

Wczesne etapy życia ryb jesiotrowatych Część I. Rozwój embrionalny

Ryby jesiotrowate stają się coraz bardziej popularnymi obiektami akwakultury w Polsce. Po zamknięciu pełnego cyklu hodowlanego i przeprowadzaniu w naszych warunkach efektywnego sztucznego tarła do zagadnień szczególnie istotnych dla dalszego doskonalenia biotechniki chowu należy znajomość ich wczesnej ontogenezy – rozwoju embrionalnego i postembrionalnego (prelarwalnego i larwalnego) (Detlaf i in. 1981, Khodorevskaya 1983). Okres ten związany jest z dynamicznymi przeobrażeniami budowy i behawioru oraz niestety dużą śmiertelnością ryb. U ryb jesiotrowatych, w porównaniu z rybami doskonałokostnymi (*Teleostei*) istnieje szereg różnic w przebiegu procesów życiowych, szczególnie w okresie embrionalnym, co sprawia, że przy pierwszym kontakcie z rozwijającą się ikrą jesiotrów można mieć sporo trudności nawet z prawidłową oceną rozwoju jaj.

Obserwacji rozwoju zarodkowego dokonano podczas inkubacji ikry różnych ryb jesiotrowatych uzyskanych w wyniku sztucznego tarła w Doświadczalnym Ośrodku Zarybieniowym „Dgał” w Pieczarkach. Przedstawiony poniżej opis wykonano na przykładzie rozwoju embrionów jesiotra syberyjskiego (*Acipenser baeri* Brandt) podczas inkubacji w aparatach Weissa w temperaturze 14,5°C.

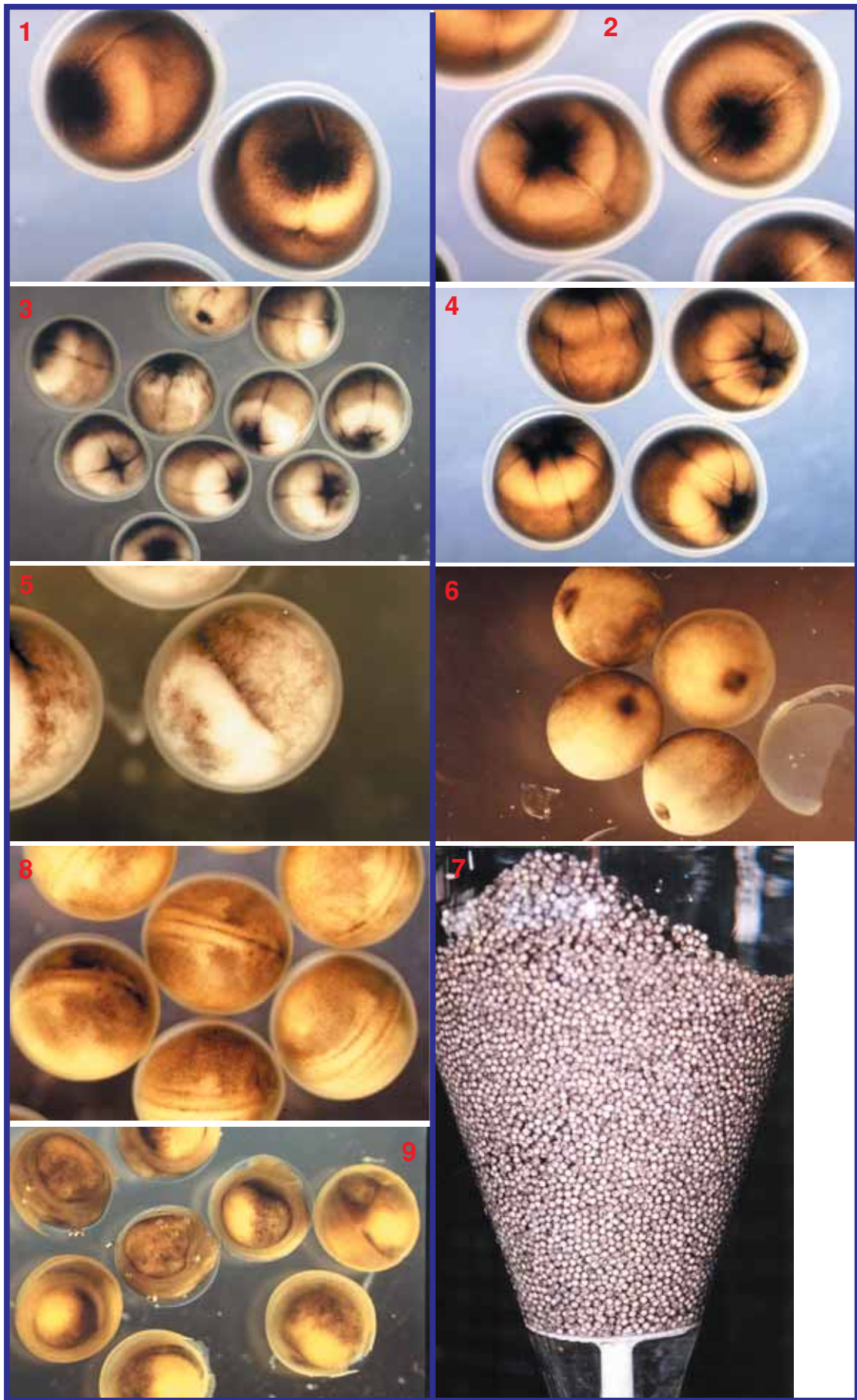
Jaja ryb jesiotrowatych w odróżnieniu od ryb doskonałokostnych posiadają od kilku do kilkudziesięciu mikropyle i w związku z tym przy sztucznym zapłodnieniu może dochodzić do wnikania kilku plemników (polispermia), co powoduje zakłócenia w rozwoju jaj i w efekcie śnięcia już na wczesnych etapach podziałów. Aby temu zapobiec stosuje się tzw. pólsuchą metodę zapładniania, polegającą na rozcieńczeniu mleczka wodą w stosunku od 1:50 do 1:200 w zależności od koncentracji plemników (Detlaf i in. 1981).

Bruzdowanie jaj jesiotrów przebiega podobnie jak u płazów w sposób całkowity, to znaczy dzieli się cała komórka jajowa. Pierwszy podział następuje u jesiotra syberyjskiego po około 4 godzinach od zaplemnienia i polega na tworzeniu się w centrum bieguna animalnego bruzdy schodzącej stopniowo w dół i w głąb jaja (fot. 1). Po następnej 1,5 godzinie zaczyna tworzyć się druga bruzda podziałowa przebiegająca prostopadle do pierwszej (fot. 2). Stopień zapłodnienia jaj najłatwiej określa się na stadium drugiego podziału, bowiem w tej fazie rozwoju

można łatwo rozpoznać zarówno jaja niezapłodnione, jak i polispermiczne, dla których charakterystyczna jest większa liczba blastomerów (fot. 3). Kolejne podziały jaja następują synchronicznie – w podobnych odstępach czasowych. W trakcie trzeciego podziału kolejne bruzdy przebiegają w ten sposób, że na biegunie animalnym powstaje 8 blastomerów podobnej wielkości (fot. 4). Począwszy od czwartego podziału blastomery różnicują się wielkością i w wyniku kolejnych podziałów powstaje grupa drobnych komórek na biegunie animalnym, zwanych mikromerami, oraz duże komórki na biegunie wegetatywnym – makromery.

Po 27 godzinach od zapłodnienia w okolicach równika jaja widoczne jest nagromadzenie ciemnych komórek. W tym miejscu tworzy się szczelina – prągęba (fot. 5), co oznacza początek gastrulacji, procesu prowadzącego do utworzenia się listków zarodkowych. W kolejnych godzinach szczelina rozszerza się wokół całego jaja i stopniowo przemieszcza w kierunku bieguna wegetatywnego. W miarę postępowania gastrulacji mikromery nasuwają się na powierzchnię makromerów, przez co ciemne komórki bieguna wegetatywnego są widoczne początkowo w postaci zmniejszającego się „koraka” (czopa Rusconiego), a po jego całkowitym wchłonięciu ikra jaśnieje (fot. 6 i 7). Zakończenie gastrulacji następuje w momencie całkowitego przykrycia bieguna wegetatywnego, co u jesiotra syberyjskiego następuje po upływie 50 godzin po zapłodnieniu. Proces gastrulacji jest okresem krytycznym w rozwoju embrionalnym i najczęściej w trakcie tego etapu ma miejsce największa część strat.

Następnym etapem jest formowanie się ciała zarodka. Od bieguna wegetatywnego zaczyna się tworzyć rynienka nerwowa rozszerzająca się w części głowowej. Gdy jej długość osiąga około połowy obwodu jaja, brzegi rynienki zaczynają się zrastać tworząc wałeczki nerwowe (stadium neuruli). Po obu stronach zarodka ukośnie do osi ciała przebiegają kanaliki nerkotwórcze – zaczątki układu wydalniczego (fot. 8). Po 72 godzinach część głowowa jest znacznie szersza od pozostałej części zarodka i widoczne są w niej tworzące się łuki skrzelowe. Po 90 godzinach od zapłodnienia można zauważyć serce umiejscowione pośrodku tułowia bezpośrednio przed głową. Początkowo serce ma postać prostej rurki, następnie wygina się na



Fot. 1-9. 1 – Pierwszy podział jaja, 2 – Drugi podział, 3 – Ocena stopnia zapłodnienia na stadium drugiego podziału (jajo z większą ilością bruzd podziałowych to jajo polispermiczne), 4 – Trzeci podział, 5 – Początek gastrulacji, 6 – Stadium małego korka (jaja po wypreparowaniu z osłonek), 7 – Stadium małego korka – widok w aparacie Weissa, 8 – Zaczątki układu wydalniczego zarodków, 9 – Zarodek przed wykluciem

kształt litery S. Pierwsze skurcze serca można zaobserwować po 103 godzinach od zapłodnienia. Początkowo są one nieregularne i powolne, a następnie coraz bardziej rytmiczne. Po rozpoczęciu pracy serca ciała embrionu jesiota silnie wydłuża się i jego część ogonowa zbliża się do głowy. W tym okresie, tzn. po upływie ok. 117 godzin, zarodek zaczyna wykonywać pierwsze ruchy wewnątrz jaja (fot. 9). Wykluwanie się pierwszych larw następuje po 152 godzinach, masowego charakteru nabiera po 7 dobach (168 godzinach) od momentu zapłodnienia jaj. Świeżo wyklute larwy próbują energicznymi ruchami wypłynąć z aparatu Weissa. Cały proces wykluwania trwa około 2 dób, po tym czasie w aparacie pozostaje martwa ikra oraz zarodki, które nie były w stanie wydostać się na zewnątrz. U części z nich widoczne są wyraźne deformacje w postaci np. skrzywienia ciała, uszkodzenia woreczka żółtkowego. Prelarwy takie wykonują nieskoordynowane, obrotowe ruchy. Zazwyczaj w aparacie inkubacyjnym pozostaje również pewna część larw wyglądająca normalnie, praktyka jednak pokazuje, że te ryby w dalszym chowie są nieprzydatne, bowiem większość z nich ginie już w początkowej fazie rozwoju postembrionalnego. Dlatego do dalszego podchowu należy wykorzystywać tylko te osobniki, które potrafią samodzielnie wypłynąć z aparatu wylęgowego. Wyniki inkubacji mierzone przeżywalnością wylęgu w dużym stopniu zależą od

jakości tarlaków, sposobu ich przygotowania do tarła oraz techniki przeprowadzenia sztucznego tarła; mogą się wahać w poszczególnych przypadkach od 0 do ponad 80%.

Zasadnicze etapy rozwoju embrionalnego u różnych gatunków i krzyżówek jesiotrowatych wyglądają bardzo podobnie, trzeba przy tym jednak pamiętać o tym, że poszczególne gatunki różnią się pod względem wymagań termicznych i w związku z tym różna jest dynamika przebiegu poszczególnych stadiów rozwojowych. Dodatkowym utrudnieniem w ocenie prawidłowości rozwoju embrionalnego jest różne ubarwienie jaj uzyskiwanych od samic należących do różnych gatunków czy krzyżówek. Niewielkie różnice mogą występować u poszczególnych osobników w obrębie tego samego gatunku. Wysokie koncentracje pigmentu w ikrze ryb jesiotrowatych, w tym również w wielowarstwowej otoczce jajowej sprawiają, że w większości stadiów rozwojowych embrionów ocena ich przeżywalności bez użycia dobrej jakości lupy binokularowej i często preparacji ikry bywa zawodna.

Literatura

- Detlaf T. A., Ginsburg A. C., Shmalhausen O. I. 1981 - Razvitije osetrovykh ryb - Izd. Nauka, Moskwa: 77 - 123.
Khodorevskaya R.P., 1983 - Ispol'zovanie osobennostej povedeniya lichnok osetrovykh v praktike promyshlennogo osetrovodstva. W: Biologicheskiye osnovy osetrovodstva. Izd. Nauka, Moskwa: 113-128.

Przemysław Czerniejewski, Jarosław Filipiak - Akademia Rolnicza w Szczecinie

Występowanie sielawy (*Coregonus albula* L.) w jeziorach Pomorza Zachodniego

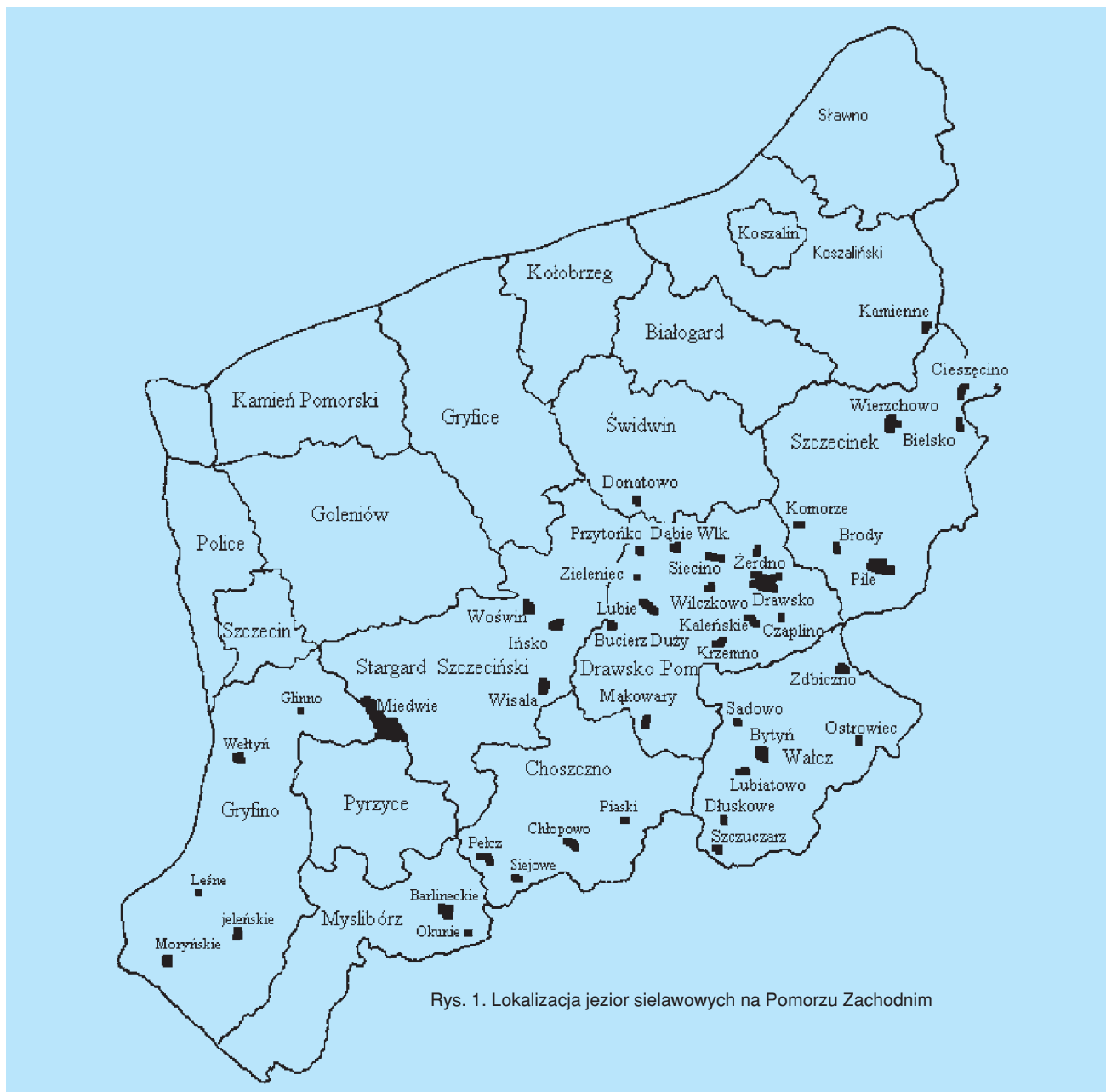
Wstęp

Sielawa ze względu na szybkie tempo wzrostu, ławicowy tryb życia oraz walory smakowe jest jednym z najcenniejszych gatunków poławianych w jeziorach północnej Polski. Najwcześniejsze dane o występowaniu sielawy na naszych ziemiach podaje Tykiel (1858) twierdząc, iż ryba ta "znajduje się w licznych jeziorach guberni augustowskiej", które wraz ze zbiornikami Pojezierza Mazurskiego i Suwalskiego stanowią do dzisiaj miejsce wielorakich, bardzo rozległych badań nad biologią tego gatunku. Niewiele jest natomiast danych dotyczących rozszedlenia sielawy z terenu Pomorza Zachodniego. Pierwsze merytorycznie bardzo cenne opracowanie, zawierające szczegółowe zestawienie jezior sielawowych tego rejonu podaje Walczak (1956). Od tego czasu w miarę intensyfikacji gospodarki sielawą i licznych jej introdukcji do zbiorników wodnych zasięg występowania tego gatunku zwiększył się, w innych zaś liczne nie-

gdys populacje wyginęły w wyniku niekorzystnych zmian środowiska. Powyższe czynniki zmieniły obraz obecnego rozszedlenia i gospodarki sielawą na Pomorzu Zachodnim.

Cel i metody pracy

Celem niniejszej pracy jest zestawienie aktualnego stanu wiedzy o występowaniu sielawy w jeziorach położonych na obszarze województwa zachodniopomorskiego. Dane o rozszedleniu i prowadzonej gospodarce rybackiej sielawą na tych zbiornikach zebrano na podstawie rozesyłanych do gospodarstw rybackich ankiet oraz wywiadów przeprowadzonych w terenie. Niestety brak szczegółowych danych dotyczących m.in. warunków rozrodu naturalnego, możliwości produkcyjnej jezior, jak również niepełne dane o ilości odłowów uniemożliwiły przeprowadzenie szczegółowych analiz porównawczych. Cytowane w niniejszej pracy powierzchnie omawianych jezior oraz ich maksymalne głębokości zaczerpnięto



Rys. 1. Lokalizacja jezior sielawowych na Pomorzu Zachodnim

z Katalogu Jezior Polskich – Pojezierze Pomorskie (Choiński 1991), natomiast ich liczbę na terenie poszczególnych powiatów – z pracy Filipiak i Raczyńskiego (2000).

Wyniki i dyskusja

Na terenie województwa zachodniopomorskiego znajduje się 1575 jezior (1 i więcej ha lustra wody) o łącznej powierzchni 585,2 km², co stanowi 2,56% całego obszaru (Filipiak, Raczyński 2000). Występowanie sielawy w rejonie objętym badaniami ogranicza się tylko do 43 jezior (rys. 1), a ich łączna powierzchnia wynosi 14472 ha. Zbiorniki te rozmieszczone są na terenie 9 powiatów, przy czym najwięcej ich znajduje się w powiecie drawskim (tabela 1), na 222 zbiorniki o powierzchni powyżej 1 ha liczba jezior z występującą sielawą wynosi 13, co stanowi aż 55,8% łącznej powierzchni wszystkich jezior tego obszaru).

Wielkość jezior sielawowych w tym powiecie jest bardzo zróżnicowana i waha się od 41 ha (jez. Zieleniec) do 1797,5 ha (jez. Drawsko). W 6 z nich obecnie nie pozyskuje się tego gatunku ze względu na małą efektywność połowów, spowodowaną stale pogarszającymi się warunkami środowiskowymi (np. w jez. Wilczkowo corocznie stwierdza się brak tlenu poniżej 10 m). W pozostałych jeziorach maksymalną wydajność połowową z 1 ha powierzchni zbiornika uzyskano w 1997 roku w jez. Drawsko (15,23 kg/ha). W 2000 roku odłowy tego gatunku w zbiornikach powiatu drawskiego wyraźnie zmniejszyły się i mieściły się w zakresie od 0,42 kg/ha w jez. Kaleńskim do 6,98 kg/ha w jez. Krzemno Duże. Obecnie w tych jeziorach o sielawie jako gatunku autochtonicznych nie można mówić (mimo że przed 1952 rokiem ryby te stwierdzano w połowach w jeziorach Drawsko, Pile, Żerdno, Komorze, Kaleńsko i Lubie), ponieważ zbiorniki te są zarybiane wylę-

TABELA 1

Występowanie sielawy w jeziorach Pomorza Zachodniego

Lp.	Powiat	Nazwa jeziora	Dorzecze	Powierzchnia (ha)	Głębokość maks. (m)
1	Drawsko Pomorskie	Drawsko	Drawa	1797,5	79,7
2		Krzemno Duże	Dobrzyca-Gwda	131,0	36,4
3		Żerdno	Drawa	206,5	36,0
4		Kaleńskie	Dobrzyca-Gwda	104,0	33,7
5		Bucierz Duży*	Brzeźnicka Wlk	146,0	29,1
6		Dąbie Wielkie*	Stara Rega	58,5	29,2
7		Lubie	Drawa-Noteć	1487,5	46,2
8		Siecino	Kokna-Drawa	740,0	44,3
9		Wilczkowo	Drawa-Noteć	290,0	26,7
10		Mąkowsary*	Drawica-Drawa	163,5	31,2
11		Przytońko*	Stara Rega	111,0	20,3
12		Zieleniec*	Drawa-Noteć	41,0	18,5
13		Czaplıno*	Drawa-Noteć	106,0	22,9
14	Stargard Szczeciński	Woświn	Ukleja-Rega	767,5	28,1
15		Wisala	Ina	156,0	15,4
16		Łńsko	Ina	529,0	41,7
17		Miedwie	Płonia-Odra	3491,0	43,8
18	Wałcz	Bytyń	Piława-Gwda	829,0	41,0
19		Zdbiczno	Zdbica-Piława	220,5	29,0
20		Lubiatowo	Runica-Drawa	137,5	29,0
21		Szczuczczar	Szczuczna	135,0	17,4
22		Ostrowiec	Dobrzyca-Gwda	90,0	17,8
23		Dłusko	Szczuczna	35,0	19,8
24		Sadowo	Korytnica	27,5	27,0
25	Szczecinek	Wierzchowo	Gwda	712,5	26,5
26		Bielskie	Czernica-Gwda	277,5	23,0
27		Cieszęcino	Czernica-Gwda	106,0	38,0
28		Pile	Piława	979,0	43,9
29		Komorze	Piława	386,0	34,7
30		Brody*	Piława	67,5	27,7
31	Choszczno	Pelcz	Mała Ina-Odra	271,5	31,0
32		Chłopowo	Mierzęcka Str.	65,5	27,9
33		Siejowe	Pelcz	30,0	21,6
34		Piaski*	Mierzęcka Str.	75,0	15,7
35	Gryfino	Morzyczo	Słubia-Odra	317,5	60,0
36		Jeleńskie	Rurzycza-Odra	100,0	21,4
37		Leśne	Rurzycza-Odra	25,0	11,6
38		Glinna	Płonia-Odra	66,0	16,4
39		Weltyń ^x	Weltyńska Str.	277,5	11,6
40	Myślibórz	Barlineckie*	Płonia-Odra	250,0	18,0
41		Okunie*	Santoczna	38,5	18,5
42	Koszalin	Kamienne*	Radew-Parzęta	95,0	32,9
43	Świdwin	Donatowo*	Rega	89,0	14,2

*- jeziora, w których nie prowadzi się regularnych odłowów sielawy
^x – jezioro o charakterze leszczowym zarybione w 2000 roku wylęgiem sielawy

giem pochodzącym z różnych jezior w ilości od 2000 szt./ha (Żerdno w 1999 roku) do 18000 szt./ha (Drawsko w 1998 roku). Wśród grupy jezior eksploatowanych rybacko tylko w przypadku jezior Kaleńskiego i Krzemno Duże w okresie ostatnich 5 lat nie stosowano zarybień sielawą.

W powiecie Stargard Szczeciński z ogólnej liczby 155 jezior o łącznej powierzchni 7083 ha sielawa występuje w

4 (tabela 1), a ich powierzchnia wynosi 4943,5 ha. W skład tej grupy wchodzi największe jezioro Pomorza Zachodniego – Miedwie, w którym występuje sielawa autochtoniczna. Od 1978 roku połowy tej ryby w powyższym zbiorniku były bardzo niskie, co prawdopodobnie związane było z dużą eutrofizacją wód, objawiającą się m.in. brakiem tlenu w hypolimnionie. W ostatnich latach wraz ze zmniejszeniem zużycia nawozów sztucznych w rolnictwie, spadkiem produkcji zwierzęcej i uruchomieniem oczyszczalni ścieków w Pырzycach zaobserwowano gwałtowny “naturalny” wzrost populacji tych cennych gospodarczo ryb. Przykładowo w 1998 roku uzyskano największą w historii wydajność połowową w tym zbiorniku – 2,3 kg sielawy/ha. Po raz pierwszy od 25 lat w 1999 roku jez. Miedwie zostało zarybione wylęgiem sielawy pochodzącym od tarlaków autochtonicznych w ilości 900 szt./ha, co prawdopodobnie wpłynie na dalszą poprawę wyników połowowych gospodarstwa rybackiego. W pozostałych jeziorach powiatu, z wyjątkiem jeziora Łńsko, odłowy sielawy były bardzo niskie i na przestrzeni lat 1995-2000 nie przekraczały 1 kg/ha. Tak niewielkie wydajności połowowe tego gatunku uzyskane na jeziorach Wisala i Woświn związane są z jednej strony z małą efektywnością rozrodu naturalnego, z drugiej zaś brakiem zarybień (w przypadku Wisala) lub wsiedlaniem zbyt niskich obsad wylęgu. Przykładowo jez. Woświn zarybiano trzykrotnie w ciągu ostatnich 5 lat wylęgiem sielawy w ilości poniżej 2000 szt./ha. W przypadku jez. Łńsko, mimo systematycznych zarybień w ilości 440-6600 szt./ha wylęgu sielawy, odłowy na przestrzeni lat 1996-2000 zmalały ponad 16-krotnie (tabela 2).

Na obszarze powiatu wałeckiego znajduje się 169 jezior o łącznej powierzchni 4022 ha. Występowanie sielawy zanotowano w 7 z nich, które zajmują 22,8% powierzchni zbiorników tego terenu. Największe to jeziora Bytyń (829,0 ha) i Zdbiczno (220,5 ha), natomiast najmniejszym zbiornikiem sielawowym jest jez. Sadowo (27,5 ha). W jeziorach Bytyń i Dłusko już na początku XX wieku Seligo (1902) stwierdził występowanie tej ryby. Obecnie największe ilości sielawy pozyskuje się z jez. Bytyń, w latach 1995-2000 pozyskiwano tu od 3,15 kg/ha (w 1996 r.) do ponad 10 kg/ha (w 1999 r.). Wysokie wydajności uzyskane z tego zbiornika są wynikiem corocznych udanych zarybień wylęgiem sielawy. Pozostałe jeziora zarybiano mniej systematycznie i różnymi dawkami wylęgu, jednakże nie przyniosło to widocznych efektów w postaci zwiększenia ilości pozyskiwanych sielaw.

Połowy sielawy w latach 1995-2000 w eksploatowanych rybacko jeziorach Pomorza Zachodniego

Lp.	Nazwa jeziora	Odłowy sielawy w latach 1995-2000 (kg)						Wydajność sielawy w kg/ha w 2000 roku
		1995	1996	1997	1998	1999	2000	
1	Drawsko	10186	5962	27371	13392	6541	3301	1,84
2	Krzemno	-	-	-	-	-	914	6,98
3	Duże	8	620	721	848	692	89	0,43
4	Żerdno	-	-	-	-	-	44	0,42
5	Kaleńskie	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
6	Lubie	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	16861	b.d.	b.d.
7	Siecino	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
8	Wilczkowo	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
9	Woświn	304	115	91	70	279	90	0,12
10	Wisala	8	-	91	-	19	15	0,10
11	Ińsko	3544	5552	5067	2114	802	344	0,65
12	Miedwie	-	3	3	8056	2831	6485	1,86
13	Bytyń	3433	2611	6932	4469	8292	3382	4,08
14	Zdbiczno	340	-	-	382	2997	267	1,21
15	Lubiatowo	126	-	10	-	4	5	0,04
16	Szczuczarz	190	358	478	-	5	66	0,49
17	Ostrowiec	-	12	4	-	-	-	-
18	Dłusko	900	352	28	223	-	21	0,60
19	Sadowo	842	22	241	-	-	1	0,04
20	Wierzchowo	182	316	56	54	537	14	0,02
21	Bielskie	417	116	52	32	30	28	0,10
22	Cieszęcino	503	862	321	150	308	427	4,02
23	Pile	6613	5516	8643	4604	8584	8874	9,06
24	Komorze	165	-	700	118	11	1111	2,88
25	Pelcz	5365	4193	2811	125	193	-	-
26	Chłopowo	b.d.	-	119	523	323	324	4,95
27	Siejowe	b.d.	264	325	237	630	374	12,47
28	Morzycko	-	1197	1724	659	115	-	-
29	Leśne	36	16	-	1	95	b.d.	b.d.
30	Glinna	-	-	-	-	280	4	0,06

b.d.- brak danych

W powiecie szczecineckim spośród 162 jezior o powierzchni 11334 ha, sielawa występuje w 6 zbiornikach. Zajmują one powierzchnię 2528,5 ha, co stanowi 22,3% powierzchni jezior ww. powiatu. W tych zbiornikach sielawa poławiana była jeszcze przed 1952 rokiem, natomiast w jeziorach Bielskim i Cieszęcino ryby te pozyskiwano już w 1900 roku (Seligo 1902). Najwyższe wydajności połowowe sielawy uzyskuje się z jez. Pile (od 4,7 w 1998 r. do 9,06 kg/ha w 2000 r.). Połowy na tym zbiorniku są wynikiem udanych zarybień. W latach 1995-2000 corocznie jezioro zarybiano wylęgiem w ilości 7500- 13300 szt./ha. Pozostałe jeziora zarybiano mniej systematycznie i mniejszymi dawkami materiału, stąd też w latach 1995-2000 wydajność połowowa sielawy w żadnym z nich nie przekroczyła 5 kg/ha, natomiast w jez. Czaplino w okresie badawczym nie prowadzono odłowów.

Na terenie powiatu choszczeńskiego na 143 jeziora o łącznej powierzchni 3133 ha, w 4 stwierdzono występowanie sielawy, jednakże tylko w 3 prowadzone są efektywne

odłowy tego gatunku. Największą powierzchnię wśród zbiorników tego powiatu zajmuje jez. Pelcz (271,5 ha). Liczna populacja sielawy występująca w tym zbiorniku (w sezonie 1967/1968 uzyskano rekordową wydajność aż 37,4 kg sielawy z 1 ha powierzchni) w ostatniej dekadzie lat – mimo prowadzonych od 1996 roku zarybień – uległa znacznej degradacji (wydajność połowowa zmniejszyła się z 27 kg/ha w 1989 r. do 0,7 kg/ha w 1999 r.), czego przyczyn należy upatrywać w pogarszających się warunkach środowiskowych. Przykładowo w sierpniu 2000 r. stwierdzono w tym zbiorniku brak tlenu już na głębokości 7 m.

W powiecie gryfińskim znajduje się 195 jezior o łącznej powierzchni 3370 ha. Na tym terenie sielawa występuje tylko w 5 zbiornikach o łącznej powierzchni 786 ha. Obecnie sielawę pozyskuje się z niską efektywnością (w 2000 r. wydajność połowowa w żadnym ze zbiorników nie przekroczyła 1 kg sielawy/ha) z jezior Morzycko, Leśne i Glinno. Z jednej strony związane jest to z brakiem zarybień (Leśne i Glinno), z drugiej zaś niekorzystnymi warunkami środowi-

skowymi dla sielawy (Glinno) i dużą presją drapieżników (Leśne). Ciekawostką jest fakt zarybienia w 2000 r. jeziora Wełtyń (zbiornika o charakterze leszczowym) wylęgiem sielawy w ilości 1800 szt./ha.

Na terenie powiatu myśliborskiego na 101 jezior o powierzchni 2695 ha znajdują się zaledwie 2 jeziora sielawowe (jez. Barlineckie i Okunie) o łącznej powierzchni 288,5 ha. W powyższych zbiornikach nie prowadzi się regularnych odłowów, z powodu małych liczebnie populacji sielawy.

Najuboższymi w jeziora sielawowe są powiaty koszański (na łączną liczbę 120 jezior sielawę stwierdzono tylko w jez. Kamienne) i świdwiński (wśród 64 jezior sielawa występuje tylko w jez. Donatowo). Jednakże ten gatunek ryby w obu jeziorach nie jest eksploatowany.

Porównując stan ilościowy jezior sielawowych z lat 1950-1957 (Walczak 1957) z obecnym stanem występowania, mimo tej samej ich liczby należy stwierdzić znaczne zmniejszenie ich powierzchni (o 1800,6 ha, tj. o 14,2%). W niektórych zbiornikach podawanych przez powyższego autora sielawa wyginęła w skutek znacznego postępu eutrofizacji (jez. Wielimie, Tuczo, Zamkowe), w innych ze względu na intensywne zarybianie stanowi obecnie ważny obiekt rybołówstwa (jez. Lubiato, Szczuczarsz, Ostrowiec, Wisala). Wydajność połowowa sielawy w latach 1995-2000 w poszczególnych jeziorach była zróżnicowa-

na. Z jednej strony wiązało się to z szybkimi, niekorzystnymi zmianami zachodzącymi w środowisku naturalnym (np. spadek połowów w jez. Pełcz), z drugiej zaś z wysoką efektywnością rozrodu wywołującą np. gwałtowny wzrost połowów sielawy w jez. Miedwie z 3 kg w 1997 do 8056 kg w 1998 roku (Pietrucha 1999).

Biorąc powyższe dane pod uwagę należy podjąć intensywne prace zmierzające do zwiększenia populacji sielawy w jeziorach województwa zachodniopomorskiego, których pierwszym krokiem musi być poznanie biologii tych ryb w poszczególnych jeziorach, m.in. ich tempa wzrostu, płodności oraz możliwości produkcyjnych wynikających z warunków hydrochemicznych i bazy pokarmowej danego zbiornika. Wynika to również z potrzeb prowadzonej aktualnie sprywatyzowanej gospodarki rybackiej, dla której połowy sielawy stanowią ważne źródło dochodu.

Literatura

- Choiński A. 1991 – Katalog jezior Polski – Pojezierze Pomorskie – Wyd. UAM Poznań.
- Filipiak J., Raczyński M. 2000 – Jeziora zachodniopomorskie (Zarys faktografii) – Wyd. AR Szczecin.
- Pietrucha M. 1999 – Powrót siejowatych (*Coregonus lavaretus maraena* B. i *Coregonus albula* L.) do jeziora Miedwie – Komun. Ryb. 3:14-19.
- Seligo A. 1902 – Die Fishgewässer der Provinz Westpreussen. Gdańsk.
- Tykiel B. 1854 – Kilka uwag historyczno-statystycznych o guberni augustowskiej – Biblioteka Warszawska, Warszawa.
- Walczak J. 1956 – Występowanie sielawy (*Coregonus albula*) w jeziorach północno-zachodniej Polski – Roczn. Nauk. Rol. 71-B-1: 21-50.

Leszek Augustyn - Zarząd Okręgu PZW w Nowym Sączu

Świnka, *Chondrostoma nasus* (L.), w okresie postembrionalnym w naturalnym środowisku rzeczonym

W ostatnich latach w Polsce obserwuje się ograniczanie zasięgów, a nawet zanikanie karpiowatych gatunków rzecznych. W dorzeczu Dunajca najbardziej zagrożona jest świnka. Głównymi przyczynami zanikania świnki są zanieczyszczenia rzek, dewastacja tarlisk, ich zamulanie, dewastacja przydatnych dla narybku siedlisk oraz przerywanie połączeń między nimi (Kamler, Keckeis 2000). W ramach wdrażanego w Zarządzie Okręgu PZW w Nowym Sączu „Programu restytucji karpiowatych ryb rzecznych” przeprowadzono obserwacje rozwoju świnki w potoku Łubinka.

Celem tych badań było skonfrontowanie rozwoju świnki w naturalnym środowisku rzeczonym z wynikami badań w warunkach kontrolowanych.

Potok Łubinka jest prawobrzeżnym dopływem Dunajca w Kotlinie Sądeckiej. Przed regulacją, w latach 80. w części ujściowej odbywały się tarła świnek wstępujących z Dunajca.

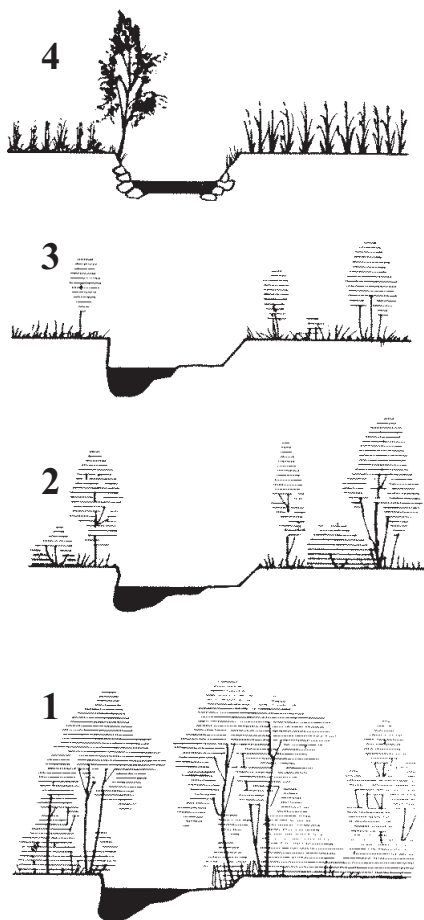
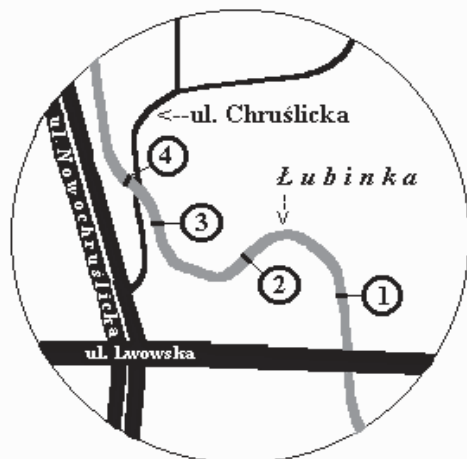
Odcinek kontrolowany wybrano w nie uregulowanym odcinku w Nowym Sączu (rys. 1). Wytyczono tu trzy stanowiska o długości 50 m każde, których charakterystykę przedstawia tabela 1. Poniżej, aż do ujścia do Dunajca, potok płynie uregulowanym korytem o szerokości 11,5 m (stanowisko nr 4).

Do doświadczenia użyto 10.000 szt. wylęgu świnki w wieku 21 dni (od zapłodnienia) o średniej długości 7,28 mm (7,04-7,31 mm), średniej masie 0,006 g z niezresorbowanym woreczkiem żółtkowym (VIII stadium rozwoju embrionalnego). Ich bardzo wolny rozwój i małe rozmiary wynikały z niskiej (5-7°C) temperatury wody podczas inkubacji ikry i rozwoju embrionalnego. Materiał ten podzielono na trzy równe części i 29 V 2000 r. w formie zmasowanej wpuszczono w środkowe części stanowisk kontrolnych. Co 15 dni przeprowadzano odłów kontrolny stanowisk przy użyciu agregatu IUP-12. Pobierano próbę 10 szt. świnek,

TABELA 1

Charakterystyka stanowisk kontrolnych

Parametr	1	2	3
Położenie	duże płoso	płoso -bystrze	bystrze
Szerokość (m)	10,0	9,0	7,0
Głębokość (m)	0,3-1,2	0,45-0,9	0,2-0,3
Prędkość wody (m s ⁻¹)	< 0,1	0,13-0,25	0,67
Podłoże (dno)	piaszczysto mu- liste	żwirowo piaszczy- ste	żwirowe



Rys. 1. Lokalizacja oraz przekroje koryt na kontrolowanych stanowiskach

które konserwowano w 4% roztworze formaliny. Liczono ryby z gatunków towarzyszących. Odłowy kontrolne przeprowadzono 15 VI, 30 VI i 15 VII 2000 r. Przejście fali powodziowej 17-18 VII spowodowało rozproszenie narybku i przerwanie doświadczenia. Codziennie ok. godz.15.30 rejestrowano temperaturę wody w potoku. Obliczono współczynniki zmienności długości świnek (V%) oraz średnie dzienne chwilowe tempa wzrostu (SGR x 100). Analizę

statystyczną wykonano programem Equation grapher 3.2 (Regression analyzer).

Narybek świnek odłowiono tylko na stanowiskach 1 i 2. Świnki przebywały tam w pobliżu brzegów, w obszarze płosa, w strefie bardzo wolnego prądu wody. Szczególnie licznie obserwowane były na stanowisku 1 w strefie prądów wstecznych w dnie mulisto-piaszczystym z zawiesiną organiczną. Na stanowisku 2 narybek świnek odłowiono powyżej miejsca zarybień w obrębie płosa. Poniżej w bystrzu narybku nie stwierdzono. Nie stwierdzono również narybku świnek na stanowisku 3, obejmującym obszar dużego bystrza. Wzrost świnek był bardzo zróżnicowany (tabela 2).

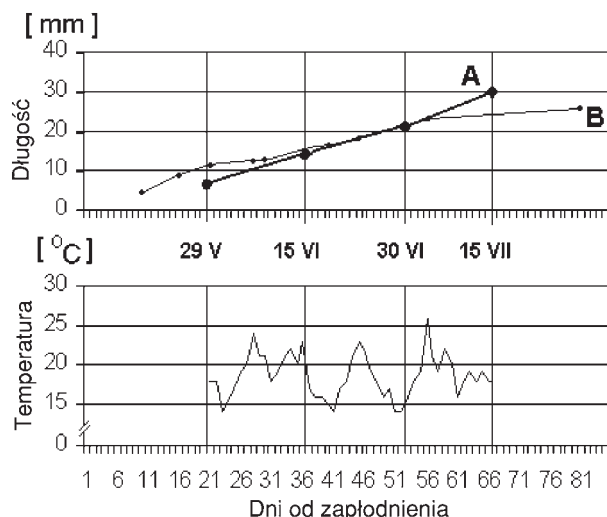
TABELA 2

Wyniki połowów na stanowiskach kontrolnych

Parametry – gatunki	15 VI	30 VI	15 VII
Świnka			
Średnia długość l.t. (mm)	14,3	21,1	29,8
Zakres	13,0-16,2	17,1-26,1	23,5-40,0
Współczynnik zmienności (V%)	7,3	14,1	13,7
Średnia masa (g)	0,022	0,115	0,333
Zakres	0,012-0,038	0,05-0,21	0,16-0,73
Tempo wzrostu SGR x 100 (%)	7,63	11,02	7,08
Gatunki towarzyszące			
Strzebla potokowa	X (4-5 szt. m ⁻²)	X (0,1-0,2 szt. m ⁻²)	X
Śliz	X	X (0,5 szt. m ⁻²)	X (0,1-0,3 szt. m ⁻²)
Kielb	X	X	X
Głowacz pęgaopletwy	-	X	X
Kleń	-	X	X
Brzanka	-	X	X
Jelec	-	-	X

X - stwierdzona obecność

W pierwszym okresie do 15 VI ich średnia długość uległa niemal podwojeniu (7,28-14,3 mm + 49%), a średnia masa potrojeniu (0,006-0,022 g + 72,7%). Po dwu dalszych tygodniach (30 VI) średnia długość świnek wzrosła do 21,1 mm (wzrost o 6,8 mm + 32,2%), a średnia masa do 0,115 g (wzrost o 0,093 g + 80,8%). Po następnych dwu tygodniach w połowie lipca świnki w Łubince osiągnęły średnio 29,8 mm długości (wzrost o 8,7 mm + 29,1%) i 0,333 g średniej masy ciała (wzrost o 0,218 g + 65,4%). W tym okresie wzrost świnek uległ wyrównaniu (spadek V 14,1-13,7%)



Rys. 2. Wzrost świnek w Łubince (A) na tle wyników Penaza (1974) w warunkach kontrolowanych (B) oraz temperatury wody w Łubince w okresie doświadczenia

oraz znacznemu spowolnieniu (spadek SGR 11,02-7,08%). Zależność między długością (mm) narybku świnek w okresie larwalnym (stadia L-1 do J-2) a ich masą (g) najlepiej opisuje równanie:

$$y = 0,00248 (1,18)^x ; r = 0,98$$

Larwy świnek są duże, co gwarantuje im sukces jako drapieżnikom i minimalizuje straty jako ofiarom (Kamler et al. 1996). Ich dalszy rozwój silnie zależy od warunków tlenowych (Keckeis et al. 1996) i temperaturowych (Kamler et al. 1998). Tempo wzrostu świnek w okresie larwalnym jest bardzo szybkie (Kamler, Keckeis 2000). Świnki z Łubinki

rosły szybciej od świnek w podchowalnikach z doświadczenia Peńaza (1974), szczególnie w drugiej połowie okresu rozwoju larwalnego – rys. 2. Jednak zróżnicowanie wzrostu poszczególnych osobników sygnalizuje niewystarczające zasoby pokarmowe i wewnątrzgatunkową konkurencję. Świnki w plosie nie rozproszyły się, tylko zajęły miejsca o najsłabszym prądzie wody. Te zachowania potwierdzają wyniki laboratoryjnych doświadczeń wskazujące, że świnki na tym etapie rozwoju tolerują prąd wody o sile zaledwie $8,1 \text{ cm s}^{-1}$ (Flore, Keckeis 1998).

Przeprowadzony eksperyment wykazał, że dla restytucji świnek w rzekach skuteczny może okazać się narybek we wczesnym okresie rozwoju (4-6 cm, 1-3 g), pod warunkiem zarybień odcinków rzek o spokojnym prądzie wody oraz dokładnego rozprowadzenia (rozproszenia) wprowadzanego materiału zarybieniowego.

Literatura

- Flore L., Keckeis H. 1998 – The effect of water current on foraging behaviour of the rheophilic cyprinid *Chondrostoma nasus* (L.) during ontogeny: evidence of a trade-off between energetic gain and swimming costs – Regul. Rivers Res. Mgmt. 14: 141-154.
- Kamler E., Keckeis H., Bauer-Nemeschkal E. 1996 – Egg energy content and partitioning in a rheophilic cyprinid *Chondrostoma nasus* (L.) – Pol. Arch. Hydrobiol. 43, 2: 273-281.
- Kamler E., Keckeis H., Bauer-Nemeschkal E. 1998 – Temperature – induced changes of survival, development and yolk partitioning in *Chondrostoma nasus* – J. Fish Biol. 53: 658-682.
- Kamler E., Keckeis H. 2000 – Reproduction and early life history of *Chondrostoma nasus*: implications for recruitment (a review) – Pol. Arch. Hydrobiol. 47, 1: 273-281.
- Keckeis H., Bauer-Nemeschkal E., Kamler E. 1996 – Effect of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos – J. Fish. Biol. 49: 430-440.
- Peńáz M. 1974 – Early development of the Nase Carp *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) – Zool. Listy 23(3): 275-288.

Ewa Dzika, Iwona Jeleń - Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Helmintofauna leszcza *Abramis brama* (L.) z jeziora Warniak

Wstęp

W literaturze przedmiotu spotyka się wiele informacji dotyczących pasożytofauny leszcza (Kozicka 1953, Janiszewska 1954, Izjumowa 1956, Grabda i Grabda 1957, Kozicka 1959, Grabda i wsp. 1961, Wyrzykowska 1964, Grabda 1971, Kozicka 1971, Groba 1973, Otvodova 1975, Wierzbička 1977, 1978, Mashtakov 1979, Pojmańska i wsp. 1980, Pojmańska 1984, Grabda-Kazubska i wsp. 1987, Pojmańska i Dzika 1987, Dzika 1987, Enayat S.A. Reda 1987). Dotyczyły one rocznej dynamiki występowania i zgrupowań pasożytów wewnętrznych w różnych typach zbiorników wodnych i różnych rejonach geograficz-

nych. Nie spotyka się jednak prac dotyczących zmian składu pasożytów w odniesieniu do zmian warunków środowiska w dłuższym przedziale czasu.

W tej sytuacji postanowiono zbadać występowanie pasożytów zewnętrznych i wewnętrznych u leszcza pochodzącego z jeziora Warniak i porównać pasożytofaunę z tą, którą określiła Grabda-Kazubska i wsp. w latach 1979-84 (1987).

Jezioro Warniak (tabela 1) jest zlokalizowane w województwie warmińsko-mazurskim. Administracyjnie podlega Instytutowi Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie. Jest stosunkowo małe i zaliczane do typu stawowego. Ma cha-

rakter eutroficzno-dystroficzny. W latach 1985, 1987, 1996 występowały w nim przyduchy.

TABELA 1

Dane limnologiczne i rybackie jeziora Warniak (Krzywosz 1997)

Wyszczególnienie	
Powierzchnia (ha)	38,4
Głębokość maks. (m)	3,7
śr. (m)	1,2
Objętość wody jeziora (tys.m ³)	456,7
Typ miktyczny	polimiktyczne
Typ rybcki	linowo-szczupakowe
Zasięg roślinności zanurzonej	3,0
Fitolitoral (h)	31,3
(%)	81,5

W jeziorze tym prowadzono badania nad efektywnością zarybiania wód otwartych różnymi gatunkami ryb. W latach 1967-1970 zarybiano go narybkiem karpia (*Cyprinus carpio*) i leszcza (*Abramis brama*), w 1973 r. narybkiem amura białego (*Ctenopharyngodon idella*) i w 1984 r. tołpygą pstrą (*Aristichthys nobilis*) i tołpygą białą (*Hypophthalmichthys nobilis*) (Krzywosz i Bryliński 1975, Krzywosz 1997). Liczebność tych gatunków była w jeziorze redukowana przyduchami oraz intensywnymi odłowami (1995 i 1997 r.). Wprowadzenie narybku ryb roślinożernych, a szczególnie amura, spowodowało duże zmiany w biocenozie, polegające na ograniczeniu rozwoju roślin naczyniowych. W latach 1976-1990 biomasa ryb rodzimych (szczupaka, lina, leszcza, płoci) zredukowana została niemal do połowy. Redukcja liczebności amura spowodowała odrodzenie roślinności zanurzonej. Stworzyło to korzystniejsze warunki tarła dla ryb rodzimych. Wśród roślinności przeważały: ramienice, *Chara rudis*, *Chara fragilis* oraz niewielkie ilości moczarki kanadyjskiej i rogatka sztywnego. Odtwarzanie się roślinności zanurzonej poprawiło czystość jeziora (Krzywosz 1997).

Z powodu zaprzestania zarybień i nasilenia odłowów, praktycznie od 1990 roku spotykano już tylko niewielkie ilości osobników amura białego (Krzywosz 1997). Do jeziora wprowadzono tylko narybek tołpygi, dla której rośliny naczyniowe nie są głównym składnikiem pokarmowym. Obecnie przeprowadza się eksperymenty mające na celu przywrócenie warunków środowiskowych, jakie panowały w tym jeziorze przed wprowadzeniem ryb roślinożernych.

Material i metody

Material do badań zbierano od września 1998 roku do października 1999 roku. Ryby badano jesienią (21.09.1998, 30.09.98, 14.10.98, 5.10.99) i wiosną (4.05.99, 5.05.99).

Leszcze łowiono za pomocą wontonów ustawianych w różnych częściach jeziora. Z jeziora Warniak ogółem

zbadano 25 ryb o masie od 31,6 g do 1060 g (średnia masa – 403 g) i długości (*longitudo totalis*) od 15 do 42,5 cm (średnia długość – 27,26 cm).

Badania parazytologiczne przeprowadzono zaraz po przewiezieniu ryb do laboratorium lub też leszcze przechowywano w lodówce, a sekcję wykonywano w terminie nie późniejszym niż 48 godzin po ich złowieniu.

Poszczególne pasożyty z gromad *Monogenea*, *Digenea*, *Cestoda*, *Nematoda*, *Acanthocephala* i *Crustacea* po wypreparowaniu z leszczy były konserwowane i barwione wg ogólnie przyjętych w parazytologii metod badawczych. Oznaczanie pasożytów wykonano według Guseva (1985), Bauera (1987), Pojmańskiej (1991).

Dla każdego oznaczonego gatunku pasożyta określono ekstensywność inwazji (procent ryb zarażonych w stosunku do liczby ryb badanych w próbie), intensywność zarażenia (średnia liczba pasożytów przypadająca na jedną zarażoną rybę w danej próbie) oraz zagęszczenie populacji pasożytów w danej próbie ryb (średnia liczba pasożytów przypadająca na jedną badaną rybę w próbie). Zgodnie z propozycją Pojmańskiej i wsp. (1980) na podstawie ekstensywności wyróżniono 4 grupy pasożytów: dominujące o ekstensywności powyżej 50% zarażonych ryb, pospolite o ekstensywności od 10 do 50%, rzadkie o ekstensywności od 4 do 10% i sporadyczne o ekstensywności poniżej 4%.

Wyniki i dyskusja

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono u leszcza występowanie 9 gatunków pasożytów należących do różnych grup systematycznych. Gromada *Monogenea* reprezentowana była przez dwa gatunki z rodzaju *Dactylogyrus*, a mianowicie *D. wunderi* i *D. zandti*. Spotykano je

TABELA 2

Pasożyty zewnętrzne i wewnętrzne leszcza w jeziorze Warniak

Gatunek pasożyta	Warniak					
	E% ¹⁾	I ²⁾	Zakres ³⁾	Z ⁴⁾	N ⁵⁾	Np ⁶⁾
<i>Monogenea</i>						
1. <i>Dactylogyrus wunderi</i>	8	9,5	3-16	0,76	2	19
2. <i>Dactylogyrus zandti</i>	4	1	1	0,04	1	1
<i>Digenea</i>						
3. <i>Diplostomum sp.</i>	92	28,47	7-59	26,2	23	655
4. <i>Ichthyocotylurus platycephalus</i>	16	2,25	1-3	0,36	4	9
5. <i>Ornithodiplostomum scardini</i>	28	1,42	1-2	0,4	7	10
<i>Cestoda</i>						
6. <i>Paradilepis scolecina</i>	1	1	1	0,04	1	1
7. <i>Caryophyllaeus laticeps</i>	2,4	2,33	1-7	0,56	6	14
<i>Crustacea</i>						
8. <i>Ergasilus sieboldi</i>	20	7,2	1-30	1,44	36	5
9. <i>Ergasilus briani</i>	4	1	1	0,04	1	1

1) E% - ekstensywność;

2) I - średnia intensywność;

3) zakres - intensywność od- do;

4) Z - zagęszczenie populacji pasożytów;

5) N - ilość ryb zarażonych;

6) Np - ilość zebranych pasożytów.

rzadko na skrzelach ryb. Spośród *Digenea* dominował *Diplostomum* sp. występując u 92% leszczy. Pospolicie spotykano *Ornithodiplostomum scardini* i *Ichthyocotylurus platycephalus* odpowiednio u 28 i 16% ryb. Spośród *Cestoda* sporadycznie na leszczu występowały *Caryophyllaeus laticeps* i *Paradilepis scolecina*. Wśród *Crustacea* *Ergasilus sieboldi* występował pospolicie, a *E. briani* rzadko. Średnia intensywność i zagęszczenie (oprócz *Diplostomum* sp.) była niska w ciągu całego okresu badań (tabela 2).

Zarażenie leszcza po 20 latach uległo zmianie zarówno w składzie, strukturze oraz dominacji poszczególnych gatunków pasożytów (tabela 3).

TABELA 3

Zarażenie leszcza z jeziora Warniak w latach 1978-1984 i 1998-1999

Gatunek pasożyta	Warniak			
	1978-1984 n=18*		1998-1999 n= 25**	
	E%	Z	E%	Z
<i>Dactylogyrus auriculatus</i>	11,11	0,33	-	-
<i>Dactylogyrus falcatus</i>	5,55	0,05	-	-
<i>Dactylogyrus wunderi</i>	11,11	0,33	8	0,76
<i>Dactylogyrus zandti</i>	-	-	4	0,04
<i>Diplozoon paradoxum</i>	16,66	0,5	-	-
<i>Diplostomum</i> sp.met.	88,84	8,39	92	26,2
<i>Tylodelphys clavata</i> met.	77,78	14,39	-	-
<i>Icht. platycephalus</i> met.	5,55	0,5	16	0,36
<i>Ornithodiplostomum scardini</i> met.	-	-	28	0,4
<i>Posthodiplostomum cuticola</i> met.	72,22	8,17	-	-
<i>Paradilepis scolecina</i> pler.	-	-	4	0,04
<i>Caryophyllaeus laticeps</i>	50	4,67	24	0,56
<i>Philometra ovata</i>	5,55	4,67	-	-
<i>Ergasilus sieboldi</i>	44,44	2,55	20	1,44
<i>Ergasilus briani</i>	-	-	4	0,04

E - ekstensywność % *według Grabda- Kazubska i wsp. 1987
Z - zagęszczenie **badania własne
n - liczba ryb przebadanych

Spośród 11 gatunków znalezionych w latach 1978-84 (Grabda-Kazubska 1987) aktualnie stwierdzono występowanie tylko 5. Dodatkowo znaleziono jednak 4 nowe. Częstotliwość występowania dwóch gatunków (*Diplostomum* sp. i *Ichthyocotylurus platycephalus*) wzrosła, natomiast trzech (*Dactylogyrus wunderi*, *Caryophyllaeus laticeps* i *Ergasilus sieboldi*) zmalała. W odniesieniu do pasożytów z prostym cyklem rozwojowym zauważono zanik i spadek zarażenia ryb pasożytami z grupy *Monogenea* i *Crustacea*. Spośród specyficznych dla leszcza gatunków z rodzaju *Dactylogyrus* zanotowano spadek zarażenia pasożytem *D. wunderi*, pojawienie się *D. zandti*, i zanik *D. auriculatus*, *D. falcatus*, *Diplozoon paradoxum*. W odniesieniu do *Crustacea* obserwowano dwukrotny spadek zarażenia leszcza skorupiakiem *Ergasilus sieboldi* i pojawienie się *E. briani*. Spośród gromady *Digenea* zanotowano 3-krotny wzrost zarażenia *Ichthyocotylurus platycephalus*, oraz nieznaczny

wzrost zarażenia *Diplostomum* sp. Pojawił się *Ornithodiplostomum scardini*. Natomiast w obecnych badaniach nie stwierdzono *Tylodelphys clavata* i *Posthodiplostomum cuticola*. Spośród *Cestoda* pojawił się *Paradilepis scolecina* i zanotowano dwukrotny spadek zarażenia *Caryophyllaeus laticeps* (tabela 3). Wśród *Nematoda* nie odnotowano obecności *Philometra ovata*.

Wiadomo, że jednym z głównych czynników regulujących biologię populacyjną pasożytów zewnętrznych jest temperatura. Im dłuższy jest czas występowania temperatury, w której mogą przeżywać oraz rozmnażać się, tym większa jest liczba generacji w ciągu roku i większa szansa kolonizacji nowych osobników (Dzika 1987). Pojmańska i Dzika (1987) tłumaczą zmiany w składzie, strukturze dominacji gatunków *Dactylogyrus* u leszcza z długoletnim zanieczyszczeniem termicznym Jeziora Gostawskiego. Autorki wiążą również zmiany liczebności pasożytów z prostym cyklem rozwojowym i krótkim okresem życia (*Monogenea* i *Crustacea*) oraz z bezpośrednim powiązaniem pasożyta tylko z jednym organizmem żywicielskim. Inni autorzy (Gonzales-Lanza i Alvarez-Pellitero 1982, Koskivaara i Valtonen 1992) badając dactylogyruzy (*Monogenea*) u *Barbus barbus bocagei* doszli do wniosku, że na liczebność populacji pasożytów mogą oddziaływać także abiotyczne i biotyczne czynniki, takie jak: pH, natlenienie, zasolenie, poziom troficzny i ryby jak w przypadku populacji *Gyrodactylus*. Shulman (1989) badając wpływ ekologicznych czynników na gyrodactylusy (*Phoxinus phoxinus*) z Półwyspu Kolskiego stwierdził, że najważniejszym czynnikiem regulującym liczebność pięciu gatunków była temperatura wody i warunki świetlne, które to drastycznie zmieniają się w warunkach polarnych. Wydaje się, że zmiany w zgrupowaniach *Monogenea* są wynikiem różnych czynników środowiskowych, które należy brać pod uwagę, a ostateczne wnioski postawić po obszernych badaniach eksperymentalnych.

Wśród pasożytów o złożonym cyklu rozwojowym brak niektórych gatunków oraz zmniejszenie zarażenia ryb tymi pasożytami można tłumaczyć redukcją pośrednich i ostatecznych żywicieli. Wydaje się, że główny czynnik eliminacji liczby pasożytów to zniszczenie środowisk bezkręgowców oraz gniazd i terenów życia wielu gatunków ptaków (Pojmańska, Dzika 1987).

W przypadku metacerarii *Diplostomum* sp. w jeziorze Warniak nastąpił nieznaczny wzrost zarażenia. Natomiast *Tylodelphys clavata* zniknęła, co powiązać można z likwidacją miejsc gniazdowania i żerowania jego żywiciela ostatecznego, jakim są perkozy. Prawdopodobnie przyczyną takiej sytuacji było pojawienie się norek, które wytepiły młodzież tych ptaków (informacja ustna Szczepkowski). W obecnych badaniach nie odnotowano na leszczu metacerarii *Posthodiplostomum cuticola*, pomimo urozmaiconej fauny ślimaków (Zdanowski i wsp. 1999). Przyczyną tego

jest prawdopodobnie zniszczenie przez norki gniazd czapli – żywiciela ostatecznego dla tego gatunku pasożyta.

W obu okresach badań odnotowano obecność pasożyta *Ichthyocotylurus platycephalus*, ale w latach 1998-99 zanotowany 3-krotny wzrost zarażenia, co wynikało przypuszczalnie z rozprzestrzeniania się ramienic, stanowiących dobre środowisko dla ślimaka *Valvata piscinalis* pierwszego ich żywiciela pośredniego (Zdanowski i wsp. 1999). W jeziorze Warniak stanowiły one ponad 95% całej biomasy roślin (Krzywosław 1997). Żywicielem ostatecznym tego pasożyta są mewy, które są stałym elementem biocenozy tego jeziora.

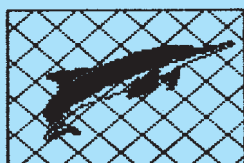
Pojawienie się *Ornithodiplostomum scardini*, którego żywicielem pośrednim jest ślimak *Physa fontinalis*, związane jest z urozmaiceniem fauny strefy litoralnej po odrodzeniu się roślinności (Zdanowski i wsp. 1999).

Stwierdzenie występowania *Paradilepis scolecina* może być związane ze zwiększeniem liczby żywicieli pośrednich, jakimi są widłonogi oraz obecnością kormoranów, które są ich żywicielami ostatecznymi. Zmniejszenie o połowę zarażenia leszcza organizmami *Caryophyllaeus laticeps*, pomimo bogatej fauny dennej *Oligochaeta* (Zdanowski i wsp. 1999) może się wiązać z wrażliwością żywicieli pośrednich na zmiany, jakie zaszły w biocenozie jeziora pod wpływem działalności człowieka. Obecnie nie zanotowano tam występowania nicienia *Philometra ovata*. Może to być efektem małej liczby drapieżnych *Cyclopidae* będących żywicielami pośrednimi tego pasożyta.

Literatura

- Bauer O.N. 1987 - Opredelitelj parasitov presnovodnych ryb fauny SSSR - Akademiya Nauk SSSR. Zoologicheskij Institut cz. II.
- Dzika E. 1987 - Annual occurrence dynamics of common monogeneans on the gills of bream from the lake Gostawskie (Poland) - Acta Parasitol. Pol. 32 2: 121-139.
- Enayat S.A. Reda. 1987 - An analysis of parasite fauna of bream *Abramis brama* (L.), in Vistula near Warszawa in relation to the character of fish habitat - Acta Parasitol. Pol. 32 4: 309-326.
- Gonzales-Lanza C., Alvarez-Pellitero P. 1982 - Description and population dynamics of *Dactylogyrus legionensis* n. sp. from *Barbus barbus bocagei* Steind. O. of Helminthol., 56: 263-273.
- Grabda E., Grabda J. 1957 - Tracheliasis in the common bream *Abramis brama* (L.) in Lake Jamo - Zoologica Poloniae 8: 325-334.

- Grabda-Kazubska B., Baturo-Warszawska B., Pojmańska T. 1987 - Dynamics of parasite infestation of fish in lakes Dgaj Wielki and Warniak in connection with introduction of phytophagous species - Acta Parasitol. Pol. 32: 1-28.
- Groba J. 1973 - Experimentally increased fish stock in the pond type lake Warniak V. parasites of fish - Ekologia Polska 21, 31: 505-518.
- Gusev A.V. 1985 - Keys to Parasites of Freshwater Fish of the USSR., vol. 2. Parasitic Metazoa - Leningrad: Nauka (in Russian).
- Izjunowa N.A. 1956 - Sezonnaja dynamika parazitofauny ryb Rybinskogo wodokhranilishha (lesh, chekkon, sudak, okun) - Trudy biologicheskij stancii "Borok". Izolatel'stvo Akademii Nauk SSSR 3: 384-398.
- Janiszewska J. 1954 - *Caryophyllidae* europejskie ze szczególnym uwzględnieniem Polski - Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego 1B: 1-17.
- Koskivaara M., Valtonen E.T. 1992 - *Dactylogyrus* (*Monogenea*) communities on the gills of roach in three lakes in Central Finland - Parasitology, 104: 263-272.
- Kozicka J. 1949 - Zdrowotność leszcza w Wiśle k/Warszawy - Przegląd ryb. 16 3-4: 141-146.
- Kozicka J. 1951 - Pasożyty i stan zdrowoty leszcza *Abramis brama* (L.) w Wiśle k/Warszawy - Roczn. Nauk Rol. 58: 341-372.
- Kozicka J. 1953 - Pasożyty z jeziora Tajty - Roczn. Nauk Rol. 67 D: 171-186.
- Kozicka J. 1959 - Parasites of fishes of Druzno Lake (Parasitofauna of the biocenosis of Druzno Lake – part VIII) - Acta Parasitol. Pol. 7: 1-72.
- Kozicka J. 1971 - *Cestode* larvae of the family *Dilepididae* Fuhrmann, 1907 parasitising fresh-water fish in Poland - Acta Parasitol. Pol. 19, 6: 81-93.
- Krzywosław T. 1997 - Wpływ amura białego (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes 1844) na środowisko wybranych jezior - Arch. Ryb. Pol. Vol. 5, supl 1: 5-38.
- Krzywosław T., Bryliński E. 1975 - Wyniki obserwacji tołpygi pstrej w jeziorze Dgaj Wielki - Gosp. Ryb. 27 3: 3-5.
- Mashtakov A.V. 1979 - Ekhkologicheskij analiz parazitofauny leshha Gorkovskovo vvodokhranilishha. Fizjologia i parazitologija presnovodnych zhivotnykh - Inst.biol. Vnutr. Vod. A.N. SSR, Trudy, 38 41: 168-176.
- Pojmańska T., Grabda-Kazubska B., Kazubski S.L., Michalska J., Niewiadomska K. 1980 - Parasite fauna of five species from Konin lakes complex, artificially heated with thermal effluents, and from Gopło lake - Acta Parasitol. Pol. 27: 319-357.
- Pojmańska T. 1984 - An analysis of seasonality of incidence and maturation of same fish parasites, with regard to thermal factor. II *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781) - Acta Parasitol. Pol.: 229-239.
- Pojmańska T., Dzika E. 1987 - Parasites of bream *Abramis brama* (L.) from the lake Gostawskie (Poland) effected by long – term thermal pollution - Acta Parasitol. Pol. 32: 139-161.
- Pojmańska T. 1991 - Pasożyty ryb Polski (klucze do oznaczania). Tasiemce *Cestoda* - Instytut Parazytologii im. W. Stefańskiego PAN, Warszawa : 28-32; 108-111.
- Shulman B.S. 1989 - Effect of ecological factors on the abundance dynamics of *Gyrodactylus* (*Monogenea*, *Gyrodactylidae*) under polar conditions. In: Parasites of Freshwater Fishes of North-west Europe. Petrozawodsk pp. 136-145.
- Wyrzykowska B. 1964 - *Trematodes* and *Cestodes* of fish in the Zegrzyński Reservoir - Acta Parasitol. Pol. 12: 151-164.
- Wierzbicka J. 1977 - *Trematodes* of *Abramis brama*, *A. ballerus* and *Blicca bjoernna* from the Dąbie lake Poland - Acta Parasitol. Pol. 25: 1-16.
- Wierzbicka J. 1978 - *Cestoda*, *Nematoda*, *Acanthocephala*, *Hirudinea* and *Crustacea* from *Abramis brama*, *A. ballerus* and *Blicca bjoernna* from the Dąbie lake Poland - Acta Parasitol. Pol. 25: 293-305.
- Zdanowski B. 1999 - Ecological effects of long-term pressure of phytophagous and seston-feeding fish on the structure and functioning of the shallow Lake Warniak (Mazurian Lakeland, Poland) - Acta Hydrobiol. 41 (1999), Suppl. 6, 29-47.



WARSZTAT RYBACKI

Adam Nowak

42-583 Bobrowniki, ul. Sienkiewicza 243

Tel. (032) 287 42 73, 0603 97 43 49, tel./fax: (032) 287 42 62

WYKONUJE

włoki, niewody, żaki, mieroże, drygawice, wontony (stylon i żyłka), rzutki ø 4-7 m, pływaki do sieci, sprzedaż linek ołowianek i korkowych. Ceny producenta.

Inkubacja ikry pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*) w obiegu półzamkniętym

W ostatnim trzydziestoleciu nastąpił szybki rozwój pstrągarstwa polskiego, od kilkunastu ton do 10 tys. ton rocznej produkcji (Bontemps 2000). Spowodowało to ogromny popyt na ikrę oraz materiał zarybieniowy, zaś krajowi producenci nie są w stanie sprostać temu zadaniu. Dlatego też wielu hodowców zmuszonych jest do importu ikry z Danii, RPA, czy Stanów Zjednoczonych.

Zakład Hodowli Ryb Łososiowatych rozpoczął działalność w 1984 roku i został zaprojektowany do prowadzenia prac selekcyjnych na pstrągu tęczowym. Od 1991 roku rozpoczęto program długofalowej selekcji kombinowanej, zaś efekty selekcyjne są wdrażane do praktyki rybackiej na szeroką skalę głównie poprzez sprzedaż ikry (tabela 1).

TABELA 1

Ilości sprzedanej ikry pstrąga tęczowego wiosennego i jesiennego tarła w ZHRŁ w Rutkach w latach 1995-2001

Rok	Pstrąg wiosenny		Pstrąg jesienny	Razem
	Ikra zapłodniona	Ikra zaoczkowana	Ikra zaoczkowana	Ikra zaoczkowana
1995	-	460 200	731 000	1 191 200
1996	239 600	313 250	568 900	882 200
1997	263 500	723 500	644 000	1 367 500
1998	144 000	2 164 500	702 500	2 867 000
1999	1 018 500	1 571 500	489 250	2 060 750
2000	-	1 333 000	-	1 333 000
2001*	21 000	2 685 750	275 100*	2 960 850*

*- do maja 2001

W wyniku zwiększającego się popytu na ikrę zaoczkowaną pstrąga tęczowego ZHRŁ Rutki planuje podnieść jej produkcję. Jednakże stosowane do tej pory aparaty inkubacyjne typu szafkowego okazały się mało wydajne, zwłaszcza przy produkcji wysokotowarowej, zaś przy ograniczonej ilości wody ze studni głębinowej rozszerzenie produkcji metodą tradycyjną okazało się niemożliwe. Dlatego też został skonstruowany nowy system do inkubacji ikry pstrąga tęczowego, który opiera się na półzamkniętym obiegu wody, z kontrolowaną temperaturą i natlenieniem (rys. 1). Składa się on z 10 stoi inkubacyjnych o pojemności 120 l każdy, zaopatrzonych w dno z siatki wykonanej ze stali nierdzewnej, dwóch zbiorników wody – górnego i dolnego, dwóch 3-stopniowych pomp obiegowych, systemu regulacji temperatury (grzałki elektrycznej i termostatu) oraz komory natleniającej. Dopływ wody zewnętrznej stanowi

ok. 5% przepływu roboczego, zaś przepływ przez jeden stół inkubacyjny wynosi ok. 10 l/min.

Początkowo system ten funkcjonował bez regulacji poziomu natlenienia i temperatury wody. Po udanym sezonie eksploatacyjnym w 2000 roku, w którym sprzedano ponad 1,3 miliona ziaren zaoczkowanej ikry (tabela 1), w bieżącym roku zastosowano regulację temperatury, co pozwoliło na skrócenie okresu inkubacji, a tym samym zwiększenie krotności cykli inkubacyjnych w sezonie oraz możliwość dostosowania terminu dostawy do życzeń klienta (tabela 2). Zakres optymalnych temperatur do inkubacji ikry pstrąga tęczowego zawiera się w przedziale 3-12°C, zaś przekroczenie tych granic powoduje zwiększenie śmiertelności inkubowanej ikry (Goryczko 1981).

TABELA 2

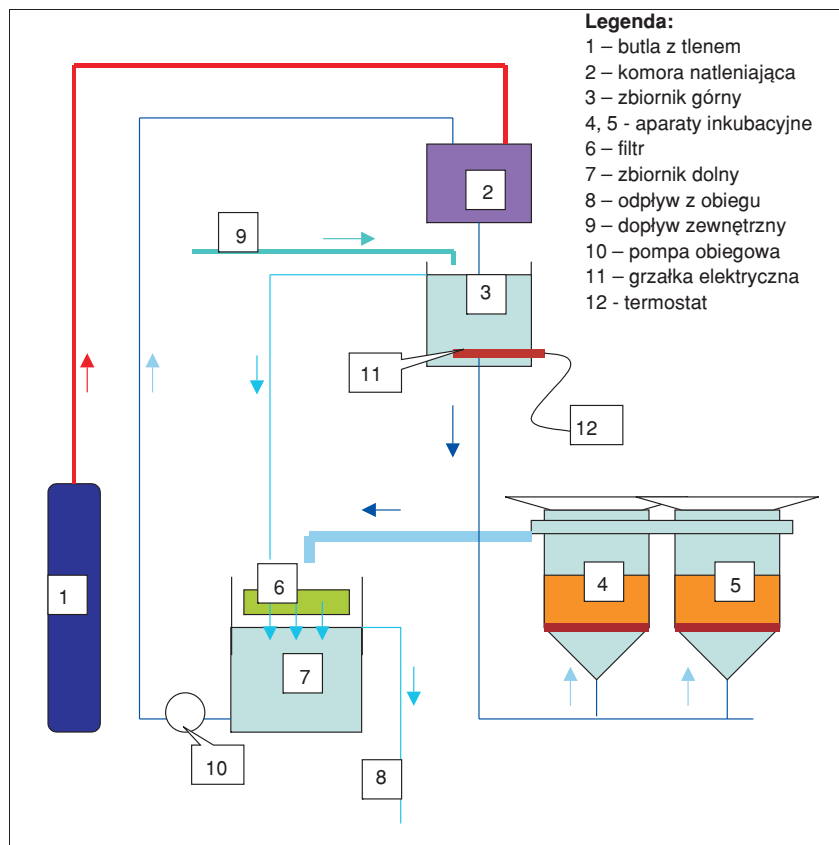
Zależność okresu inkubacji ikry pstrąga tęczowego od temperatury, od zapłodnienia do masowego wylęgu (Goryczko 1999)

Temperatura (°C)	Dni	Stopniodni (°D)
2,8	119	336
3,5	104	362
4,0	86	344
5,0	72	360
6,0	60	360
7,0	50	336
8,0	42	336
9,0	35	315
10,0	31	310
11,0	28	308
12,0	26	312
13,0	23	299
14,0	21	294
15,0	19	285

Wprowadzenie natleniania wody pozwoliło na zwiększenie obsad ikry w aparatach do 30 l/aparat, co stwarza możliwość inkubacji ok. 200-300 l w jednym cyklu.

Temperaturę wody utrzymywano na poziomie 11°C (+/- 1°C) przy pomocy grzałki elektrycznej włączanej przez termostat. Poziom nasycenia wody tlenem utrzymywano na poziomie 121% na dopływie do aparatów inkubacyjnych, poprzez zastosowanie natleniania, zaś natlenienie wody wypływającej z aparatów nie spadało poniżej 13 mg/l (tabela 3).

Standardowa butla do tlenu o objętości wodnej 40 l zawiera, przy ciśnieniu 15 MPa, ok. 6,4 m³ tlenu, co przy natlenianiu w ilości 0,4 l/min wystarcza na utrzymanie w obiegu wodnym 121%



Rys. 1. Schemat półzamkniętego systemu do inkubacji ikry pstrąga tęczowego w ZHRŁ w Rutkach

nasylenia przez ponad 10 dni. Dopływ wody zewnętrznej wyniósł 3,3 l/min. Trzy razy w tygodniu woda w obiegu była całkowicie wymieniana podczas przeprowadzania kąpieli profilaktycznych ikry przeciw chorobom grzybiczym.

Po dwuletnich doświadczeniach można stwierdzić, że półzamknięty system do inkubacji ikry pstrąga tęczowego jest udanym rozwiązaniem zwiększenia produkcji ikry zaoczkowanej przy ograniczonych zasobach wodnych, zapewniającym jednocześnie wysoką jakość produktu.

ZHRŁ Rutki planuje systematyczny wzrost produkcji ikry zaoczkowanej pstrąga tęczowego, a od roku 2003 oferta będzie wzbogacona o populacje samicze.



Fot. Półzamknięty system do inkubacji ikry pstrąga tęczowego w ZHRŁ w Rutkach

TABELA 3

Zawartość tlenu w półotwartym systemie obiegu wody podczas inkubacji 210 l ikry pstrąga tęczowego w ZHRŁ w Rutkach

Parametr	Dopływ 1	Dopływ 2	Odpływ 1	Odpływ 2
Przepływ (l/min)	3,3	114,4	107,2	3,3
Temperatura (°C)	7,9	11,0	11,0	11,0
O ₂ (mg/l)	12,4	13,4	13,0	13,0
O ₂ (%)	103	121	118	118,2

Dopływ 1 – Dopływ wody ze studni głębinowej – po napowietrzeniu,

Dopływ 2 – Dopływ wody do aparatów inkubacyjnych – po natlenieniu i podgrzaniu,

Odpływ 1 - Odpływ z aparatów inkubacyjnych,

Odpływ 2 – Odprowadzenie wody z obiegu.

Literatura

- Bontemps St. 2000 - Analiza produkcji i sprzedaży pstrągów tęczowych w 1999 r. Materiały XXV Krajowej Konferencji Hodowców Ryb Łososiowatych, Kołobrzeg 12 X – 14 X 2000, IRS w Olsztynie, s: 5-27.
- Goryczko K. 1981 - Introdukcja pstrągów tęczowych (*Salmo gairdneri* Rich.) jesiennego tarła dla celów hodowlanych w Polsce. Akademia Rolnicza w Szczecinie, Rozprawy nr 74, 79 ss.
- Goryczko K. 1999 - Pstrągi, chów i hodowla. Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Choroby ryb sumowatych w nowych technologiach chowu

W ostatnim dziesięcioleciu wzrosło w Europie zainteresowanie hodowlą ryb sumowatych. Intensyfikacja produkcji oraz nowe technologie chowu spowodowały pojawienie się szeregu chorób o etiologii wirusowej i bakteryjnej, powodujących duże straty w hodowli. Wiele ośrodków naukowych i produkcyjnych w Europie i USA wskazuje, że nowe technologie chowu ryb sumowatych wymagają szczególnie ograniczenia lub nawet eliminacji stresu manipulacyjnego, termicznego oraz związanego z żywieniem, które predysponują do pojawiania się schorzeń metabolicznych i zakaźnych powodujących duże straty ekonomiczne. Tak więc na występowanie strat w intensywnych technologiach chowu decydujący wpływ ma tzw. stres polietiologiczny, który jest czynnikiem bardzo trudnym do zdiagnozowania, a metody zapobiegania lub zwalczania są skomplikowane.

Stres intensywnym chowem – bo tak dziś określa się wszystkie stany stresowe występujące w intensywnych technologiach chowu, jest to zespół zmian zachodzących w organizmie pod wpływem niekorzystnych bodźców, takich jak:

- gwałtowne zmiany temperatury,
- zmiana właściwości fizykochemicznych wody,
- deficyt tlenu,
- zmiany lub niewłaściwe dla wymagań intensywnego chowu żywienie z pojawieniem się niedoborów witamin i mikroelementów,
- zagęszczenie, sortowanie,
- transport przeprowadzony w złych warunkach.

W wyniku stałego oddziaływania tych czynników w różnym nasileniu, przy braku możliwości adaptacyjnych, pojawiają się pewne niekorzystne zmiany w organizmie ryb, które powodują wystąpienie:

- wzrostu zapotrzebowania na tlen wszystkich tkanek i narządów, co wyraża się gwałtownym pojawieniem się objawów przydychy przy optymalnym dla gatunku nasyceniu wody tlenem,
- kwasicy metabolicznej związanej z nadmiernym nagromadzeniem się kwasu mlekowego w narządach, tkankach i krwi,
- podwyższonego poziomu amoniaku we krwi, co predysponuje do zmian na skrzelach (branchionekroza),
- anemii związanej z zaburzeniami metabolicznymi

oraz ograniczeniem produkcji erytrocytów,

- zmęczenia, a nawet wyczerpania się zasobów dotyczących utrzymania podstawowych procesów metabolicznych związanych między innymi z czynnym transportem elektrolitów i innych niezbędnych substancji (witaminy, mikroelementy) do komórek i tkanek,
- obniżenia lub załamania się potencjału obronnego organizmu związanego z nieswoistymi mechanizmami komórkowymi i humoralnymi oraz z odpornością przeciwwzakaźną.

W związku z powyższym, u ryb będących pod wpływem oddziaływania czynników stresowych lub w okresie rekonwalescencji postresowej nawet drobnoustroje warunkowo patogenne, a nawet niepatogenne występujące w środowisku mogą wywołać zmiany chorobowe. Równocześnie czynniki stresowe predysponują do uaktywnienia się nosicielstwa patogenów, które bytowały w organizmie ryb. Dotyczy to szczególnie patogennych wirusów i bakterii.

W niniejszym artykule pragniemy przedstawić wybrane problemy dotyczące stanu zdrowotnego ryb sumowatych występujące w intensywnych technologiach chowu. Przedstawione poniżej dane dotyczą obserwacji prowadzonych w różnych ośrodkach hodowlanych na terenie Polski, Niemiec, Francji i USA, z którymi stale współpracujemy w zakresie doskonalenia metod diagnostyki, profilaktyki i terapii chorób.

1. Choroby wirusowe

Równocześnie z rozwojem chowu i hodowli ryb sumowatych podjęte były intensywne badania dotyczące etiologii i patogenezы szeregu chorób, w tym chorób wirusowych, które powodowały największe straty. Wspólne badania prowadzone przez Zakład Patologii i Immunologii Ryb IRS z ośrodkami naukowymi w Europie, USA i Japonii doprowadziły do opracowania metod diagnozowania chorób wirusowych ryb sumowatych. W 1996 roku wyizolowano i określono po raz pierwszy w Polsce iridowirus u narybku suma europejskiego. Późniejsze badania pozwoliły na identyfikację serotypu oraz określenie jego zjadliwości dla różnych gatunków ryb, w tym również dla karpia i pstrąga tęczowego (Siwicki i wsp. 1999).

Pierwsze doniesienia o chorobach wirusowych u ryb sumowatych sięgają końca lat 60. (Fijan 1968), kiedy zdiagnozowano po raz pierwszy w USA wirusową chorobę sumika kanałowego CCV (Channel catfish virus) wywołaną przez wirus należący do rodziny *Herpesviridae*. W latach 70. wyizolowano u suma europejskiego (*Silurus glanis*) wirus wiosennej wirerii karpia (SVCV) oraz herpesvirus CCV. W końcu lat 80. oraz na początku dziewięćdziesiątych odnotowano w Europie duże straty w hodowli ryb sumowatych. W Niemczech sięgały one nawet 100% w podchowach narybku suma europejskiego, a we Francji dochodziły do 80% w intensywnych podchowach suma. Badania epizootyczne oraz wirusologiczne prowadzone w kilku ośrodkach naukowych doprowadziły do izolacji wirusowego czynnika, który należy do rodziny *Iridoviridae*. Aktualnie trzy serotypy iridowirusów są systematycznie izolowane w hodowli różnych gatunków ryb, z których dwa serotypy izoluje się u suma europejskiego (serotyp: 59.90 oraz 62.90). Stanowią one szczególne zagrożenie dla wylęgu podchowanego i narybku suma europejskiego i afrykańskiego, gdyż mogą doprowadzić do dużych strat sięgających nawet 90-100% obsady. Liczne obserwacje wykazały, że do wystąpienia choroby predysponują zmiany w temperaturze wody, deficyt tlenowy występujący okresowo w czasie chowu, stres manipulacyjny występujący przy odłowach czy w trakcie transportu oraz niewłaściwa dieta pokarmowa uboga w witaminy i sole mineralne.

Iridowirusy izoluje się z komórek wątroby, śledziony i przewodu pokarmowego, ale największą zdolność namnażania wykazują przede wszystkim w komórkach nerki główkowej i tułowiowej oraz w komórkach układu krwionośnego, gdzie powodują pojawienie się ostrej martwicy. Zmiany martwicze dotyczą szczególnie tkanki krwiotwórczej nerki. Doprowadza to do ograniczenia hematopoezy oraz upośledzenia funkcji komórek odpowiedzialnych za prawidłowe funkcjonowanie układu odpornościowego: monocytów/makrofagów oraz granulocytów. W zakażonych komórkach stwierdza się rozpad jądra oraz wakuolizację i rozptywalność cytoplazmy.

Objawy kliniczne wywołane iridowirusem są mało charakterystyczne: ryby przestają żerować, są ospałe, powoli pokładają się na boki lub przyjmują pozycję pionową, a następnie opadają na dno i sną. Towarzyszy tym objawom rozdęcie powłok brzusznych i wysadzenie gałek ocznych. Stwierdza się również wybroczyny w różnych częściach ciała (okolica otworu gębowego, na płetwach, wzdłuż linii nabocznej) oraz na skrzelach. W jamie brzusznej stwierdza się dużą ilość płynu (wysięk zapalny). Badania eksperymentalne prowadzone na różnych wiekowo rybach wykazały, że zakażenie jest możliwe wieloma drogami: *per os*, przez immersję w zakażonej wodzie, przez skrzelę oraz po podaniu wirusa w iniekcji dootrzewnowo. Rozwój choroby jest uzależniony od stanu kondycyjnego ryb (szczególnie od potencjału obronnego) oraz temperatury wody i waha

się od 72 do 96 godzin. W ciągu 5-7 dni od pojawienia się pierwszych objawów chorobowych śmiertelność dochodzi do 80-100%.

Aktualnie prowadzone są intensywne badania nad opracowaniem skutecznych metod zapobiegania i zwalczania choroby wywołanej przez iridowirusy u suma europejskiego. Równocześnie prowadzone są badania nad opracowaniem skutecznych metod immunoprofilaktyki nieswoistej i swoistej. W tym względzie uzyskano już duży sukces dzięki zastosowaniu syntetycznych i naturalnych immunostymulatorów, które okazały się wysoce skuteczne w aktywacji nieswoistych komórkowych i humoralnych mechanizmów obronnych oraz odporności przeciwwakacyjnej u narybku suma europejskiego i afrykańskiego (Morand i wsp. 1998, Morand i wsp. 1999).

2. Choroby bakteryjne

Do najczęstszych izolowanych bakterii powodujących znaczące straty w chowie i hodowli różnych gatunków ryb sumowatych należą: *Edwardsiella ictaluri*, *Edwardsiella tarda*, *Aeromonas hydrophila* oraz bakterie z rodzaju *Flexibacter*, *Cytophaga*, *Flavobacterium*.

Szczególnie patogenną dla ryb sumowatych bakterią jest *Edwardsiella ictaluri*, która wywołuje chorobę zwaną jelitową posocznicą sumikowatych (ESC). Nosicielem tej bakterii jest między innymi sum europejski, u którego może wywołać chorobę, gdy nastąpi załamanie się bariery obronnej spowodowanej stresem polietologicznym. Jeszcze kilka lat temu uważano, że ta bakteria jest jedynie patogenna dla sumika kanałowego (*Ictalurus punctatus*) i występuje jedynie w USA. Intensywny rozwój nowych technologii podchowu ryb sumowatych w Europie sprawił, że bakteria ta dość często powoduje duże straty w chowie suma europejskiego i afrykańskiego w wielu krajach europejskich. Bakteria ta jest wysoce oporna na działanie czynników środowiskowych i może dość długo utrzymać swoją żywotność w mule zbiorników czy basenów. Jelitowa posocznica wywołana przez *E. ictaluri* objawia się silną wybroczynowością w okolicach otworu gębowego i gardła, wysadzeniem gałek ocznych oraz charakterystycznymi otwartymi owrzodzeniami (podobnymi do zmian spowodowanych uderzeniem tępym narzędziem) występującymi na głowie pomiędzy oczami oraz na bokach ciała. U chorych ryb skrzelę są blade, a narządy wewnętrzne jak nerka i śledziona są obrzękłe. Stwierdza się krwisty płyn wysiękowy w jamie ciała oraz ogniska martwicze i wybroczyny w wątrobie i mięśniach. Bakteria ta jest wysoce patogenna u młodocianych form rozwojowych, natomiast u starszych ryb (powyżej 15-20 cm) choroba przebiega dość często bezobjawowo. Straty powodowane tą chorobą w intensywnych podchowach są dość znaczące (nawet do 30%) i występują najczęściej w temperaturze 22-28°C.

Drugą jednostką chorobową powodującą znaczące straty jest edwardsielloza wywoływana przez pokrewną bakterię *Edwardsiella tarda*. Jest to bakteria powszechnie występująca w środowisku (muł, osady dennie), wchodzi

w skład normalnej flory bakteryjnej jelit różnych zwierząt zmiennoocieplnych oraz jest izolowana z moczu i kału ssaków. W pewnych warunkach może powodować u ludzi przewlekłą biegunkę. U ryb sumowatych choroba pojawia się najczęściej w temperaturze wody powyżej 22-24°C. Do charakterystycznych objawów łagodnej postaci choroby należą małe skórne owrzodzenia umiejscowione w przedniej i bocznej części ciała. Następnie rozwijają się liczne ropnie, przekształcające się w duże pęcherze. Towarzyszy tym zmianom obecność płynu wysiękowego w jamie ciała. Bakteria ta powoduje bardzo duże straty w hodowli węgorza w Japonii i innych krajach, sięgające nawet do 95%. U ryb sumowatych straty nie przekraczają 20-30%. Zapobieganie i leczenie chorób bakteryjnych wywołanych przez *Edwardsiella ictaluri* i *E. tarda* jest bardzo trudne. Opiera się ono na stosowaniu antybiotykoterapii. Jednakże należy pamiętać, że istnieje bardzo duże zróżnicowanie we wrażliwości tych bakterii na różne antybiotyki. Np. *E. tarda* wykazuje oporność na oksytetracyklinę. Bardzo obiecujące rezultaty profilaktyczne uzyskano przy stosowaniu immunostymulatorów naturalnych oraz szczepionki inaktywowanej.

3. Choroby grzybicze

Występowanie chorób grzybiczych u ryb sumowatych związane jest głównie ze złym obchodzeniem się z rybami (uszkodzenie powłok ciała w czasie zabiegów hodowlanych) oraz nieodpowiednią temperaturą wody. Wieloletnie obserwacje wykazały, że w okresach jesienno-wiosennych przy gwałtownych zmianach temperatury nasilają się choroby grzybicze, wywołane przez grzyby z rodzaju *Saprolegnia* i *Achlya*, które powodują charakterystyczne zmiany na uszkodzonej skórze w postaci białych nalotów przypominających kłaczki waty. W razie silnej inwazji grzyba w skrzelach obserwuje się zmiany wtórne, które powodują objawy przypominające przyduchę. Dość często obserwuje się ogólne wychudzenie i śnięcia. Szczególnie wrażliwy na inwazje grzybów z rodzaju *Saprolegnia* i *Achlya* jest sum europejski. Podwyższenie temperatury wody oraz kąpiele profilaktyczno-lecznicze ograniczają w znaczący sposób straty powodowane saprolegniozą.

W hodowli, gdzie występują duże zaniedbania sanitarne pojawia się inna choroba grzybicza zwana branchiomycozą, którą wywołuje *Branchiomyces demigrans* oraz *B. sanguinis*. Występuje ona najczęściej przy wzroście temperatury podchowu do 30°C oraz wzroście zawartości związków organicznych w wodzie. Gwałtownie rozwijające się strzępki grzyba doprowadzają do zaczopowania naczyń włosowatych w skrzelach i niedokrwienia. Równoczesne oddziaływanie enzymów grzyba doprowadza do martwicy listków skrzelowych. Skrzela przyjmują zabarwienie białawe, czemu towarzyszą objawy przyduchy. Ryby stają się ospałe, zapadają w letarg i sną. Szczególnie wrażliwy na tę chorobę jest sum europejski.

4. Choroby nowotworowe

Równocześnie z intensyfikacją produkcji ryb obserwuje się zjawisko wzrostu chorób nowotworowych. Podjęte bardzo intensywne badania w wielu ośrodkach naukowych wykazały, że nasilające się występowanie chorób nowotworowych ryb jest związane z postępującym skażeniem środowiska wodnego. Równocześnie wykazano, że etiologia i patogenezą wielu chorób nowotworowych ryb jest zbliżona do występujących u wyższych kręgowców i człowieka. Przekształcenie normalnej komórki w nowotworową może być indukowane przez wiele czynników fizycznych, chemicznych i biologicznych. Aktualnie nasila się pogląd, że zmiany towarzyszące transformacji normalnych komórek w nowotworowe mogą mieć podłoże genetyczne i są następstwem przegrupowań w genomie komórki (Siwicki i Waluga 1997). Do najczęściej stwierdzanych nowotworów u ryb sumowatych należą:

- nowotwory pochodzenia nabłonkowego: nabłoniaki (*epithelioma*), torbielaki (*cystadenoma*), włóknionabłoniaki, gruczolaki żołądka, trzustki i pęcherza pławnego. Do złośliwych nowotworów, które nasilają się u ryb w intensywnych podchowach należy rak (*carcinoma*) wielu narządów wewnętrznych. Liczne doniesienia wskazują, że bezpośrednią przyczyną raka przewodu pokarmowego, trzustki czy wątroby jest aflatoksyna – jedna z najbardziej rakotwórczych toksyn.
- nowotwory pochodzenia mezenchymatycznego: włókniaki (*fibroma*), mięśniaki (*myoma*), chrzęstniaki (*chondroma*). Do nowotworów złośliwych zalicza się mięsaki (*sarcoma*), które najczęściej występują w formie mieszanej jako czerniakomięsaki (*melanosarcoma*) i śluzakomięsaki (*myxosarcoma*). Do czynników indukujących zmiany nowotworowe na skórze i błonach śluzowych zalicza się między innymi zieleń malachitową oraz 2-phenoxyethanol (środek do uspokajania ryb).

W prezentowanym opracowaniu nie uwzględniono chorób wywołanych przez pierwotniaki, przywry, tasiemce i nicienie. Inwazje pasożytnicze w intensywnych podchowach są dość powszechne i związane są ściśle ze złymi warunkami sanitarnymi oraz nieprzestrzeganiem podstawowych zasad hodowli.

Piśmiennictwo

- Morand M., Siwicki A.K., Pozet F., Vinaize L.C., Keck N. 1998 - Nonspecific cellular and humoral defence mechanisms in sheatfish (*Silurus glanis*) - Acta Veterinaria Brno, 67: 335-338.
- Morand M., Siwicki A.K., Pozet F., Klein P., Vinaize L.C., Keck N. 1999 - Effects of dimerized lysozyme (KLP-602) on the cellular and humoral defence mechanisms in sheatfish (*Silurus glanis*): in vitro and in vivo study - Veterinary Research 30: 411-418.
- Siwicki A.K., Pozet F., Morand M., Volteir C., Terech-Majewska E. 1999 - Effects of iridovirus-like agent on the cell-mediated immunity in sheatfish (*Silurus glanis*) - an in vitro study - Virus Research 63: 115-119.
- Siwicki A.K., Waluga J. 1997 - Choroby nowotworowe ryb. Onkologia Weterynaryjna: Postępy w Diagnostyce i Terapii. Wyd. IRS: 226-231.

Chińskie małże - *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) w systemie podgrzanych jezior konińskich

Naturalnym siedliskiem azjatyckiego małża *Anodonta woodiana* (Lea, 1834), (*Bivalvia*, *Uninidae*) (fot. 1, 2) są ekosystemy dorzecza Amuru i Jangcy. Przyczynami rozprzestrzeniania się tego gatunku w Azji Południowej były zabiegi związane z chowem i hodowlą ryb. Do Europy został on zawleczony z chińskimi rybami roślinożernymi.

Obecnie spotyka się go w Rumunii, Francji, Jugosławii i Czechach (Kiss 1984, 1990, 1995, Beran 1997). Na Węgrzech w rzekach Dunaj, Kőrös, Sebes i Berettovo tworzy od kilkunastu lat stabilne populacje (Kiss 1988). Do Polski trafił przypadkowo w połowie lat 80. (Protasov i in. 1993). Zawleczony został prawdopodobnie z Węgier z rybami roślinożernymi. Ryby przetrzymywane w Ośrodku Zarybieńniowym «Gosławice» mogły zawierać glochidia, które po przeobrażeniu przedostały się do systemu jezior konińskich. Korzystne warunki rozwoju, przede wszystkim wyższa temperatura i turbulencja wody umożliwiły stabilny rozwój populacji małża. Zajmuje on pozycję zdecydowanego dominanta w zespołach peryfitonowych i dennych.

Małż „systemu konińskiego” charakteryzuje się znaczącym polimorfizmem adaptacyjnym do zróżnicowanych warunków hydrologiczno-termicznych, pokarmowych i struktury osadów dennych. W zbiornikach konińskich bytują 3 odrębne formy. Dwie z nich zostały przez J. I. Starobogatova (niepublikowane) zidentyfikowane jako odrębne gatunki *Sinanodonta gibba* (Benson) i *Sinanodonta orbicularis* (Heude). Analiza genetyczna izoenzymów nie

potwierdziła tej hipotezy (Soroka 1999). Wg Riedela i Piechockiego (1997) w jeziorach występuje wyłącznie *Anodonta woodiana* (Lea, 1834).

A. woodiana występuje w strefach lotycznych i lenitycznych „systemu konińskiego”. Preferuje siedliska o znacznej turbulencji wody i stosunkowo wysokiej temperaturze. Omija miejsca o zbyt silnym prądzie wody, np. okolice przepompowni. Osobniki młodociane (jednoroczne), o wymiarach 4-6 cm, spotykane były sporadycznie, bytowały w strefach o niewielkim przepływie i na nieznacznych głębokościach. Największe skupiska małży w kanałach odnotowywano zawsze w pasie na głębokości 1,5–2,5 m, a nieco mniejsze wzdłuż brzegów na głębokości 0,8–1,5 m. W litoralu jezior występowały one na głębokości 1,2–3,5 m. Pojedyncze osobniki spotykano również na głębokości około 4 m w jeziorach Ślesińskim i Pątnowskim. Małże w strefach masowego występowania zagłębiają się na ogół w osady do 1/3 swojej wysokości i ustawiają się równomiernie jeden obok drugiego, z syfonami skierowanymi ku górze, w kierunku przeciwnym do przepływającej wody. Najmniejszą frekwencję małży (1–5 os/m²), stwierdzono w jeziorach Ślesińskim i Wąsosko-Mikorzyńskim, kanale dolotowym elektrowni „Pątnów” i za przepompownią w Kanale Piotrkowickim, a największą (30-60 os/m²) w zbiorniku wstępnego chłodzenia oraz w kanałach Warta-Gopło (stanowisko górne), Licheńskim (rejon syfonu), zrzutowym elektrowni „Konin” oraz kanale między jeziorami Licheńskim i Pątnowskim (tab. 1).



Fot. 1. Małże chińskie *Anodonta woodiana* (Lea 1934) pochodzące z systemu podgrzanych jezior konińskich



Fot. 2. Zróżnicowanie wielkości „konińskich” małży *Anodonta woodiana*.

TABELA 1

Liczebność (os/m²) i biomasa (g/m²) *Anodonta woodiana* w jeziorach, zbiorniku wstępnego chłodzenia i kanałach systemu konińskiego

Element systemu	Liczebność [os/m ²]	Biomasa [g/m ²]
chłodne jeziora (Ślesieńskie, Wąsosko-Mikorzyskie)	1 - 16	60 - 2900
ciepłe jeziora (Pątnowskie, Gosławskie, Licheńskie)	3 - 44	160 - 6400
zbiornik wstępnego chłodzenia (przed i za przegrodą oraz w rejonie ujścia)	14 - 68	1000 - 28000
chłodne kanały (kanał dolotowy El. „Konin”, kanał między jeziorami Ślesieńskim i Wąsosko-Mikorzyskim)	1 - 27	200 - 2600
ciepłe kanały (Wąsoski, górny Warta-Gopło, Piotrkowski przed przepompownią, Licheński, Licheńsko-Pątnowski, zrzutowy El. „Konin”, zrzutowy El. „Pątnów”.)	12 - 70	920 - 19 900

Według Kissa (1992) biomasa *A. woodiana* stanowić może ponad 75% biomasy bentofauny zbiornika. Na Węgrzech w rzece Körös osiągnęła ona rekordową wielkość 20-25 t/ha, a w Tamizie 3 t/ha (Kiss i Pekli 1988, Kiss 1992). Największą biomasę małży (do 25 kg/m²) w systemie konińskim odnotowano w latach 1999-2000 w zbiorniku wstępnego chłodzenia elektrowni „Konin” i w ciepłych kanałach systemu (tab. 1). W 1993 roku biomasa małża w kanale zrzutowym elektrowni „Pątnów” w sąsiedztwie sadzów hodowlanych osiągnęła nawet 50 kg/m² (Protasov i in. 1994).

Zróznicowanie średniej długości muszli małży w całym systemie jezior konińskich jest duże. W litoralu jezior oraz w kanałach dolotowych do elektrowni przeważają osobniki o długości 80–120 mm, w kanałach umiarkowanie podgrzanych o długości 100–140 mm, a w najcieplejszych kanałach i w zbiorniku wstępnego chłodzenia o długości 110–180 mm. Największe pojedyncze osobniki (200-225 mm) spotyka się w kanałach zrzutowych i w zbiorniku wstępnego chłodzenia. Większe osobniki o długości

250–270 mm, występują tylko w zachodniej Europie (Kiss 1992).

Małż odgrywa istotną rolę w procesach biologicznego oczyszczania wody (Sinicyna i in. 1997), filtrując wodę ogranicza rozwój glonów i usuwa zawiesinę. Akumuluje również fosfor, wapń i metale ciężkie (Królak, Zdanowski 2001). Wydalane przez małża fekalia i pseudofekalia stwarzają korzystne warunki życiowe dla innych bezkręgowców dennych i peryfitonowych. W bezpośrednim sąsiedztwie *A. woodiana* formują się specyficzne „mikrocezozy”. Obecność małża świadczy też o niskiej toksykacji „systemu konińskiego”. Jest on znakomitym bioindykatorem skażenia środowiska i reaguje niemal natychmiast na wzrost stężenia szkodliwych substancji (Kramer i in. 1989, Piechocki, Dyduch-Falniowska 1993). Występowanie stabilnych populacji w jeziorach konińskich jest zatem zjawiskiem pozytywnym.

Literatura

- Beran L. 1997- First record of *Sinanodonta woodiana* (Mollusca: Bivalvia) in the Czech Republic - Acta Soc. Zool., 61 (1): 1-2.
- Kiss A, Pekli J. 1988 – On the growth rate of *Anodonta woodiana woodiana* (Lea 1834), (*Bivalvia: Unionacea*) - Bull. Of Agric. Sci., 1: 119-124.
- Kiss A. 1992 – *Anodonta woodiana woodiana* (Lea 1834), (*Bivalvia: Unionacea*) in Hungary - Atti Congresso di Parma, 11-13 ottobre 1990, Lavori S. I. M., Parma, 24: 171-176.
- Kiss A. 1995 – The propagation, growth and biomass of the chinese huge mussel (*Anodonta woodiana woodiana* 1834) in Hungary - University of Agricultural Sciences of Godollo. Hungary. Privat Edition, Second Ed., ss. 33.
- Kramer K., Jenner H., De Zwart D. 1989 - The valve movement response of mussels: A tool of biological monitoring - Hydrobiologia 188/189: 433-443.
- Królak E., Zdanowski B. 2001– Bioaccumulation of heavy metals by the mussels *Anodonta woodiana* (Lea 1834) and *Dreissena polymorpha* (Pall.) in the heated Konińskie lakes - Arch. Pol. Fish. (w druku).
- Riedel A., Piechocki A. 1997 – Mollusca. W: J. Razowski (Ed.). Wykaz zwierząt Polski - Wyd. Instytutu Systematyki i Ewolucji Zwierząt PAN, Kraków, T 4: 104-121.
- Sinicyna O., Protasov A., Afanasjev S.A., Tunowski J., Zdanowski B. 1997 - The role of *Anodonta* sp. in organic matter destruction in various zones of the channels of Konińskie lakes system - Arch. Ryb. Pol., 5 (1): 109-116.
- Soroka M, Zdanowski B. 2001 – Morphological genetic variability of the population of *Anodonta woodiana* (Lea 1834) occurring in the heated konin water reservoir - Arch. Pol. Fish. (w druku).

Andrzej Krüger - Zakład Rybactwa Stawowego IRS

Zarybienia narybkowych stawów karpowych w sezonie 2001 roku w świetle badań ankietowych

Zwrócenie się do producentów karpia w sierpniu br. o udzielenie informacji w nowej ankiecie o zarybieniach letnich ZL – 08/2001 miało na celu:

- w miarę wczesną ocenę reakcji producentów na zaistniałą sytuację po zarybieniach wiosennych (ankieta ZW –

05/2001)* oraz na sytuację produkcyjno-rynkową półrocza na bieżąco korygującą planowaną działalność gospodarczą,

- ocenę obrotu wyjściowym materiałem zarybieniowym (wylęg, wylęg podchowany, narybek letni), a także

* Komunikaty Rybackie IRS nr 4/2001 s. 31-33.

podażą karpia towarowego na rynek w okresie styczeń – lipiec br.

Uzyskane dane z przedsiębiorstw i gospodarstw stawowych, łącznie dysponujących 21 488,43 ha powierzchni ogroblowanej, umożliwiło w przeliczeniach na skalę ogólnokrajową operować współczynnikiem reprezentatywności 2,41 (dla danych ankiety ZW – 05/2001 współ. rep. 2,75), co nieco poprawia podstawę wiarygodności dokonywanej oceny oraz częściową rewizję wstępnej prognozy produkcyjnej roku 2001 opracowanej po wiosennych zarybieniach.

Generalnie, dane ankiety ZL są logiczną konsekwencją sytuacji stawowego rybactwa karpiego prezentowanej na podstawie ankiety produkcyjnej styczeń 2001 oraz ankiety zarybień wiosennych (ZW'2001). Dobitnie dowodzi tego wyraźny wzrost powierzchni przeznaczonej do produkcji jednorocznego karpia – zarówno dla kontynuacji 3-letniego cyklu produkcyjnego, jak i ratowania towarowości 2-letnim cyklem w sezonie 2002 roku, wobec przewidywanego deficytu w produkcji tegorocznego krocza karpia.

W sezonie 2000 roku całkowita powierzchnia wykorzystywana do produkcji K_1 wynosiła 7 291 ha, w maju br. szacunek planów obsadowych praktycznie był identyczny, zaś dane ankiety ZL wskazują na istotne (14,8%) zwiększenie powierzchni do 8 371 ha i to w stosunkowo korzystnym układzie technologiczno-produkcyjnym powierzchni stawowych, gdzie:

- stawy przesadki II stanowią około 39% – 3 017 ha P II + 245 ha T/PII (T/PII – stawy po odłowieniu towarowej „lipcówki” obsadzone ponownie K_1),
- stawy narybkowe obsadzone w systemie produkcji z K_0 lub K_{op} (wylęg z podchowów w układach kontrolowanych lub tarła naturalnego) stanowią około 61% – 5 109 ha.

Ankieta ZL ujawniła również pewną, nieznaczną w skali kraju (111 ha), powierzchnię stawów kroczkowych i towarowych dorybianych narybkiem letnim karpia, wobec zredukowanych śmiertelnością poobsadową pierwotnych obsad (67% ha K_2 i 33 % ha KT).

Powyższe zarybienia przebiegały w stosunkowo złożonej sytuacji termicznej okresu rozrodowego karpia i innych gatunków ryb stanowiących obsady dodatkowe. Większe wylęgarnie karpia wyprodukowały około 110 mln szt. K_0 , około 14 mln szt. Ab_0 , 5 mln szt. Tb_0 , 3 mln szt./ Tb_0 , 8 mln szt. Jazia i J. złota orfa, 4 mln szt. Sa_0 , 2 mln Su oraz nieznaczące ilości szczupaka, lina i ryb ozdobnych.

Dane uzyskiwane z ankiet dotyczące obrotu wylęgiem, wylęgiem podchowym oraz narybkiem, wobec „asymetrii” lokalizacji wylęgarni, nie upoważniają do ich przeliczeń w skali krajowego potencjału powierzchniowego. Dają natomiast podstawę do oceny skali obrotu i jego znaczenia dla uzyskiwanej krajowej sprawności produkcyjnej.

Dane te dla podstawowego gatunku – karpia, w sezonie 2001 roku, przedstawia poniższe zestawienie:

Obrót	Zakup mln szt.	Sprzedaż mln szt.	z/s %
wylęg K_0	33,066	95,797	34,5
wylęg K_{op}	1,30	5,774	22,5
narybek K_1	1,48	6,385	23,2

Wskaźnik z/s % pozwala corocznie szacować ilość sprzedanej „nadprodukcji”, wyjściowego w cyklu produkcji, materiału obsadowego na rzecz niereprezentowanego w ankietach powierzchniowego potencjału produkcyjnego karpiarstwa. W sezonie 2001 roku był on znaczący i wynosił odpowiednio: K_0 – 65,5%, K_{otp} – 77,5% i K_1 – 76,8%.

Problem znaczących strat narybku i kroczków z odłowów jesiennych w zimowaniu 2000/2001 w porównaniu z wyraźnymi korzystnymi wynikami zimowania w stawach odrostowych odławianych wiosną, analizowany na podstawie danych ankiety ZW, jednoznacznie został oceniony przez producentów. Świadczą o tym dane (tabela 1) dotyczące planowania zimowania zawarte w kolejnej ankiecie ZL.

TABELA 1

Zimowanie karpia w stawach odrostowych (ha)

Rocznik	Zima 2000/2001 (realizacja)	Zima 2000/2001 (plan)	%
K_1	977	4 309	441
K_2	2 591	2 654	102
KH	945	3 326	352
Razem	4 513	10 289	228

Ponad 4-krotny planowany przyrost powierzchni narybkowej pozostawionej bez odłowu to zarówno efekt zwiększenia zaangażowania powierzchni do jego produkcji, jak i efekt skali strat poniesionych minionej zimy w zimowach. Dodatkowy wpływ może mieć obserwowana w niektórych ankietach dążność do produkcji maksymalnie ciężkiego narybku (minimalizacja gęstości obsad) i tą metodą planowane zwiększenie udziału w produkcji 2-letniego cyklu. Można też przewidywać zaangażowanie części powierzchni w produkcję dwusezonową zarówno handlowki, jak i krocza.

Utrzymanie tego samego poziomu zaangażowania w zimowanie K_2 bez odłowu jesiennego, to zarówno efekt prawdopodobnego ograniczenia powierzchni stawów kroczkowych, wobec wiosennego ograniczenia ilości obsadowego narybku (do ustalenia w kolejnym badaniu ankietowym – Bilans produkcji i zbytu (BPZ)), jak i ograniczonych możliwości techniczno-technologicznych obiektów stawowych, mimo pozytywnej oceny systemu zimowania z odłowem wiosennym.

3,5-krotny planowany wzrost powierzchni stawów towarowych bez odłowu jesiennego karpia towarowego jest pochodną poszukiwań przez producentów różnorodnych rozwiązań ratujących rentowność. Realne zagrożenie ociepleń jesiennych i zimowych zmusza do maksymalnego skrócenia

okresu przetrzymywania karpia handlowego przed sprzedażą grudniową, co z kolei warunkuje skrócenie okresu odłowu stawów towarowych m.in. poprzez redukcję odławianych powierzchni. Uzyskane efekty ekonomiczne to m.in. ograniczenie strat masy jednostkowej ryb, na nakładach remontowych magazynów oraz robociznie związanej z nadzorem.

Corocznie występujące znaczące zasoby magazynowe po sprzedaży grudniowej są wyraźnie asymetryczne w stosunku do zastoju zbytu karpia praktycznie do okresu Świąt Wielkanocy. Narastające straty masy towarowej są dotkliwe nawet w rozliczeniu po minimalnych cenach uzyskiwanych w okresie maksymalnej sprzedaży grudniowej, gdyż nadmiar podaży ogranicza możliwość uzyskiwania rentownych cen nawet w kolejnym wielkanocnym szczycie popytu. W 2001 roku styczniowe zasoby magazynowe w łącznej ilości 2 618 ton przekroczyły zbyt (2 177 ton) w okresie styczeń-kwiecień (Wielkanoc 15-16.04) i zostały wzbogacone o 905 ton z odłowów wiosennych, a następnie o 414 ton z odłowów letnich. Tak więc przesłanki ekonomiczne jednoznacznie wskazują, że aktualnie przetrzymywanie nadmiernej części produkcji w magazynach niczemu dobremu nie służy. Nie oznacza to jednak słuszności zaniechania przez producentów dbałości o zrównoważoną z popytem podaż karpia, lecz konieczność doskonalenia jej realizacji z uwzględnieniem działań na rzecz rozszerzenia i pogłębiania rynku zbytu.

Wzrost o 2 381 ha stawów towarowych planowanych do pozostawienia bez odłowu jesiennego w 2001 roku jest w pewnym sensie odpowiednia do stanu magazynowanego karpia w styczniu i może być zapowiedzią próby samoo-

graniczenia podaży jesiennego karpia, w celu urealnienia rentowności produkcji zrównoważoną podażą całoroczną. Przesłankę do takiego wniosku nasuwa analiza danych o krajowym obrocie karpem towarowym z tabeli ankiety ZL, którą wypełniali producenci:

Realizacja obrotu karpem towarowym w bieżącym roku
(w terminie do 30 lipca)

	Rodzaj obrotu	Zakup (ton)	Sprzedaż (ton)	%
1	gospodarstwo-gospodarstwo	524,6	459,8	-
2	gospodarstwo-sieć handlu detal.	-	952,0	24,9
3	gospodarstwo-hurt*	0,0	1 913,8	50,1
4	gospodarstwo-detale	-	435,2	11,4
5	gospodarstwo-łowisko komercyjne	-	346,8	9,1
6	gospodarstwo-łowisko agroturystyczne	-	175,2	4,6

*) eksport, import, przetwórstwo, pośrednictwo hurtowni.

Łączna sprzedaż (100%) w okresie I-VII 2001 roku wyniosła 3 823,0 ton (poz. 2-6), z czego 50,1% masy towarowej odnosi się do pozycji 3. Uczestniczący w jej realizacji, w sytuacji nadmiaru zasobów magazynowych w gospodarstwach karpowych, decydują o kształtowaniu ceny zbytu na pewno rentownej, lecz tylko dla jednej strony. Sytuacja ekonomiczna gospodarstw karpowych nie wskazuje, aby były one tą stroną. W pewnej części powyższy schemat mechanizmu cenowego dotyczy również pozycji 2 z blisko 25% udziałem. Elementem dodatkowym, w tym rodzaju obrotu, jest wzajemna nielojalność producentów, będąca przejawem „choroby dezintegracyjnej” karpiarstwa w III Rzeczpospolitej.

Bożena Szczepkowska, Mirosław Szczepkowski

– Doświadczalny Ośrodek Zarybieniowy „Dgał” ZRJ IRS

Wpływ wielkości paszy na wzrost i przeżywalność wylęgu szczupaka (*Esox lucius* L.) w warunkach kontrolowanych

Wstęp

Wychów materiału zarybieniowego szczupaka w warunkach kontrolowanych jest bardzo trudny i jak dotychczas nie jest u nas prowadzony na większą skalę. Wśród wielu trudności związanych z wychowem wczesnych stadiów szczupaka należy podkreślić silną skłonność larw do kanibalizmu, występującą już od rozpoczęcia przez nie odżywiania. W celu zmniejszenia wzajemnej agresji ryb dąży się do tego, aby obiektem chowu był jak najbardziej wyrównany materiał. Osiąga się to różnymi metodami, np. poprzez wymuszanie klucia larw w jak najkrótszym czasie.

Bardzo pożądane jest również, aby pasza była podawana ze znacznym nadmiarem. Wydaje się, że oprócz ilości paszy istotnym czynnikiem wpływającym na efekty chowu może być również jej wielkość, szczególnie wobec faktu, że pysk szczupaka już w momencie rozpoczęcia żerowania jest dość duży i umożliwia chwytanie ofiar znacznie różniących się rozmiarami.

Celem niniejszej pracy było zbadanie, czy wielkość paszy podawanej larwom szczupaka we wstępnym okresie chowu ma wpływ na jego wyniki oraz ustalenie optymalnego wariantu zmian frakcji paszy.



Fot. Wylęg pływający szczupaka w basenach z firankami.

Materiał i metoda badań

Eksperyment trwał 15 dni, przeprowadzono go w 2001 roku w obiegu recykulacyjnym Doświadczalnego Ośrodka Zarybieniowego „Dgał” IRS w Pieczarkach. W doświadczeniu wykorzystano wylęg pływający szczupaka (fot.), którym obsadzono okrągłe baseny z tworzywa sztucznego o objętości roboczej 60l. Obsadę każdego basenu stanowiło 400 sztuk wylęgu o średniej masie ciała $12,1 \pm 1,1$ mg i całkowitej długości ciała $12,1 \pm 0,5$ mm. Ryby karmiono całodobowo za pomocą automatycznych karmników taśmowych. Wykorzystano komercyjne pasze pstrągowe firmy Trouvit: Nutra Amino Balance 3.0 o wielkości granulacji 0,4-0,7 mm (pasza 3.0) i Nutra Amino Balance 2.0 o granulacji 0,6-1,0 mm (pasza 2.0). Pasza 1 zawierała 55% białka i 16% tłuszczu, a pasza 2 odpowiednio 54% i 18%. Początkowa dawka paszy wynosiła w każdej grupie 50% biomasy obsady. Przez cały okres eksperymentu we wszystkich wariantach podawano tę samą ilość paszy (w gramach), obliczając ją w ten sposób, aby wszędzie była w widocznym nadmiarze. Założono 6 wariantów podawania paszy, każdy w 2 powtórzeniach:

- A) przez cały okres doświadczenia podawano paszę 3.0
- B) do 11 dnia eksperymentu pasza 3.0, następnie pasza 2.0

- C) do 8 dnia eksperymentu pasza 3.0, następnie pasza 2.0
- D) do 5 dnia pasza 3.0, następnie pasza 2.0
- E) do 2 dnia pasza 3.0, potem pasza 2.0
- F) przez cały okres doświadczenia pasza 2.0.

W czasie zmiany paszy przez 12 godzin podawano obydwie frakcje zmieszane w równej proporcji.

Podczas eksperymentu mierzono w wodzie zawartość tlenu (Hanna 9143), pH (PM 600) oraz poziom amoniaku (CAA) i azotanów (NO_2^-). Przez cały okres doświadczenia w obiegu recykulacyjnym utrzymywano stałą temperaturę $22,0 \pm 0,2^\circ\text{C}$ i wielkość przepływu przez baseny 2,4 l/min. Baseny podchowowe były oświetlone przez całą dobę. Na koniec eksperymentu ze wszystkich basenów zebrano próby ryb (30 szt.) dla określenia masy ciała i całkowitej długości ciała. Obliczono również współczynniki kondycji według wzoru:

$$K = 100 \times W \times l_t^{-3}$$

gdzie:

K – współczynnik kondycji

W – masa ciała [g]

l_t – całkowita długość ciała [cm].

Analizę statystyczną wykonano przy użyciu programu „Statgraphics 4.0”.

Wyniki

Podstawowe wskaźniki jakości wody podczas podchowu przedstawiały się następująco: zawartość tlenu na odpływie powyżej 6,5 mg/l, zawartość CAA poniżej 0,09 mg/l, azotanów poniżej 0,02 mg/l, pH wody 8,16 do 8,25.

Wzrost średniej masy ciała i długości całkowitej ryb w poszczególnych grupach przedstawiono w tabeli 1.

TABELA 1

Końcowa masa ciała i całkowita długość ciała szczupaka w grupach doświadczalnych

Grupa	Masa ciała [mg]	SD	Homogeniczność grup	Całkowita długość ciała [mm]	SD	Homogeniczność grup
A	156,4	45,6	a	25,8	2,6	a
B	145,9	53,9	a	24,9	2,4	a
C	229,7	64,3	b	29,2	3,0	b
D	319,1	110,9	c	31,7	3,4	c
E	296,4	105,7	bc	31,1	3,5	bc
F	329,9	124,4	c	32,1	4,0	c

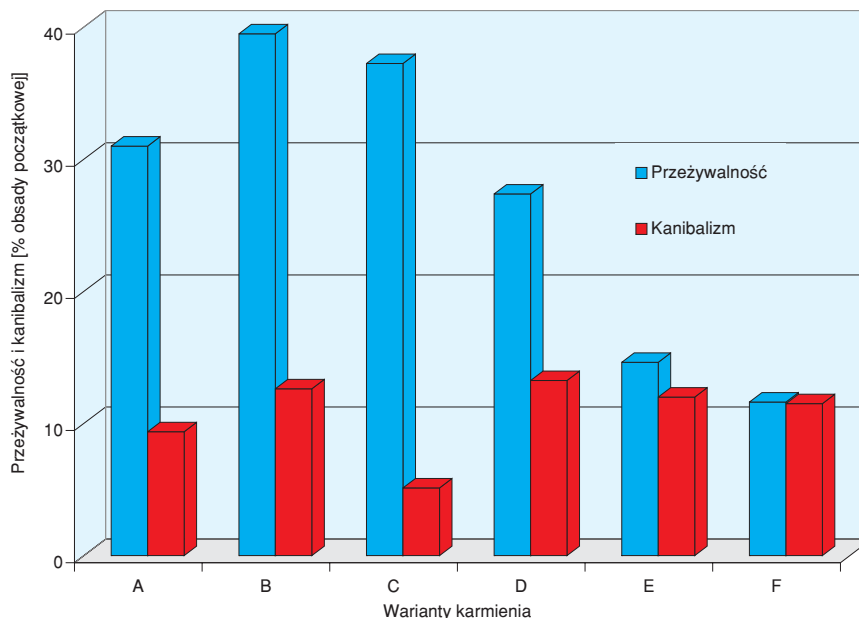
Masa ciała ryb na koniec eksperymentu była tym wyższa, im dłużej podawano paszę o większej granulacji. Różnice te były istotne statystycznie ($P = 0,95$), największe ryby o średniej masie 336 mg uzyskano w grupie F przy karmieniu tylko paszą 2.0 i były one ponad dwukrotnie większe od ryb z wariantów A i B (czyli najdłużej karmionych paszą 3.0). Podobny charakter miał wzrost całkowitej długości ciała w badanych grupach. Najdłuższe były ryby w grupie F, a najkrótsze z grup A i B ($P = 0,95$). Wartości współczynników

kondycji wynosiły od 0,88 (grupa A) do 0,96 (grupa D) i nie różniły się istotnie statystycznie między badanymi grupami ($P = 0,95$).

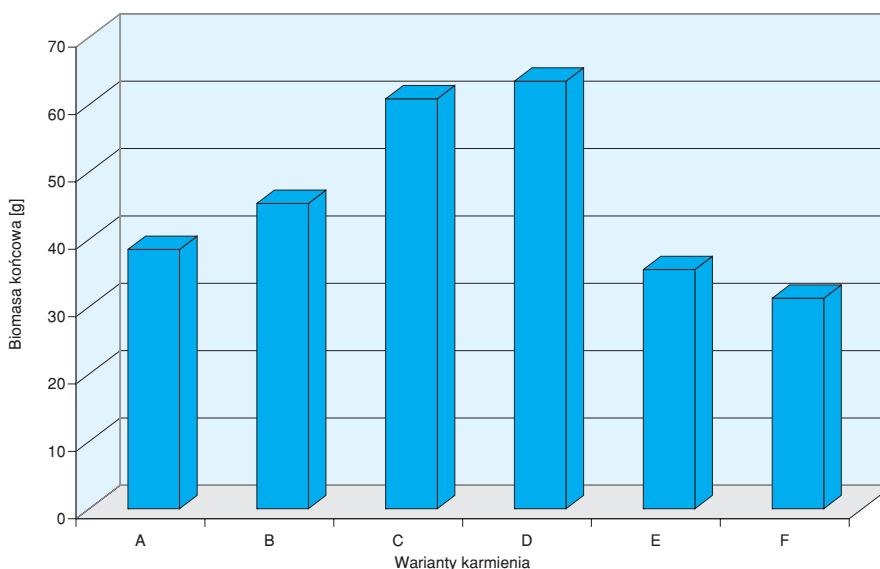
Przeżywalność ryb podczas eksperymentu była stosunkowo niska i wahała się od 11,6 do 39,5% (rys. 1). Najwyższą przeżywalność 39,5% uzyskano w wariacie B. Wraz z wydłużeniem okresu podawania paszy 2.0 (grubszej) końcowa przeżywalność zmniejszała się. W grupie ryb karmionych przez cały eksperyment tylko paszą 2.0 przeżywalność wyniosła tylko 11,6%. Straty spowodowane kanibalizmem wahały się od 5,1% obsady początkowej w grupie C do 13,3% w grupie D. Udział kanibalizmu w stratach ogólnych poszczególnych grup był znacznie bardziej zróżnicowany. W grupie C kanibalizm stanowił tylko 7,8% ogólnych strat, a w grupie D ponad 32,5%. Biomasa końcowa była najwyższa w wariacie D, gdzie wyniosła 63,5 g, a najniższa w wariacie F – 31,3 g (rys. 2).

Omówienie wyników

W badanych grupach stwierdzono istotne statystycznie różnice we wzroście masy ciała i całkowitej długości ciała wylęgu szczupaka ($P = 0,95$). Ponieważ ilość zadawanej paszy w poszczególnych grupach była jednakowa, a obydwie frakcje tylko nieznacznie różniły się składem, dlatego wydaje się, że różnica w wynikach chowu została spowodowana głównie wielkością podawanej paszy. Larwy szczupaka pobierają pokarm wyłącznie w toni, jest bardzo istotne, aby pasza jak najdłużej utrzymywała się w toni. Ma to szczególne znaczenie w początkowym okresie chowu, kiedy ryby przyzwyczajają się do pokarmu. Lepiej ten warunek spełniała pasza drobniejsza (3.0), która charakteryzowała się znacznie większą pływalnością, dzięki czemu znacznie dłużej była dostępna dla larw szczupaka. Tym też należy tłumaczyć fakt, że we wszystkich grupach karmionych na początku paszą 3.0 uzyskano znacznie wyższe przeżywalności niż w grupach E i F (to jest najkrócej lub wcale nie karmionych tą paszą). Wpływ wielkości zadawanej paszy był również widoczny jeśli chodzi o wzrost masy ciała i długości larw. Był on odwrotny niż w przypadku przeżywalności, a



Rys. 1. Przeżywalność wylęgu szczupaka podczas 15-dniowego eksperymentu.



Rys. 2. Biomasa końcowa wylęgu szczupaka.

mianowicie lepsze wyniki uzyskano w przypadku ryb dłużej karmionych paszą 2.0. Można to wyjaśnić następująco: larwy zużywały mniej energii na pochwycenie mniejszej ilości znacznie większych cząstek, ponadto larwy odżywiające się mniejszą paszą mogły zjadać znacznie mniej pokarmu, szczególnie w fazie adaptacji do chwytania paszy. Drugi czynnik mogący mieć wpływ na znacznie wyższe tempo wzrostu w grupach karmionych grubszą paszą to fakt, że tylko niewielka grupa ryb potrafiła się przystosować do tej paszy. W efekcie niższej przeżywalności i przy stałej nominalnie dawce paszy (w gramach) miały one łatwiejszy dostęp do paszy. Z naszych obserwacji podczas chowu wynika, że nie chodzi tu tylko o ilość dostępnej paszy, bowiem we wszystkich wariantach była ona w widocznym nadmiarze, co o wzajemne interakcje między poszczegól-

nymi rybami. W grupach, gdzie obsady ryb pozostały większe automatycznie częstotliwość wzajemnych kontaktów była także wyższa, co nie pozostawało bez wpływu na możliwość pobierania paszy przez ryby.

Wyniki badań wskazują, że przy zastosowaniu pasz o granulacji 0,4-0,7 mm i 0,6-1,0 mm najlepsze wyniki daje zastosowanie przez pierwsze 5-8 dni paszy drobniejszej i dopiero po tym czasie zwiększenie jej granulacji. W tych

wariantach (grupa C i D) uzyskano najwyższe wartości biomasy końcowej. Wydłużanie okresu podawania drobniejszej paszy skutkowało niższym tempem wzrostu, z kolei skrócenie tego okresu powodowało obniżenie przeżywalności. W obydwu przypadkach prowadziło to do obniżenia końcowej biomasy uzyskiwanej w postaci większej ilości małych ryb (grupy A i B) lub niewielkiej liczby dużych ryb (grupy E i F).

Konrad Turkowski - Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wycena obiektów rybackich - wartość rynkowa

Wartość rynkową nieruchomości ustala się w podejściu dochodowym lub porównawczym (ustawa o gospodarce nieruchomościami z 1997 r.). W podejściu dochodowym określa się ją na podstawie przewidywanych korzyści finansowych, jakie z posiadanych nieruchomości mogą czerpać ich potencjalni nabywcy (Turkowski 2001). W podejściu porównawczym wartości wyprowadzane są z rzeczywistych cen rynkowych podobnych nieruchomości, które były przedmiotem obrotu rynkowego.

Podstawowym przesłaniem podejścia porównawczego jest to, że wartość rynkowa nieruchomości bezpośrednio zależy od cen porównywalnych, konkurencyjnych nieruchomości (The Appraisal of Real Estate 1992). Proces wyceny wymaga zatem wnikliwej analizy rynku i porównywania sprzedanych nieruchomości z obiektem szacowania

(Kucharska-Stasiak 2000). Szczególne znaczenie ma właściwe zrozumienie koncepcji podobieństwa, jako fundamentalnego założenia przy stosowaniu podejścia porównawczego (Żróbek, Belej 2000).

Każda nieruchomość stanowiąca potencjalną nieruchomość porównawczą (której cena sprzedaży jest znana), powinna być pod względem charakteryzujących ją cech jak najbardziej podobna do wycenianej nieruchomości. Porównywalność nieruchomości wynika ze stopnia ich wzajemnego podobieństwa pod względem cech, co do których istnieje pewność, że w istotnym stopniu wpływają one na cenę danego typu nieruchomości. Cechy takie określa się mianem atrybutów. Wyróżnia się atrybuty typowe, występujące niezależnie od rodzaju wycenianej nieruchomości i atrybuty specyficzne, właściwe dla danego rodzaju nieruchomości.

TABELA

Karta wyceny nieruchomości: dz. nr 310 - jezioro Rośno

Atrybuty	Wyceniana nieruchomość	NIERUCHOMOŚCI - JEZIORA - PORÓWNAWCZE					
		Białe	V(%)	Ciche	V(%)	Szafirowe	V(%)
Data transakcji	2000.12.31.	2000.12		1999.03.		1997.11.	
CENA (zł/ha)		2482		2242		1696	
Cena skorygowana (zł/ ha)		2482		2501		2041	
FUNKCJA/STAN UŻYTKOWANIA	rekreacja, tereny chronione	podobny		podobny		rekreacja	
POŁOŻENIE OGÓLNE	korzystne	korzystne		korzystne		korzystne	
POŁOŻENIE SZCZEGÓŁOWE	dogodne	dogodne		dogodne		dogodne	
WALORY RYBACKIE	leszczowe	leszczowe		leszczowe		leszczowe	
EUTROFIZACJA	średnio zaawansowana	średnia		średnia		zaawansowana	8,5
ZLEWNIA	strefa ochronna	strefa ochronna, jezioro śródleśne		jezioro śródleśne		grunty rolne	5,5
WALORY REKREACYJNE	wędkarstwo, kąpiel i inne sporty wodne	podobne		podobne		gł. wędkarstwo	4,0
POWIERZCHNIA (ha)	98,76	88,2		75,67		101,27	
SUMA POPRAWEK			0,0		0,0		18,0
WARTOŚCI RYNKOWE		2482		2501		2408	
WARTOŚĆ ŚREDNIA za 1 ha	zł/ha	2464					
WARTOŚĆ NIERUCHOMOŚCI	zł	2464 zł/ha * 98,76 ha = 243 345 zł					

Objaśnienia: V(%) – wielkość poprawki

Atrybutem powszechnie występującym jest lokalizacja ogólna. Określają ją odległości nieruchomości od miasta stanowiącego centrum regionu, następnie powiatu czy gminy. Z lokalizacją ogólną związany jest stan użytkowania i funkcja w planie zagospodarowania przestrzennego terenu, na których zlokalizowana jest wyceniana nieruchomość oraz terenów sąsiednich. Innym typowym atrybutem jest dostępność komunikacyjna stanowiąca element lokalizacji szczegółowej. Dostępność komunikacyjna charakteryzuje bezpośredni dostęp do działki*, odległości i warunki dojazdu do najbliższych obiektów użyteczności publicznej, np. dróg, punktów zaopatrzenia, urzędów czy punktów komunikacji lokalnej, np. autobusowej, kolejowej itd.

Atrybuty specyficzne są właściwe dla danego rodzaju nieruchomości. W przypadku jezior* między innymi są nimi (Bajerowski i in. 1997):

- jakość wód i stan troficzny zbiornika,
- zlewnia i potencjalne zagrożenia z nią związane,
- powierzchnia zbiornika,
- przydatność rybacka i wędkarska,
- pozostałe (poza wędkarstwem) walory rekreacyjne oraz związane z nimi walory krajobrazowe, ekologiczne oraz inne specyficzne dla danego jeziora.

Określenie zestawu atrybutów dla danego rodzaju nieruchomości oraz zbadanie ich ilościowego i jakościowego wpływu na ceny sprzedaży tych nieruchomości stanowi jedno z podstawowych zadań wykonywanych w ramach analiz porównawczych. Atrybuty przyjęte do przykładowej wyceny jeziora przedstawia tabela.

W podejściu porównawczym stosowane są dwie metody – metoda statystycznej analizy rynku i metoda porównywania parami.

W metodzie analizy statystycznej rynku wykorzystuje się przede wszystkim dwie techniki obliczeniowe oparte na statystycznych formułach matematycznych:

- a) analizy regresji wielokrotnej,
- b) średniej arytmetycznej.

Celem konstrukcji modelu regresji wielokrotnej jest określenie zależności między badanymi zmiennymi zmiennymi zależnymi y_1, y_2, \dots, y_n (cen transakcyjnych) i zmiennymi niezależnymi x_1, x_2, \dots, x_n (atrybutów – cech nieruchomości). Cena transakcyjna (zmienna zależna) zależy od cech nieruchomości, natomiast poziom ceny sprzedaży nieruchomości nie wpływa na zmianę atrybutów, czyli cech nieruchomości (stąd zmienne niezależne). Zastosowanie modelu regresji wielokrotnej wymaga dostatecznej liczby cen nieruchomości oraz przeprowadzenia analizy korelacji mającej na celu wybór najbardziej statystycznie dopasowanej grupy zmiennych niezależnych (atrybutów).

W technice średniej arytmetycznej wartość rynkową nieruchomości znajduje się pomiędzy ceną minimalną a maksymalną transakcji odnotowanych na rynku, przy czym dodatkowo mogą być stosowane odpowiednie współczynniki

korygujące. Rozkład zaistniałych, badanych transakcji rynkowych musi mieć cechy rozkładu normalnego (Prystupa 1997).

Metoda porównywania parami polega na porównaniu nieruchomości będącej przedmiotem wyceny kolejno z nieruchomościami podobnymi, które były przedmiotem obrotu rynkowego i dla których znane są ceny transakcyjne, warunki zawarcia transakcji, a także cechy (atrybuty) tych nieruchomości (Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 7 lipca 1998 r. w sprawie szczegółowych zasad wyceny nieruchomości oraz zasad i trybu sporządzania operatu szacunkowego).

Na procedurę szacowania metodą porównywania parami składają się następujące czynności:

- 1) szczegółowy opis wycenianej nieruchomości,
- 2) wybór jednostek porównawczych i atrybutów (cech) nieruchomości,
- 3) wybór nieruchomości pomocniczych (do obliczania tzw. poprawek),
- 4) wybór nieruchomości najbardziej podobnych do wycenianej nieruchomości,
- 5) korekta cen transakcyjnych i obliczenie wyniku wyceny.

Szczegółowy opis wycenianej nieruchomości, poza jej opisem fizycznym, technicznym i innym właściwym dla danego typu nieruchomości, powinien uwzględniać:

- stan prawny nieruchomości (zapisy w ewidencji gruntów i w księdze wieczystej, rodzaj wód i wynikające stąd konsekwencje własnościowe),
- przeznaczenie nieruchomości w planie zagospodarowania przestrzennego danego terenu,
- atrybuty nieruchomości,
- charakterystykę otoczenia (rodzaj i zasięg rynku nieruchomości, otoczenie ogólne, typ i charakter zlewni, dostępność komunikacyjna itd.).

Wybór jednostki porównawczej w znacznym stopniu ułatwia przeprowadzenie dalszych analiz porównawczych. W wycenie jezior i stawów najczęściej stosowana jest cena 1 ha powierzchni.

Przykład wyceny jeziora metodą porównywania parami przedstawia tabela. Gdyby wśród odnotowanych na badanym rynku transakcji jezior wystąpiło więcej transakcji zasadniczo nie różniących się od wycenianego jeziora Rośno, wówczas jego wartość rynkową można byłoby szybko i prosto wyliczyć jako średnią arytmetyczną cen transakcyjnych (tabela). W rzeczywistości tak podobne transakcje jak przykładowego Jeziora Białego zdarzają się rzadko. Dwa pozostałe, przyjęte do porównań jeziora różnią się datą transakcji i skalą (jakością) analizowanych atrybutów. Jezioro Ciche różni się datą transakcji, a Jezioro Szaflerowe również bardziej zaawansowanym poziomem eutrofizacji, mniej korzystną zlewnią, w której dominują grunty orne oraz ograniczonymi walorami rekreacyjnymi. Różnice koryguje się stosując tzw. poprawki, które ustala

się na podstawie obserwacji rynku danego rodzaju nieruchomości.

Zmiany cen nieruchomości w czasie rozkładają się różnie, w zależności od lokalizacji i rodzaju nieruchomości. Stąd w wycenie nieruchomości nie stosuje się przeciętnych wskaźników inflacyjnych. Ceny transakcyjne sprowadza się do jednego poziomu w czasie za pomocą miesięcznego trendu zmian cen, który wylicza się z obserwacji danego rynku nieruchomości według następującego wzoru:

$$V = \frac{C_1 - C_2}{C_2 \cdot t} \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie:

C_1 – cena transakcji późniejszej,

C_2 – cena transakcji wcześniejszej,

t – liczba miesięcy dzielących powyższe transakcje,

V – trend czasowy w (%).

Przyjęte do obliczeń nieruchomości powinny różnić się datą transakcji, a pozostałe ich atrybuty powinny być takie same. Obliczenia przeprowadza się zazwyczaj dla więcej niż jednej pary transakcji i do dalszych kalkulacji przyjmuje się średnią wielkość trendu czasowego. Średni trend miesięczny w przedstawionym przykładzie (tabela) wyniósł $V_{sr} = 0,55\%$. Różniące się datą transakcji ceny nieruchomości przyjętych do bezpośrednich porównań koryguje się zgodnie z poniższym wzorem:

$$C' = C \cdot (1 + V_{sr} \cdot t) \quad (2)$$

gdzie:

C' – cena skorygowana,

C – cena transakcyjna,

t – liczba miesięcy dzielących datę transakcji od daty, na którą ustalana jest wartość wycenianej nieruchomości.

Analogicznie do trendu czasowego oblicza się poprawki z uwagi na różnice w atrybutach. W tym przypadku przyjęte do wyliczeń nieruchomości powinny różnić się atrybutem, dla którego wyliczana jest poprawka. Do wyliczeń poprawek wykorzystuje się możliwie szeroki, dostępny zbiór transakcji. Noszą one nazwę transakcji lub nieruchomości pomocniczych i nie muszą być przyjmowane do bezpośrednich porównań. Wyliczone na ich podstawie i zastosowane do korekty ceny transakcyjnej Jeziora Szafirowego poprawki wyniosły odpowiednio: 8,5% z uwagi na wyższy poziom eutrofizacji, 5,0% z uwagi na mniej korzystną zlewnię i 4,5% z uwagi na ograniczone walory rekreacyjne. W sumie skorygowana wcześniej ze względu na trend czasowy cena jednostkowa Jeziora Szafirowego została podniesiona aż o 18% (tabela). Wynika to z przyjętego założenia, że taka byłaby najbardziej prawdopodobna cena rynkowa tego zbiornika, gdyby charakteryzował się on parametrami (atrybutami) identycznymi z atrybutami wycenianego jeziora Rośno.

W uzasadnionych przypadkach, przy braku odpowiedniej liczby transakcji lokalnych, wielkości poprawek mogą być ustalane na podstawie obserwacji rynku danego typu nieruchomości na poziomie krajowym, a nawet międzynarodowym.

Wyliczona na podstawie skorygowanych cen transakcyjnych średnia arytmetyczna wartość rynkowa 1 ha jeziora wyniosła 2464 zł. Po uwzględnieniu 98,76 ha powierzchni zbiornika, ostatecznie otrzymano wartość rynkową jeziora w wysokości 243 345 zł.

Podejście porównawcze jest przydatne do szacowania wszystkich rodzajów nieruchomości, jeśli tylko istnieje dostateczna ilość wiarygodnych transakcji, aby na ich podstawie można było określić wzory zachowań lub trendy na rynku danego rodzaju nieruchomości.

W wycenie wód stanowiących nieruchomości większe zastosowanie będzie miała analiza porównywania parami niż typowe metody statystyczne. Powodem jest przede wszystkim względna sporadyczność zawieranych transakcji kupna-sprzedaży w stosunku do innych rodzajów nieruchomości. Podstawowym warunkiem stosowania metod statystycznych, w których wiarygodność uzyskanych wyników można obiektywnie określić, jest istnienie rozbudowanego rynku danego typu nieruchomości. Rynku takiego z reguły nie tworzą wody i obiekty rybackie.

Niewątpliwą zaletą metody porównywania parami jest stosunkowo mała liczba transakcji kupna-sprzedaży wymaganych do jej zastosowania. W skrajnym przypadku wystarczą już trzy zaistniałe na rynku transakcje podobnych nieruchomości, ażeby przeprowadzić wycenę rynkową tą metodą. Mała wymagalność co do ilości transakcji okupiona jest względnie dużym poziomem subiektywizmu. Ustalenie w miarę obiektywnych, modelowych wielkości poprawek stosowanych w tej metodzie i ich właściwa interpretacja wymaga przeprowadzenia szerokich analiz rynkowych zarówno danego rodzaju nieruchomości, jak również ich relacji z innymi nieruchomościami. Odnośnie wód, badania takie w naszym kraju jak dotąd nie były przeprowadzane.

Rynek nieruchomości i zawierane transakcje kupna-sprzedaży stanowią istotne, ale nie jedyne źródło zapotrzebowania na wyceny nieruchomości. Znajomość realnej wartości kapitału zawartego w posiadanych nieruchomościach stanowi jeden z podstawowych warunków prawidłowo prowadzonej gospodarki, w tym również i rybackiej. Nieruchomości stanowią powszechnie akceptowaną formę zabezpieczenia kredytów i innych zobowiązań finansowych. Umiejętne zarządzanie nieruchomościami może być istotnym elementem utrzymania płynności finansowej gospodarstwa. Warunkiem „odmrożenia” kapitałów zdeponowanych w nieruchomościach i właściwego (bezpiecznego) nimi gospodarowania jest znajomość realnego poziomu ich wartości. W określonych przypadkach (np. ustalania wysokości opłaty z tytułu trwałego zarządu) niezbędna sta-

je się znajomość wartości całości dysponowanych przez gospodarstwo wód zarówno o charakterze wód płynących, jak i stojących, niezależnie od ich potencjalnego statusu prawnego.

Terminy specjalistyczne

- * **działka** najmniejszy obiekt powierzchniowy określony w ewidencyjnym podziale kraju, oznaczony numerem niepowtarzalnym w ramach obrębu ewidencyjnego. Ciągły obszar gruntu, jednorodny ze względu na stan prawny. Jeziora ewidencjonowane są jako odrębne działki lub stanowią zbiór wielu działek, wówczas stan prawny określany jest dla poszczególnych działek, a nie dla całego jeziora.
- * **jezioro** najczęściej definiowane jest jako naturalne zagłębienie na powierzchni ziemi wypełnione wodą, nie mające szerszego połączenia z morzem. W odróżnieniu od stawów (poza wyjątkami) jeziora wykazują kompletną strefowość pionową. Istotne jest rozróżnienie pojęcia jeziora jako nieruchomości i jeziora jako zasobu naturalnego. Zakres wyceny w pierwszym przypadku nie może wykraczać poza prawa jakimi potencjalny właściciel dysponuje (lub będzie dysponował) w stosunku jeziora. W drugim przypadku zakres wyceny jest szerszy i obejmuje ogół wartości ekonomicz-

nych, społecznych i ekologicznych, jakie jezioro przedstawia dla danego społeczeństwa i środowiska.

Akty prawne

- Ustawa o gospodarce nieruchomościami z dnia 21 sierpnia 1997 r (tekst jednolity z 2000 r. Dz.U. nr 46, poz. 543).
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 7 lipca 1998 r. w sprawie szczegółowych zasad wyceny nieruchomości oraz zasad i trybu sporządzania operatu szacunkowego (Dz.U. nr 98, poz. 612).

Literatura

- Bajerowski T., Cymerman R., Nowak A., Suchta J., Szczepańska A., Turkowski K. 1997 – Wycena i gospodarowanie na obszarach cennych ekologicznie – Wyd. Zachodnie Centrum Organizacji, Zielona Góra.
- Kucharska-Stasiak E. 2000 – Wartość rynkowa nieruchomości – Wyd. Twi-ger, Warszawa.
- Prystupa M. 1997 – Wycena nieruchomości metodą cenowo-porównawczą – PFSRM, Warszawa.
- The Appraisal of Real Estate 1992 – Tenth Edition, Appraisal Institute, Chicago, Illinois.
- Turkowski K. 2001 – Wycena urządzeń rybackich – wartość dochodowa – Komun. Ryb. 3.
- Żróbek S., Belej M. 2000 – Podejście porównawcze w szacowaniu nieruchomości – Wyd. Educaterra, Olsztyn.



Problemy Prawa Rybackiego ♦ Problemy Prawa Rybackiego

Piżmaki, czaple siwe, wydry, kormorany

Czy w świetle nowych przepisów zmienił się status prawny czterech gatunków zwierząt, mający wpływ na gospodarkę rybacką: piżmaków, czapli siwych, wydr i kormoranów?

Cztery wymienione gatunki są oczywiście zwierzętami, korzystającymi z powszechnej ochrony zapewnianej ustawą z 21 sierpnia 1997 o ochronie zwierząt (Dz. U. nr 111, poz. 724 ze zmianami). Zakres ochrony przewidzianej w tej ustawie to ochrona przed nieuzasadnionym lub niehumanitarnym uśmiercaniem oraz przed znęcaniem się. Ochronę przed zabijaniem uchylają względy przewidziane w art. 33 tej ustawy, wśród nich zaś potrzeba gospodarcza. Gdyby więc te cztery gatunki były chronione tylko ustawą o ochronie zwierząt, to względem na ochronę gospodarstw rybackich przed tymi swoistymi „konkurentami” zawsze uzasadniałoby zabijanie piżmaków, czapli siwych, wydr i kormoranów, z tym tylko, aby odbywało się to w sposób humanitarny i pozbawiony znamion znęcania się.

Ale te gatunki korzystają nie tylko z powszechnej ochrony przewidzianej ustawą o ochronie zwierząt, lecz także z ochrony specjalnej, przy czym istnieje zasadnicza

różnica między piżmakami i czaplami siwymi z jednej strony a wydrami i kormoranami z drugiej. Zaczę od piżmaków i czapli siwych, gdyż ich status prawny jest prostszy, są to bowiem zwierzęta łowne w rozumieniu ustawy z 13 października 1995 Prawo łowieckie (Dz.U. nr 147, poz. 713 ze zmianami). Wydane na jego podstawie nowe rozporządzenie Ministra Środowiska z 10 kwietnia 2001 w sprawie ustalenia listy gatunków zwierząt łownych oraz określenia okresów polowań na te zwierzęta (Dz.U. nr 43, poz. 488) umieszcza piżmaki i czaple siwe na liście zwierząt łownych i ustala okresy polowań:

- na piżmaki – od 11 sierpnia do 15 kwietnia,
- na czaple siwe – od 15 sierpnia do 21 grudnia.

Z punktu widzenia rybaków najistotniejsze jest to, że nowe rozporządzenie nie zawiera zastrzeżenia znanego poprzedniemu, kiedy piżmaki i czaple siwe były zwierzętami łownymi, ale „z wyłączeniem stawów rybnych uznanych za obręby hodowlane w rozumieniu przepisów o rybactwie śródlądowym”, co pozwalało utrzymywać, że na stawach będących obrębami hodowlanymi piżmaki i czaple siwe nie były zwierzętami łownymi, a zatem można je było tam zabijać, byleby humanitarnie i bez znęcania się. Nowe przepisy



zmieniają ten stan prawny. **Piżmaki i czaple siwe są zwierzętami łownymi wszędzie, także na terenie stawów rybnych uznanych za obręby hodowlane**, a to oznacza, że wszędzie zabijanie piżmaków i czapli siwych może odbywać się tylko zgodnie z przepisami prawa łowieckiego, a więc na te zwierzęta polować może tylko ten, kto jest uprawniony do polowania (członek Polskiego Związku Łowieckiego, który uzyskał odpowiednie uprawnienia i ma pozwolenie na broń), po uzyskaniu zgody dzierżawcy lub zarządcy obwodu łowieckiego, przy użyciu wyłącznie broni myśliwskiej i tylko w ustalonych dla tych zwierząt okresach polowań.

Znacznie bardziej złożona jest dzisiejsza (odpowiedź na pytanie sporządzone pod koniec sierpnia 2001) sytuacja prawna wydr i kormoranów. Wydane na podstawie ustawy z 16 października 1991 o ochronie przyrody (Dz.U. nr 114, poz. 492 ze zmianami) rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 6 stycznia 1995 w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. nr 13, poz. 61) umieszcza na liście zwierząt chronionych gatunkowo wydry i wszystkie gatunki z rzędu pełnopłetwych, z wyjątkiem kormorana czarnego, bytującego na obszarze stawów rybnych, uznanych za obręby hodowlane w rozumieniu ustawy o rybactwie śródlądowym, od 15 sierpnia do odlotu. Poza tym dość wąsko ujętym wyjątkiem (staw rybny uznany za obręb hodowlany + określony czas) kormoran czarny korzystał z ochrony gatunkowej, wykluczającej nie tylko zabijanie, ale także niszczenie gniazd, jaj, piskląt. Ochronę taką mógł uchylić jedynie minister wydając stosowne zezwolenie.

Czy to się zmieniło? Ocena okazuje się niesłychanie skomplikowana. Otóż 7 grudnia 2000 została wydana ustawa o zmianie ustawy o ochronie przyrody (Dz.U. 2001 nr 3, poz. 21), która weszła w życie 2 lutego 2001. Art. 11 noweli stanowi:

Art. 11. Przepisy wykonawcze wydane na podstawie przepisów ustawy, o której mowa w art. 1 (tj. ustawy z 16 października 1991 o ochronie przyrody), zachowują moc do czasu wejścia w życie aktów wykonawczych wydanych na podstawie upoważnień ustawowych w brzmieniu nadanym niniejszą ustawą (tj. nowelą z 7 grudnia 2000), w zakresie, w jakim nie są z nią sprzeczne, jednak nie dłużej niż przez okres 6 miesięcy od dnia jej wejścia w życie (tj. nie dłużej niż do 2 sierpnia 2001).

Gdyby uznać, że rozporządzenia ministra w sprawie ochrony gatunkowej są przepisami wykonawczymi do ustawy o ochronie przyrody, art. 11 noweli z 7 grudnia 2000 musiałyby oznaczać, że 2 sierpnia 2001 skończyła się w Polsce ochrona gatunkowa i zwierząt, i roślin, nowych rozporządzeń bowiem jeszcze nie ma. W odniesieniu do wydr i kormoranów oznaczałoby to, że na terenie gospodarstw rybackich (obojętnie, czy na jeziorach czy na stawach, obojętnie czy w obrębach hodowlanych czy nie) wydry i kormorany można zabijać, jeżeli uzasadnia to potrzeba ochrony gospodarstw przed „konkurentami” (potrzeba gospodarcza), byleby zabijanie odbywało się humanitarnie i bez znęcania się. Gniazda kormoranów i ich jaja można natomiast po 2 sierpnia 2001 niszczyć bez żadnych ograniczeń, gdyż ustawa o ochronie zwierząt tego nie zabrania, a przepisów o ochronie gatunkowej nie ma.

Możliwa jest wszakże obrona odmiennego stanowiska sprowadzającego się do przekonania, że **rozporządzenia ministra w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt i roślin nie są przepisami wykonawczymi w rozumieniu art. 11 noweli z 7 grudnia 2000**. Ustawa o ochronie przyrody pozwala bowiem na wyróżnienie dwóch rodzajów przepisów wydawanych na jej podstawie:

- 1) typowych przepisów wykonawczych, np. rozporządzenie w sprawie Straży Parków Narodowych; nie ulega najmniejszej wątpliwości, że rozporządzenie Rady Ministrów z 14 kwietnia 1993 w sprawie funkcjonowania Straży Parku w parkach narodowych (Dz.U. nr 30, poz. 138) utraciło moc z dniem 2 sierpnia 2001,
- 2) przepisów o objęciu obszarów, gatunków i obiektów ochroną, mianowicie:
 - a) rozporządzeń Rady Ministrów o utworzeniu parków narodowych,
 - b) rozporządzeń wojewodów (wyjątkowo Ministra Środowiska) o uznaniu za rezerwy przyrody,
 - c) rozporządzeń wojewodów o utworzeniu parków krajobrazowych,
 - d) rozporządzeń wojewodów lub uchwał rad gmin o wyznaczeniu obszarów chronionego krajobrazu,
 - e) rozporządzeń Ministra Środowiska (wyjątkowo i jedynie czasowo wojewodów) o wprowadzeniu ochrony gatunkowej roślin i zwierząt,
 - f) rozporządzeń wojewodów lub uchwał rad gmin o uznaniu za pomniki przyrody, stanowiska dokumentacyjne, użytki ekologiczne, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe.

Są ważne argumenty przemawiające za rozróżnieniem tych dwóch typów przepisów wykonawczych i uznaniem, że art. 11 noweli stosuje się do typu pierwszego, nie stosuje się zaś do typu drugiego. Przede wszystkim gdyby przepisy o objęciu ochroną były przepisami wykonawczymi w rozumieniu art. 11 noweli, to pojawiłaby się sprzeczność między art. 3 i 7 noweli a jej art. 11. Chodzi o to, że art. 3 i 7 utrzymują ciągłość dotychczas utworzonych parków narodowych, parków krajobrazowych, obszarów chronionego krajobrazu i pomników przyrody, a więc tym samym utrzymują w mocy przepisy o ich kreowaniu, czyli nie można zastosować do nich regulacji art. 11. Jedną z fundamentalnych reguł wykładni prawa nakazuje poszukiwanie takiej

interpretacji, która sprzeczności nie zakłada, a tylko uznanie, że przepisy o utworzeniu parków narodowych, parków krajobrazowych, obszarów chronionego krajobrazu i pomników przyrody nie są przepisami wykonawczymi w rozumieniu art. 11 noweli pozwala uniknąć sprzeczności. Po wtóre, tylko uznanie przepisów o objęciu ochroną za akty inne niż typowe przepisy wykonawcze, do których stosowałby się art. 11 noweli, pozwala wyjaśnić pozorny absurd, że aktu kreującego pomnik przyrody w latach pięćdziesiątych ponawiać nie trzeba (a art. 7 noweli przesądza, że nie trzeba), a akty kreujące stanowiska dokumentacyjne, użytki ekologiczne i zespoły przyrodniczo-krajobrazowe w latach dziewięćdziesiątych trzeba (o nich w art. 7 noweli mowy nie ma). Gdyby rzeczywiście tak było, byłby to jawny absurd, ale tak nie jest; tych aktów ponawiać nie trzeba, bo przed obowiązującą ustawą o ochronie przyrody takie formy ochrony nie były znane, a to oznacza, że przepisy o ich kreowaniu mogły być wydane tylko na podstawie ustawy z 16 października 1991, a zatem nie ma powodu, aby je ponawiać. Dopiero przyjęcie założenia, że przepisy o objęciu ochroną nie są przepisami wykonawczymi w rozumieniu art. 11 noweli, pozwala na uzyskanie jakiejś w miarę spójnej konstrukcji normatywnej (co zresztą nie zmienia mojej bardzo krytycznej oceny noweli z 7 grudnia 2000, która jest merytorycznie błędna i szkodliwa dla przyrody, a poziom legislacyjny w niej zaprezentowany w pełni zasługuje na miano katastrofalnego).

Ale jeśli odmawiamy aktom kreującym prawne formy ochrony przyrody charakteru przepisów wykonawczych w rozumieniu art. 11 noweli, to konsekwentnie wszystkim, a więc także rozporządzeniom ministra o wprowadzeniu ochrony gatunkowej. Wniosek będzie przeto następujący: **rozporządzenie z 6 stycznia 1995 w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt nie utraciło mocy obowiązującej z dniem 2 sierpnia 2001, a zatem wydry i kormorany nadal objęte są ochroną gatunkową** dokładnie tak samo, jak to zostało pomyślane w rozporządzeniu z 6 stycznia 1995. Zapewne w najbliższej przyszłości Minister Środowiska wyda nowe rozporządzenia o ochronie gatunkowej zwierząt i roślin, ale dopóki one nie wejdą w życie, dopóty obowiązują tamte z 1995 roku.

Wojciech Radecki



VI Krajowa Konferencja Rybackich Użytkowników Jezior Sarnówek 2001

W roku bieżącym Krajowa Konferencja Rybackich Użytkowników Jezior odbyła się w nieco odmiennym terminie niż w latach poprzednich. W dniach 19-21 września 2001 roku, w Ośrodku Wypoczynkowym w Sarnówku k. Ławy już po raz szósty spotkali się „jeziorowcy”. W VI KKRUJ wzięło udział – podobnie jak w roku 2000 – około 100 uczestników, przede wszystkim przedstawicieli jeziorowych gospodarstw rybackich, Polskiego Związku Wędkarskiego, Oddziałów Terenowych i Filii Agencji Własności Rolnej Skarbu Państwa, producentów materiału zarybieniowego oraz użytkowników zbiorników zaporowych.

Swoją obecnością zaszczylili nas, podobnie jak w latach poprzednich, przedstawiciele Agencji Własności Rolnej Skarbu Państwa w Warszawie oraz Departamentu Rybactwa Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi.

W Konferencji wzięli udział przedstawiając swoje referaty reprezentanci nauki rybackiej z Instytutu Rybactwa Śródlądowego i Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie, a także Profesor Wojciech Radecki z Instytutu Nauk Prawnych PAN we Wrocławiu.

Tematyka wystąpień konferencyjnych była

jak zwykle różnorodna, obejmująca aktualne problemy jeziorowej gospodarki rybackiej związane z produkcją, kon-



dycją ekonomiczną, szeroko rozumianą gospodarką zarybieniową a także gospodarką wędkarsko-rybacką. Ponadto przedstawiciele Powiatowego Inspektoratu Weterynaryjnego w Olsztynie przekazali uczestnikom konferencji informacje na temat aktualnych przepisów weterynaryjnych obowiązujących w hodowli, obrocie i przetwórstwie ryb śródlądowych.

Największym zainteresowaniem uczestników (co wiązało się z ożywioną dyskusją) cie-

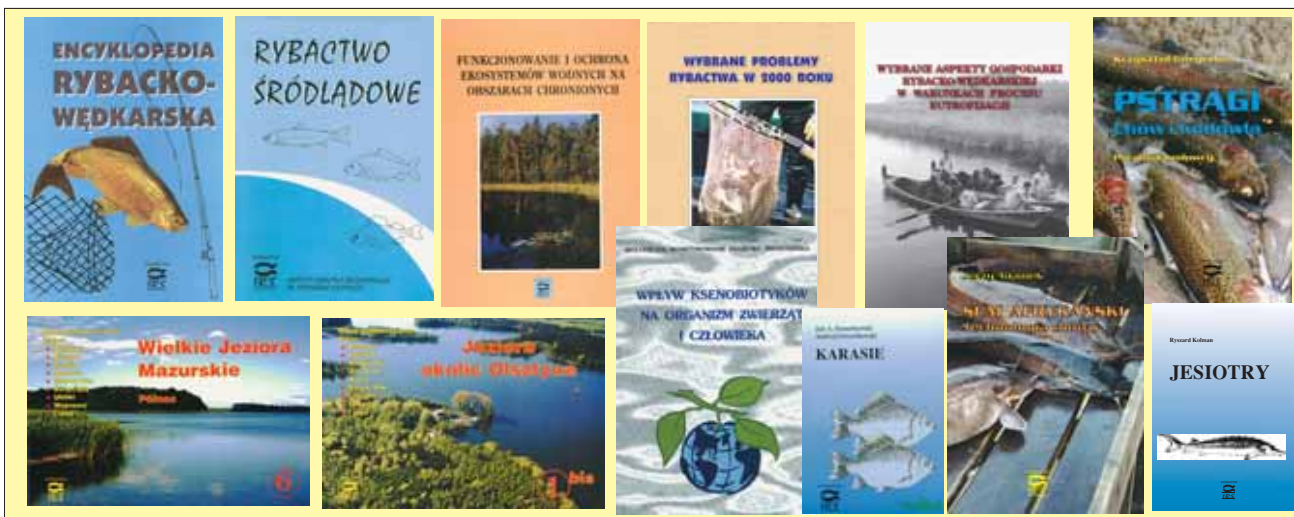


szyły się wystąpienia Profesora Wojciecha Radeckiego na temat konfliktów między rybaństwem a ochroną przyrody, leśnictwem i łowiectwem, Arkadiusza Wołosa – poruszające problem rejestracji połowów wędkarskich oraz Piotra Stachowiaka z Ministerstwa Rolnictwa, którego wystąpienie było związane z nowym prawem wodnym.

Równie ważny jak wykłady i dyskusje konferencyjne był sam fakt spotkania „jeziorowców” – rozmowy w kularach, wymiana poglądów (nieraz bardzo odmiennych) na temat gospodarki jeziorowej, wzajemne przekazywanie aktualnych informacji w gronie praktyków, wreszcie wspólna zabawa.

Podsumowując VI KKRUIJ można odnieść się do zdań zawartych w „Słowie wstępnym” Arka Wołosa do materiałów konferencyjnych i stwierdzić, że szóste spotkanie „jeziorowców” na pewno było szerokim forum wymiany doświadczeń i poglądów między praktykami, urzędnikami i naukowcami na temat stanu i przyszłości nie tylko rybactwa jeziorowego, ale także innych dziedzin rybactwa śródlądowego. Czy jednak rzeczywiście dzięki temu spotkaniu łatwiej znajdziemy odpowiedź na pytanie: „Quo vadis nasze rybactwo?” Myślę, że tak. Myślę też, że nigdy jednak nie odpowiemy na to pytanie do końca, a więc takich spotkań musi być znacznie więcej. Dlatego właśnie warto je organizować.

Maciej Mickiewicz



**Absolwent Technikum Rybackiego w Kocku,
mgr inż. rybactwa śródlądowego po UWM w Olsztynie
- poszukuje pracy w zawodzie**

**Piotr Grzegorz Traczuk
ul. Pułaskiego 3/15
14-300 Morąg
tel. (089) 757 40 64**



KRAFT FUTTERWERK

Przedstawiciel w Polsce:

Morawski Józef sp. z o.o.

HANDEL HURTOWY RYBAMI IMPORT EXPORT

10-856 OLSZTYN, ul. Dożynkowa 59

Tel. (089) 52 71 369

Fax (089) 52 71 809



Oferujemy kompleksową technologię intensywnego chowu karpia, instruktaż, karmniki, paszę Firmy **KRAFT**. Również pasze pstrągowe.

Sprzedaż na terenie kraju prowadzą:

Gospodarstwo Rybackie Sp. z o.o.
14-100 Ostróda
Warlity Wielkie
tel. 088 646 1401

Zakład Hodowli Ryb
Pniewo, ul. Przemysłowa 2B
74-105 Nowe Czarnowo
Tel. 091 416 30 77

Morawski Józef Sp. z o.o.
10-856 OLSZTYN
ul. Dożynkowa 59
Tel. (089) 52 71 369
fax (089) 52 71 809

Dostarczamy własnym transportem (każdą ilość, przez cały rok) następujące asortymenty ryb:

- ✓ karp
- ✓ tołpyga
- ✓ karaś
- ✓ sum
- ✓ węgorz
- ✓ pstrąg
- ✓ amur

materiał zarybieniowy i ryby handlowe

ZAKŁAD GALANTERII WĘDKARSKIEJ
BYDGOSZCZ

PALIA

Jan Milko

85-540 Bydgoszcz, ul. Średnia 46
Tel. (052) 327-15-85, (052) 371-44-38 (po godz. 16.00)

SZNUR PŁYWAJĄCY

- ◆ pływaki nr 7 i 8 wykonane z pianki poliuretanowej, nalane bezpośrednio na sznurze w odległości
L = 30 do 120 cm (standard – 45 cm)

— ○ — **PŁYWAKI SIECIOWE** — ○ —

CHARAKTERYSTYKA:

- ◆ nienasiąkające wodą – pianka posiada atest,
- ◆ otwór zgodny z życzeniem klienta,
- ◆ szybki termin wykonania zamówienia (max. 4-7 dni),
- ◆ dowolna barwa,
- ◆ wykonanie w trzech twardościach:
 - > normalne,
 - > twarde,
 - > bardzo twarde,
- ◆ w zależności od zamówionej ilości istnieje możliwość negocjacji ceny
- ◆ przy ilościach powyżej 3.000 szt. możliwe jest wykonanie zgodnie z wzorem przedstawionym przez klienta.

BioMar - najlepsza pasza, jaką możesz kupić

BioMar jest liderem jeżeli chodzi o tworzenie i produkcję pasz dla pstrągów - korzystając z wysokojakościowych produktów BioMar możesz być pewny dobrych rezultatów - za każdym razem.

Właściwie zbilansowana energetycznie pasza Aqualife 22 jest precyzyjnie dopasowana do potrzeb ryby hodowlanej. Pasza wywołuje silną potrzebę jedzenia u ryby, która jest w stanie w pełni wykorzystać wszystkie substancje pokarmowe, witaminy oraz minerały. Te cechy, w połączeniu z wysoką jakością fizyczną produktu i nieznacznym współczynnikiem strat, oznaczają bardzo małe zużycie paszy i jej maksymalne wykorzystanie z punktu widzenia hodowcy.



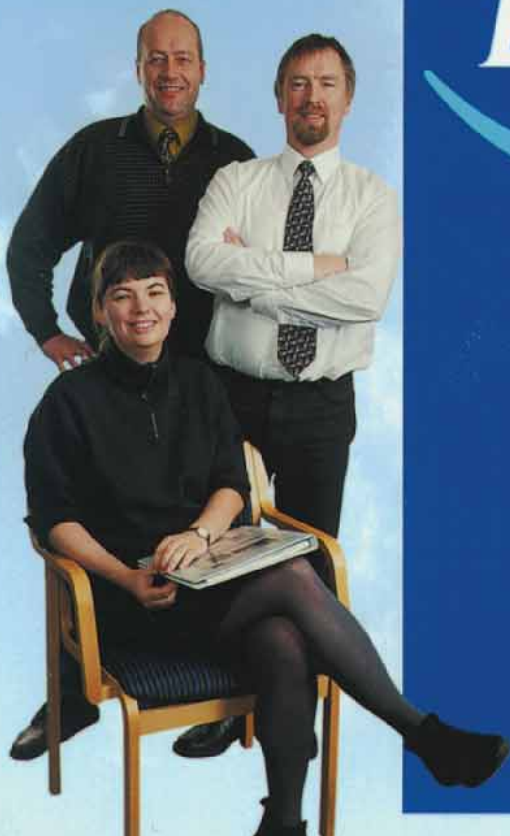
Używamy do produkcji wyłącznie najlepszych surowców, co nadaje paszy dobry smak, zapewnia wysoką jakość fizyczną oraz dobrą efektywność w połączeniu z niewielkim współczynnikiem strat.

Korzystając z produktu BioMar doświadczysz tej samej, jednolicie wysokiej jakości przy każdej dostawie. Czynnikiem ten, wraz z konkurencyjnymi cenami, zapewni Ci dobre wyniki - także pod względem ekonomicznym.

**Zadzwoń do BioMar
- Twojego najlepszego partnera!**

Cezary Kosko
mobil 0602 481 706
kosko@sprint.com.pl

Dariusz Chudy
mobil 0502 662 534
biomar.darek@softset.com.pl



Aqua Pasze s.c.

Biuro Handlowe Nutreco Aquaculture
Pana Tadeusza 5 lok. 3
10-459 Olsztyn
tel. 0602 751 982, 0602 744 217
tel./fax 089 533 96 95, 089 523 34 57

nutreco
AQUACULTURE

Nutreco - światowy lider wśród producentów pasz dla ryb



Sukces w hodowli ryb

Nutreco jest międzynarodową kompanią wytwarzającą pasze dla ryb i innych zwierząt. Udział w światowym rynku pasz dla ryb sięga 40% (50% dla ryb łososiowatych). Wytwórnice i biura handlowe Nutreco zlokalizowane są w 17 krajach, dzięki czemu firma zapewnia stałość dostaw i dostęp do najbardziej zaawansowanego żywieniowego "know-how". Inwestycje w dział badawczo-rozwojowy pozwalają hodowcom osiągać najniższe koszty produkcyjne przy zachowaniu bardzo dobrej jakości hodowanych ryb.

Magazyny pasz:

11-042 Jonkowo k. Olsztyna
ul. Lipowa 51

57-300 Kłodzko
ul. Półwiejska 18
woj. dolnośląskie

nutreco
AQUACULTURE