wędkarz musi przestrzegać kilku zasad:

- używać odpowiednich okrągłych haczyków (Aalbers i in. 2004, Sullivan i in. 2013),
- stosować haki bezzadziornowe (Cooke i Suski 2004, Wilde i Pope 2008),
- obchodzić się delikatnie ze złowionymi rybami, ograniczając do minimum kontakt złowionej ryby z powietrzem atmosferycznym (Schreier i in. 2005),
- zaprzestać połowu, gdy temperatura wody jest zbyt wysoka (Bartholomew i Bohnsack 2005).

Podstawowym kryterium urządzenia łowiska specjalnego jest przeżywalność wyholowanych i uwolnionych ryb. Casselman (2005) z przeglądu 118 badań C&R obejmujących w sumie udział ponad 120000 ryb, średnią śmiertelność związaną z wędkarstwem tego typu wyliczył na 16,2%. Jeszcze wyższą (średnio 38%) śmiertelność C&R łososiowatych stwierdzili Bartholomew i Bohnsack (2005). Tak więc, podczas gdy wielu wędkarzy zakłada, że praktyka C&R nie ma żadnego wpływu na populację ryb, okazuje się, że znaczna część uwolnionych ryb ginie. Gdyby wyniki te dotyczyły OS „Dunajec” nie byłoby już pstrągów potokowych w tej rzece. Tymczasem ryb jest na tyle dużo, że ostatnio ogranicza się nawet zarybienia. W przypadku OS „Dunajec” bliższa prawdy jest śmiertelność pstrągów potokowych w zakresie 0,3-3,0% ustalona przez Schilla i innych (1986) metodą bezpośredniego codziennego liczenia i usuwania śniętych ryb na łowisku typu „no kill”.

OS „Dunajec” powstał jako łowisko specjalne ryb łososiowatych dla wędkarzy muchowych. Jakość rekreacji mierzona jest ilością przeżyć i spotkań z rybami. Badania australijskie wykazują, że o atrakcyjności łowiska decydują gatunki podstawowe. „Przyłów” z gatunków towarzyszących nie ma wpływu na ekonomikę łowiska (Rolfe i Prayaga 2007). Z tych względów obecnie na OS złowione gatunki ryb karpiowatych i drapieżnych, choć w ograniczonym zakresie mogą być zabierane. Nieusuwanie dużych osobników ryb gatunków podstawowych ma też znaczenie biologiczne. Potomstwo starszych rodziców ma więcej rezerw metabolicznych, co skutkuje większym potencjałem przeżycia w fazie wylęgu (Birkeland i Dayton 2005). Tempo wzrostu narybku będącego potomstwem starszych rodziców może być nawet trzy razy szybsze od potomstwa rodzi-

ców młodszych (Berkeley i inni 2004). Ten mechanizm może powodować zmiany fenotypowe, a te z kolei genotypowe zmiany ewolucyjne (Arlinghaus i in. 2009).

Do niedawna panowało powszechne przekonanie o bardzo ograniczonych ruchach migracyjnych wykonywanych przez osiadłe ryby łososiowate (Allen 1951, Kirka 1969, Olsen i Vøllestad 2001). Wyjątkiem są krótkie migracje tarłowe (Solomon i Templeton 1976, Elliott 1986). Wprawdzie Jorgensen i Berg (1991), a następnie Riley i in. (1992) donosili o większych ruchach pstrągów, lecz dopiero Gowan i in. (1994) w górskich strumieniach w Colorado (USA) odkryli powszechność zachowań migracyjnych między innymi u osiadłych pstrągów potokowych, co ogłoszono jako utratę paradygmatu (wzorca) behawiorystycznego (Gowan i in. 1996). Większość tych ruchów dotyczy ryb w pierwszym roku życia i obejmuje wiosenne migracje w górne partie potoków na żerowiska i późnojesienne migracje w dół potoków na zimowiska (Augustyn 2001). Rozkłady połowów pstrągów potokowych wskazują, że migracje z OS w górę rzeki są powszechnym obejmującym również starsze osobniki zjawiskiem, istotnie wpływającym na atrakcyjność wędkarską tej części Dunajca.

Nie ma wątpliwości, że każdy rodzaj połowu powoduje u ryb urazy fizyczne i stresy. To prowokuje konflikt o etyczny wymiar wędkarstwa rekreacyjnego. Huntingford i in. (2006) cytując twórców etyki środowiskowej domagają się, aby ludzie nie zadawali rybom zbędnych cierpień. *„Łowienie żywych ryb w innym celu niż ich konsumpcja jest nieetyczne, opłakane i niegodne człowieka”*, zauważa Balon (2000). Biosfera nie powinna być eksploatowana i zarządzana wyłącznie z punktu widzenia interesów człowieka (Huntingford i Kadri 2008). Konstytucja Europejska zawiera klauzulę, że prawa zwierząt muszą być respektowane przez wszystkie państwa członkowskie Unii. Z tych względów w Niemczech i Szwajcarii wędkowanie dopuszczone jest wyłącznie jako forma pozyskania mięsa do konsumpcji. Uwalnianie prawnie wymiarowych ryb jest niedozwolone, niedozwolone jest również organizowanie zawodów wędkarskich (Arlinghaus i in. 2007).

Etycy środowiskowi głoszą: *„Nie tylko człowiek, ale także pozaludzkie istoty żywe mają wartość wewnętrzną. Nie tylko człowiek, ale także pozaludzkie istoty żywe realizują właściwe im wartości witalne i wiedzą jak mają żyć. Nie tylko człowiek, ale również każda istota żywa jest miarą tych aspektów środowiska, z którymi musi współdziałać po to, aby żyć”* (Piątek 1998). Dobrostan ryb i połowy rekreacyjne nie mogą być oddzielone od natury, ludzie też są jej częścią. Antropomorfizując można zadać pytanie: co z punktu widzenia ryby jest dla niej lepsze – śmierć w młodym wieku i zaspokojenie głodu swego przesładowcy, czy narażanie się na urazy i stresy, ale z możliwością dalszego realizowania swoich życiowych funkcji zgodnie z własną naturą?

Literatura

- Aalbers S.A., Stutzer G.M., Drawbridge M.A. 2004 – The effects of catch-and-release angling on the growth and survival of juvenile white seabass captured on offset circle and J-type hooks – N. Am. J. Fish. Manage. 24: 793-800.
- Allan J.D., Abell R., Hogan Z., Revenga C., Taylor B.W., Welcomme R.L., Winemiller K. 2005 – Overfishing of Inland Waters – BioScience 55(12): 1041-1051.
- Allen K.R. 1951 – The Horokiwi stream: a study of a trout population – Fish. Bull. N. Z. 10: 4-238.
- Arlinghaus R. 2006 – Overcoming human obstacles to conservation of recreational fishery resources, with emphasis on central Europe – Env. Conservation 33(1): 46-59.
- Arlinghaus R., Cooke S.J., Schwab A., Cowx I.G. 2007 – Fish welfare: a challenge to the feelings-based approach, with implications for recreational fishing – Fish Fish. 8: 57-71.
- Arlinghaus R., Schwab A., Cooke S.J., Cowx I.G. 2009 – Contrasting pragmatic and suffering-centred approaches to fish welfare in recreational angling – J. Fish Biol., 75: 2448-2463.
- Augustyn L. 2001 – Pstrąg potokowy (*Salmo trutta* m. *fario* L.) w dorzeczu Popradu 2. Migracje pstrągów potokowych w skalnych potokach górskich – Roczniki Naukowe PZW. 14: 55-71.
- Augustyn L. 2008 – Pstrąg potokowy i lipień w dorzeczu Dunajca – W: Użytkownik rybacki nowa rzeczywistość. Konferencja PZW, Spała 2008, PZW Warszawa: 159-164.
- Balon E.K. 2000 – Defending fishes against recreational fishing: an old problem to be solved in the new millennium – Environ. Biol. Fish., 57: 1-8.
- Barnhart R.A. 1989 – Symposium review: catch-and-release fishing, a decade of experience – N. Am. J. Fish. Manage., 9(1): 74-80.
- Bartholomew A., Bohnsack J.A. 2005 – A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves – Rev. Fish Biol. Fish. 15: 129-154.
- Berkeley S.A., Chapman C., Sogard S.M. 2004 – Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops* – Ecology 85: 1258-1264.
- Birkeland C., Dayton P.K. 2005 – The importance in fishery management of leaving the big ones – Trends Ecol. Evol., 20 (7): 356-358.
- Burkhardt-Holm P., Peter A., Segner H. 2002 – Decline of fish catch in Switzerland – Aquat. Sci. 64: 36-54.
- Casselman S.J. 2005 – Catch-and-release angling: a review with guidelines for proper fish handling practices – Fish & Wildlife Branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. 26 p.
- Cooke S.J., Cowx I.G. 2004 – The role of recreational fishing in global fish crises – BioScience. 54 (9): 857-859.
- Cooke S.J., Suski C.D. 2004 – Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? – Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 14: 1-28.
- Cooke S.J., Schramm H.L. 2007 – Catch-and-release science and its application to conservation and management of recreational fisheries – Fish. Manage. Ecol., 14: 73-79.
- Cox S.P., Walters C.J., Post J.R. 2003 – A model-based evaluation of active management of recreational fishing effort – N. Am. J. Fish. Manage. 23: 1294-1302.
- Dauk P.C., Schawarz C.J. 2001 – Catch estimation with restricted randomization in the effort survey – Biometrics 57: 461-468.

- Elliott J.M. 1986 – Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream – J. Anim. Ecol. 55: 907-922.
- Gowan C., Young M.K., Faush K., Riley S.C. 1994 – Restricted movement in resident stream salmonids: a paradigm lost? – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2626-2637.
- Gowan C., Faush K.D. 1996 – Mobile brook trout in two high-elevation Colorado streams: re-evaluating the concept of restricted movement – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 1370-1381.
- Griffiths S.P. 2012 – Recreational catch composition, catch rates, effort and expenditure in a specialised land-based pelagic game fish fishery – Fish. Res., 127:40-44.
- Harcup M.F., Williams R., Ellis D.M. 1984 – Movements of brown trout, *Salmo trutta* L. in the River Gwyddon, South Wales – J. Fish Biol. 24: 415-426.
- Harriman R., Morrison B.R.S., Caines L.A., Collen P., Watt A.W. 1987 – Long-term changes in fish populations of acid streams and lochs in Galloway South West Scotland – Water Air Soil Pollut., 32(1-2): 89-112.
- Hesthagen T. 1988 – Movement of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in Northern Norway – J. Fish Biol. 32: 639-653.
- Hunt L.M. 2005 – Recreational fishing site choice models: insights and future opportunities – Human Dimensions of Wildlife 10 (3): 153-172.
- Huntingford F.A., Adams C., Braithwaite V.A., Kadri S., Pottinger T.G., Sandre P., Turnbull J.F. 2006 – Current issues in fish welfare – J. Fish Biol. 68: 332-372.
- Huntingford F.A., Adams C., Braithwaite V.A., Kadri S., Pottinger T.G., Sandoe P., Turnbull J.F. 2007 – The implications of a feelings-based approach to fish welfare: a reply to Arlinghaus et al. – Fish Fish. 8: 277-280.
- Huntingford F.A., Kadri S. 2008 – Welfare and fish – In: Fish Welfare (Ed.) Branson E. J., Oxford: Blackwell Publishing: 19-31.
- Jorgensen J., Berg S. 1991 – Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L. of wild and hatchery origin. 2. Post-stocking movements – J. Fish Biol. 39: 171-180.
- Kirka A. 1969 – Age composition, growth, maturity and fecundity of *Salmo trutta* morpho *fario* Linnaeus 1758 and *Cottus poecilopus* Heckel, 1863, in the Orava and Vah River basins – Prace Lab. Ryb. 2: 185-218.
- Lewin W.-C., Arlinghaus R., Mehner T. 2006 – Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation – Rev. Fish. Sci., 14: 305-367.
- Lockwood R.N. 1997 – Evaluation of catch rate estimators from Michigan access point angler surveys – N. Amer. J. Fish. Manage. 17: 611-620.
- Lusk S., Lusková V., Halačka K., Smutný M. 2003 – Angler's catches as an indicator of fish population status – Ecohydrology and Hydrobiology 3(1): 113-119.
- Martin D.R., Pope K.L. 2011 – Luring anglers to enhance fisheries – J. Environ. Manage., 92: 1409-1413.
- Morey E.R., Waldman D.M. 1998 – Measurement error in recreation demand models: The joint estimation of participation, site choice, and site characteristics – J. Environ. Econom. Manage. 35: 262-276.
- Nielsen L.A. 1999 – History of inland fisheries management in North America – In: Inland Fisheries Management in North America (Eds) C.C. Kohler and W.A. Hubert, 2nd Am. Fish. Soc., Bethesda, Maryland, 3-30.
- Olsen E.M., Willestad L.A. 2001 – Estimates of survival of stream-dwelling brown trout using mark-recaptures – J. Fish. Biol. 59: 1622-1637.

- Piątek Z. 1998 – Etyka środowiskowa. Nowe spojrzenie na miejsce człowieka w przyrodzie – Uniwersytet Jagielloński, Instytut Filozofii, Kraków: 178.
- Pitcher T.J., Hollingworth C.E. 2002 – Fishing for fun: Where is the catch? – In: Pitcher T.J. and Hollingworth, C.E. (Eds). Recreational fisheries: ecological, economic and social evaluation – Fish Aquat. Resour. Ser. No 8, Blackwell Science, Oxford: 1-17.
- Ponce D.G., Arreguín F., Beltrán L.F. 2006 – Indicadores de sustentabilidad y pesca: casos en Baja California Sur, México – In: Beltrán M.L.F., J. Urciaga, A. Ortega (Eds). Desarrollo sustentable: Mito o realidad. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C, México: 183-221.
- Policansky D. 2002 – Catch-and-release recreational fishing: a historical perspective – In: Pitcher T.J. and Hollingworth C.E. (Eds) Recreational fisheries: ecological, economic and social evaluation – Fish Aquat. Resour. Ser. No 8, Blackwell Science, Oxford: 74-95.
- Pollock K.H., Jones C.M., Brown T.L. 1994 – Angler survey methods and their applications in fisheries management – Amer. Fish. Soc. Spec. Publ. 25.
- Riley S.C., Fausch K.D., Gowan C. 1992 – Movement of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in four small subalpine streams in northern Colorado – Ecol. Freshwater Fish. 1: 112-122.
- Rodríguez-Quiroz G., Aragón-Noriega E.A., Valenzuela-Quirón W., Esparza-Leal H.M. 2010 – Artisanal fisheries in the conservation zones of the Upper Gulf of California – Rev. Biol. Mar. Oceanogr. 45(1): 89-98.
- Rolfe J., Prayaga P. 2007 – Estimating values for recreational fishing at freshwater dams in Queensland – Aust. J. Agric. Res. Econom., 51: 157-174.
- Schill D.J., Griffith J.S., Cresswell R. 1986 – Hooking mortality of cutthroat trout in a catch-and-release segment of the Yellowstone River, Yellowstone National Park – N. Am. J. Fish. Manage. 6: 226-232.
- Schrereer J.F., Resch D.M., Gately M.L. 2005 – Swimming performance of brook trout after simulated catch-and-release angling: Looking for air exposure thresholds – N. Am. J. Fish. Manage. 25: 1513-1517.
- Sevaldrud I.H., Skogheim O. K. 1986 – Changes in fish populations in southernmost Norway during the last decade – Water Air Soil Pollut., 30 (1-2): 381-386.
- Solomon D.J., Templeton J.J. 1976 – Movements of brown trout *Salmo trutta* L. in chalk stream – J. Fish. Biol. 9: 411-423.
- Sullivan C.L., Meyer K.A., Schill D.J. 2013 – Deep hooking and angling success when passively and actively fishing for stream-dwelling trout with baited J and circle hooks – N. Am. J. Fish. Manage. 33 (1): 1-6.
- Ustawa z dnia 18 kwietnia 1985 o rybactwie śródlądowym. DzU z 1985, nr 66 poz.750 (z późn. zm.).
- Uusi-Heikkilä S., Wolter C., Klefoth T., Arlinghaus R. 2009 – A behavioral perspective on fishing-induced evolution – Trends in Ecology and Evolution. 23 (8): 419-421.
- Wilde G.R., Pope K.L. 2008 – A simple model for predicting survival of angler-caught and released largemouth bass – Trans. Am. Fish. Soc. 137: 834-840.
- Wołos A., Leopold M., Mickiewicz M. 1999 – Estimation of production and economic parameters characterizing some special fishing grounds for anglers – Arch. Pol. Fish. 7(1): 161-167.

Gospodarka rybacka na wodach użytkowanych przez Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie

Adam Tański¹, Rafał Pender², Łukasz Potkański², Emilian Pilch²

¹ Katedra Hydrobiologii, Ichtiologii i Biotechnologii Rozrodu,

Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa,

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

² Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie

Wprowadzenie

W województwie zachodniopomorskim większość prac poświęconych biologicznym badaniom wód dotyczy głównie cieków, a badania bonitacyjne jezior opierają się głównie na wynikach odłowów kontrolnych prowadzonych przez użytkowników rybackich (Tański i in. 2011a). W ostatnich latach presja wędkarska w wodach Pomorza Zachodniego znacznie wzrosła, powodując silną eksploatację wód, szczególnie będących w użytkowaniu Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie. Ponadto prace związane z regulacją i zabudową rzek, budową oczyszczalni ścieków oraz obniżenie poziomu wód gruntowych (eliminujące naturalne tarliska w ciekach i jeziorach), stwarzają potrzebę prowadzenia systematycznych zarybień w celu utrzymania populacji niektórych gatunków ryb na stałym poziomie. Zadanie to jest realizowane poprzez ustalanie zakazów i ograniczeń w wędkowaniu, ochronę tarlisk, wprowadzanie dodatkowych wymiarów i okresów ochronnych ryb nie objętych ochroną ustawową na wodach użytkowanych przez PZW oraz rozbudowę i udoskonalanie wylęgarnictwa, przez co możliwy jest sztuczny rozród i zarybienia prawie wszystkimi rybami użytkowymi.

Potwierdzeniem powyższego faktu jest czynny udział PZW w programie restytucji ryb wędrownych. Programem tym zostały objęte takie gatunki ryb jak łosoś atlantycki, troć wędrowna i certa. PZW jako użytkownik rybacki większości rzek, w których występowały zagrożone wyginięciem gatunki, poprzez pomoc w pozyskaniu tarlaków, inkubację

ikry i zarybienia, znacznie przyczynił się do powrotu na poprzednio zajmowane obszary wędrownych ryb łososiowatych (Bartel 2002). Obecnie do rzek będących w użytkowaniu PZW wprowadza się także narybek certy, co powinno przyczynić się do odbudowy stada tej wędrownej ryby (Bartel i Pender 2007, Tański i in. 2011c).

Okręg PZW w Szczecinie użytkuje łącznie 5621 ha wód, w tym 3897 ha jezior różnego typu (tab. 1), 1441 ha rzek (w tym 384 ha rzek uznanych za górskie) i 283 ha zbiorników zaporowych; wody te stanowią 18 obwodów rzecznych i 32 obwody jeziorowe.

TABELA 1

Typy jezior użytkowane przez Okręg PZW w Szczecinie

Typ jezior	Liczba jezior	Łączna pow. (ha)	Średnia pow. (ha)
sielawowe	1	362	362
leszczowe	7	583	83
sandaczowe	12	503	42
linowo-szczupakowe	50	1526	31
karasiowe	24	167	7
przymorskie	2	639	320
antropogeniczne	5	117	23
Łącznie	101	3897	39

Akweny te corocznie zarybiane są różnymi gatunkami ryb, wg cennika Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Szczecinie, w 2003 roku na sumę 170000 zł, w 2008 roku 1015000 zł (Tański i Pender 2007), a obecnie na kwotę 1544261 zł, z czego 1117797 zł to wartość zarybień z produkcji uzyskanej w ośrodku zarybieniowym PZW w Goleniowie, a 426464 zł to wartość zakupionego materiału zarybieniowego.



Fot. 1. Wylęgarnia ryb w Goleniowie.

Większość materiału zarybieniowego Okręg PZW w Szczecinie uzyskuje z Ośrodka Zarybieniowo-Hodowlanego w Goleniowie. W skład ośrodka wchodzi wylęgarnia ryb (fot. 1) oraz stawy do podchowu (fot. 2).

Wylęgarnia ryb powstała na obrzeżach Goleniowa w 1962 roku i zasilana jest wodą z rzeki

Wiśniówki będącej II-rzędowym prawym dopływem rzeki Ilny. Maksymalne zapotrzebowanie na wodę wynosi 46 l/s. Wylęgarnia wyposażona jest w 96 aparatów kalifornijskich (fot. 3), 94 stoje Weissa, 10 basenów do podchowu wylęgu i dwa obiegi zamknięte.

W ośrodku istnieje możliwość produkowania wylęgu i narybku letniego takich gatunków jak: troć wędrowna, toś, pstrąg potokowy, szczupak, sielawa, sieja, certa, jaź, kleń, boleń, miętus, karp i lin, a w ostatnich latach z powodzeniem produkowany jest również sandacz, sum i lipień.

Stawy ośrodka w Goleniowie mają powierzchnię 18,66 ha. Pozwala to na kontynuowanie procesu produkcyjnego w celu uzyskania starszego materiału zarybieniowego. Potencjał hodowlany stawów obliczony jest na 13000 kg

(13200 kg w 2002 r.) narybku różnych sortymentów. Obecnie istnieje możliwość produkowania narybku letniego, jesiennego i krocza: lina, karpia, szczupaka, sandacza, suma, karasia, okonia, płoci, certy, siei i jazia.



Fot. 2 Stawy do podchowu materiału zarybieniowego w Goleniowie.



Fot. 3. Aparaty kalifornijskie do inkubacji ikry ryb łososiowatych.

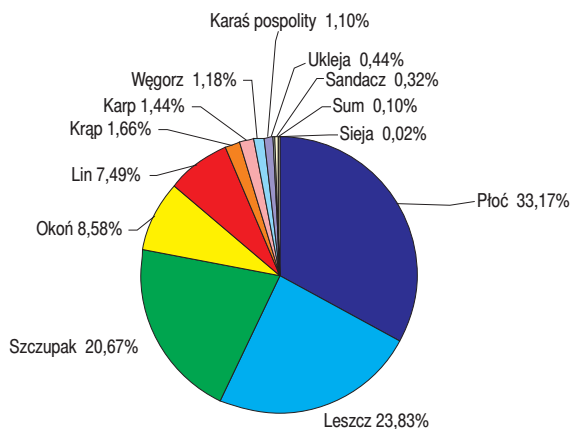
Cel pracy

Celem pracy było zestawienie wyników połowów amatorskich, uzyskanych dzięki analizie rejestrów wędkarskich, z uwzględnieniem poszczególnych gatunków, z danymi ze zrealizowanych zarybień, przy uwzględnieniu ilości i rodzaju materiału zarybieniowego, który wprowadzono do wód obwodów rybackich, użytkowanych przez Okręg Pol-

skiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie w 2011 roku. Ze względu na specyfikę wód – obwodów jeziorowych oraz rzecznych, obejmujących rzeki i zbiorniki zaporowe, wyniki przedstawiono w oparciu o ten podział.

Wyniki i dyskusja

W analizowanym okresie z jezior będących w użytkowaniu rybackim Okręgu PZW w Szczecinie wędkarze odłowili 11743 kg ryb. Największy udział w połowach stanowiła płoć – 33,17% oraz leszcz – 23,83% (rys. 1). Należy zaznaczyć, iż są to gatunki, których nie wspomaga się zarybieniami (tab. 2). Trzecim gatunkiem poławianym amatorsko pod względem ilości w wodach PZW w Szczecinie był szczupak, którego udział w połowach wyniósł 20,67%. Szczupak cieszy się dużym zainteresowaniem i jest względnie łatwy do złowienia, a jego populacja jest wspomagana systematycznymi zarybieniami wylęgiem, wylęgiem żerującym i narybkiem jesiennym.



Rys. 1. Struktura połowów wędkarskich w jeziorach Okręgu PZW w Szczecinie w 2011 roku.

Kolejnymi gatunkami, które były licznie poławiane są okoń – 8,58% oraz lin – 7,49%. Pozostałe gatunki to krąp (1,66%), karp (1,44%), węgorz (1,18%) i karaś pospolity (1,1%). Niewielki udział w jeziorowych połowach wędkarskich miał sandacz, którego do wybranych jezior wprowadza się w postaci narybku letniego i jesiennego (tab. 2). Najprawdopodobniej spowodowane jest to tym, że połowy wędkarskie sandacza w jeziorach są trudne, a presja wędkarska na ten gatunek na wodach PZW w Szczecinie skupia się na obwodzie rzeczny rzeki Odra nr 5. Także niewielki udział w połowach stanowiła ukleja, sum oraz sieja. Wydajność połowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez PZW w Szczecinie wyniosła 3,01 kg/ha.

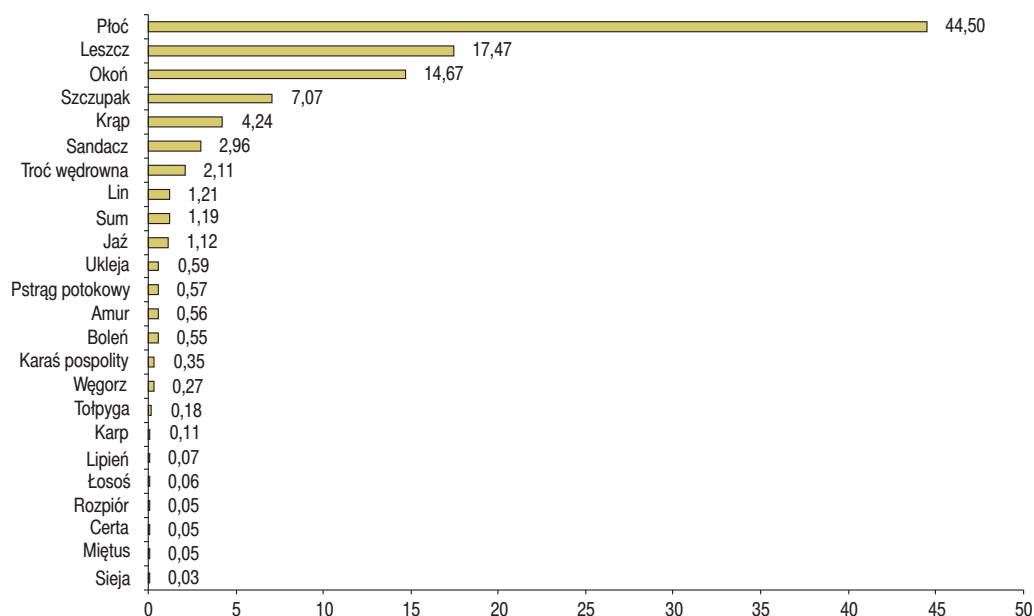
Podobnie jak w jeziorach, największy udział w amatorskich połowach ryb zrealizowanych w rzekach i zbiornikach zaporowych, miała płoć (44,5%), oraz leszcz (17,47%) (rys. 2). Znaczący udział w połowach miały okoń (14,67%) oraz szczupak (7,07%). Zarybienia szczupakiem, podobnie jak w przypadku jezior, realizowane były w oparciu o wylęg, wylęg żerujący i narybek jesienny (tab. 3). W połowach rzecznych i w zbiorni-

TABELA 2

Połowy i zarybienia jezior użytkowanych przez Okręg PZW w Szczecinie w 2011 roku

Gatunki	Połowy i zarybienia jezior w 2011 roku		
	Połowy*	Zarybienia	
	kg	kg	szt.
węgorz narybek podchowany	139	265	
szczupak wylęg, wylęg żerujący	2427		3392000
szczupak narybek jesienny		416	
sandacz narybek letni	37		233000
sandacz narybek jesienny		31	
lin kroczek	880	3490	
karaś pospolity kroczek	129	310	
sielawa wylęg			1200000
sieja narybek jesienny	2		500
karp kroczek	169	3140	
sum narybek letni	12		24000
sum narybek jesienny			3000
okoń	1008		
leszcz	2798		
płoc	3895		
krąp	195		
ukleja	52		

*dotyczy osobników wymiarowych, ujętych w rejestrach połowów



Rys. 2. Struktura połowów wędkarskich w rzekach i zbiornikach zaporowych Okręgu PZW w Szczecinie w 2011 roku (%).

TABELA 3

Połowy i zarybienia rzek i zbiorników zaporowych użytkowanych przez Okręg PZW
w Szczecinie w 2011 roku

Gatunki	Połowy i zarybienia rzek i zbiorników zaporowych w 2011 roku		
	Połowy*	Zarybienia	
	kg	kg	szt.
węgorz narybek podchowany	52	45	
szczupak wylęg, wylęg żerujący	1370		2896000
szczupak narybek jesienny		250	
sandacz narybek letni	574		100000
lin kroczek	235	620	
karaś pospolity kroczek	68		
sieja narybek jesienny	5		
karp kroczek	22	1 500	
sum narybek letni	230		10000
łoś soś smolt	12		40967
troć wędrowna wylęg	409		200000
troć wędrowna narybek letni			402000
troć wędrowna smolt			41943
pstrąg potokowy narybek letni	110		131500
pstrąg potokowy narybek wiosenny			13000
pstrąg potokowy tarlak		150	
lipień narybek jesienny	14		3500
kleń narybek jesienny			85000
jaź narybek jesienny	217		218000
boleń narybek jesienny	106		50000
boleń narybek wiosenny			100000
certa narybek letni	9		56000
certa narybek jesienny			421111
cerat narybek wiosenny			180000
sum narybek letni			26000
miętus wylęg	9		20000000
miętus tarlak		100	
okoń	2843		
leszcz	3386		
pluć	8627		
krap	821		
ukleja	115		
amur	108		
tołpyga	34		
rozpiór	10		

*dotyczy osobników wymiarowych, ujętych w rejestrach połowów

kach zaporowych, podczas połowu ryb karpiowatych, często poławiane były również krapie, których udział w połowach wyniósł 4,24%. Wyżej wymienione gatunki, z wyjątkiem szczupaka, nie były obiektem dodatkowych zarybień, stanowią one populacje ryb naturalnie rozradzających się obwodach rybackich lub napływają z sąsiednich – dotyczy to głównie rzecznych obwodów rybackich, które stykają się z wewnętrznymi wodami morskimi – Zalewem Szczecińskim, jeziorem Dąbie i Zalewem Kamieńskim.

Jak już wspomniano, połowy sandacza w wodach Okręgu PZW w Szczecinie skupiają się głównie w obrębie użytkowanego obwodu rzeki Odry nr 5. Połowy te nasilają się od października i trwają do końca grudnia. Sandacza popierano poprzez zarybienia narybkiem letnim (tab. 3), a jego udział w połowach wyniósł 2,96%.

Ciekawie przedstawia się gospodarka trocią wędrowną w obwodach rzecznych, realizowana w oparciu o zarybienia wylęgiem, narybkiem letnim i smoltem. Smoltem zarybiane są wody rzeki Odry i dolny fragment rzeki Regi, a wylęgiem i narybkiem letnim pozostałe górne fragmenty rzek o charakterze górskim, w tym również Regi. Wyjątkowo dobre efekty przyniosła gospodarka trocią w zlewni rzeki Iny, co przełożyło się na ogromne zainteresowanie połowami w tej rzece. W latach 2004-2010 wypuszczono do Iny 3402350 sztuk wylęgu, 290000 sztuk wylęgu podchowanego i 277200 sztuk narybku letniego. W 2009 roku, połowy wędkarskie (zewidencjonowane), osiągnęły liczbę 265 odłowionych osobników. Przed rokiem 2006 połowy wędkarskie wahały się od 3 do 15 osobników. Możliwość łowienia troci w Inie bezpośrednio przełożyła się na liczbę sprzedawanych zezwoleń wędkarskich (tych z uwzględnieniem tzw. wód górskich), których w 2005 roku sprzedano 3742, a w 2010 roku 8332 (Tański i in. 2011c).

Udziały w połowach wędkarskich lina i jazia wyniosły 1,21 i 1,12%, natomiast suma 1,19%. Udział pozostałych gatunków w połowach stanowił poniżej 1%. Uwzględniając w połowach udział pstrąga potokowego (0,57%), którego połowy realizowane są jedynie w wybranych fragmentach rzek górskich, zauważyć należy jego relatywnie dużą liczebność w wodach użytkowanych przez Okręg PZW w Szczecinie. W rzekach i zbiornikach zaporowych odłowiono łącznie 19386 kg ryb, co w przeliczeniu na hektar powierzchni wynosi 11,24 kg. Łącznie z wszystkich wód użytkowanych przez PZW w Szczecinie w 2011 roku (jeziora, rzeki i zbiorniki zaporowe), wg danych pochodzących z rejestrów wędkarskich, wędkarze odłowili 31129 kg ryb, co w przeliczeniu na 1 ha wyniosło 5,53 kg ryb.

Podsumowując, należy zwrócić uwagę, że w wodach Okręgu PZW w Szczecinie największy udział w połowach wędkarskich, zarówno w obwodach jeziorowych jak i rzecznych, obejmujących również zbiorniki zaporowe, mają płoć i leszcz. Jest to potwierdzeniem wielu analiz połowów wędkarskich prowadzonych od lat, obejmujących wody śródlądowe w Polsce, które eksploatowane są wędkarsko i rybacko (Czerwiński 2012, Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2011), a także znajduje odzwierciedlenie

w połowach kontrolnych realizowanych na wybranych jeziorach Okręgu PZW w Szczecinie (Tański i in. 2011a).

Na koniec należy także podkreślić fakt, że w realizacji gospodarki wędkarskiej na wodach Okręgu PZW w Szczecinie, decydującym czynnikiem jest zdolność produkcyjna Ośrodka Hodowlano-Zarybieniowego w Goleniowie, który gwarantuje utrzymanie stałych zarybień, wynikających z zapisów operatów rybackich. Przewidziana wkrótce modernizacja ośrodka wylęgarniczego pozwoli na zwiększenie liczby gatunków i asortymentu rozrządzanych gatunków, w tym również zagrożonych i cennych ekologicznie.

Literatura

- Bartel R. 2002 – Ryby dwuśrodowiskowe, ich znaczenie gospodarcze, program restytucji tych gatunków – Supplementa ad Acta Hydrobiol. 2: 37-55.
- Bartel R., Pender R. 2007 – Restoration of salmon (*Salmo salar* L.), sea trout (*Salmo trutta trutta* L.), vimba (*Vimba vimba* L.) and sturgeon (*Acipenser oxyrinchus* Mitchill.) in Western Pomeranian rivers. – In: Prospects and perspectives of fisheries in the coastal zone of the southern Baltic. Inland fisheries in Western Pomerania in the light of new regulations of European Union policies (Red.) W. Wawrzyniak, I. Dunin-Kwinta, K. Formicki). Wyd. Foka, Szczecin, Vol. II: 103-110.
- Czerwiński T. 2012 – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 45-54.
- Tański A., Czerniejewski P., Keszka S., Pender R. 2011a. – Structure of ichthyofauna in different fishery types of lakes used for angling by the Polish Angling Association, the Region of Szczecin – In: Fish management in a variable water environment (Ed.) M. Jakun, G. Furgata-Selezniow, M. Woźniak, A.M. Wiśniewska, Olsztyn: 151-156.
- Tański A., Czerniejewski P., Keszka S., Pender R., Pilch E. 2011b – Vimba *Vimba vimba* (L.) from the Rega River. Support of natural Spawning in 2004-2008 and the natural population – Journal of Ecology and Protection of the Coastline – Baltic Coastal Zone. (2011) 15: 127-144.
- Tański A., Bartel R., Pender R., Keszka S., Potkański Ł., Pilch E. 2011c – Gospodarka zarybieniowa trocią wędrówną (*Salmo trutta m. trutta*) w zlewni rzeki Iny na tle połowów wędkarskich w latach 1994-2010 – W: Użytkownik Rybacki. Warszawa: 152-157.
- Tański A., Pender R. 2007 – Angling management by the Polish Anglers' Association, Szczecin branch – In: Prospects and perspectives of fisheries in the coastal zone of the southern Baltic. Inland fisheries in Western Pomerania in the light of new regulations of European Union policies (Red.) W. Wawrzyniak, I. Dunin-Kwinta, K. Formicki, Wyd. Foka, Szczecin, Vol. II: 73-82.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2011 – Charakterystyka presji i połowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez wybrane gospodarstwa rybackie w 2009 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 97-105.