



KOMUNIKATY RYBACKIE

6

2002



**Czytelnikom, Autorom,
Współpracownikom
najlepsze
Życzenia Świąteczne
i Noworoczne
składa
Redakcja**

2003

Ryszard Kolman¹, Zurab Zarkua²

¹Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

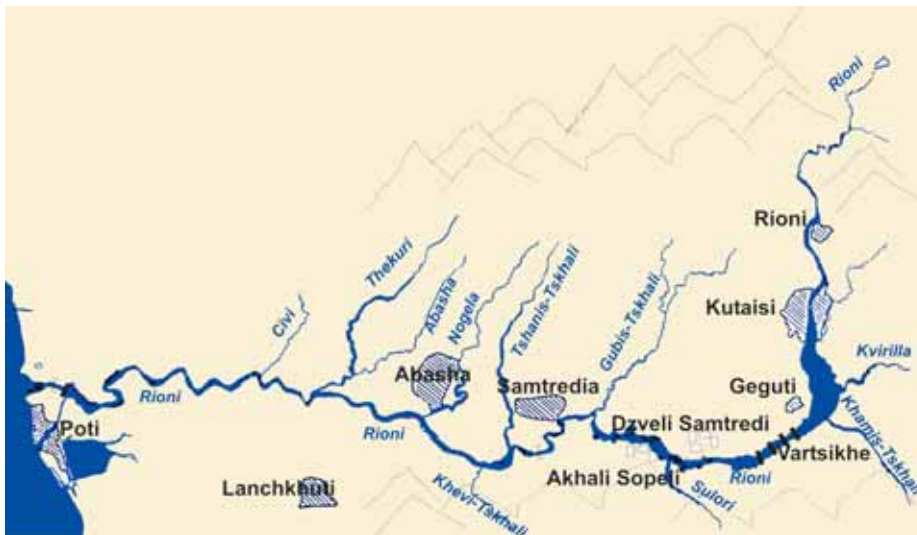
²Gruziński Instytut Biologii Morza i Rybactwa w Batumi

Tarliska jesiotra zachodniego (*Acipenser sturio* L.) w rzece Rioni

Z wielkiego arealu występowania jesiotra zachodniego, który jeszcze na początku XX wieku obejmował praktycznie całe europejskie wybrzeże, pozostały zaledwie dwie mało liczne populacje, rozmnażające się w warunkach naturalnych: atlantycka z tarliskami w rzece Żyrondzie oraz czarnomorska, wchodząca na tarło do rzeki Rioni (Holcik i in. 1989, Rochard i in. 1990, Pavlov i in. 1994, Kolman, Zarkua 1999). O ile stan populacji atlantyckiej i warunki jej rozrodu są znane (Lepage, Rochard 1995, Willot i in. 1997, Birstein i in. 1998, Willot i in. 2001), o tyle niejasna jest sytuacja

czarnomorskiej populacji jesiotra zachodniego, ponieważ od początku lat 90. nie prowadzono szczegółowych badań jej liczebności ani stanu tarlisk w rzece Rioni.

W ramach prowadzonych badań nad możliwościami czynnej ochrony ginącego gatunku *Acipenser sturio* L., finansowanych przez Komitet Badań Naukowych, w 2002 roku przy współpracy z Gruzińskim Instytutem Biologii Morza i Rybactwa w Batumi zorganizowano ekspedycję, w celu oceny aktualnego stanu tarliska na rzece Rioni oraz warunków środowiskowych panujących tam w okresie tarła



Rys. 1. Schemat dorzecza Rioni (Kolman, Zarkua 2002).

jesiotrów. Ponadto zaplanowano połowy tarlaków jesiotra zachodniego i przeprowadzenie ich sztucznego rozrodu, w celu pozyskania materiału wyjściowego do utworzenia stad tarlaków w warunkach kontrolowanych.

Próby połowów ryb rozpoczęto w dolnym odcinku rzeki Rioni, na północnym kanale jej delty w okolicach Poti (rys. 1, fot. 1). Niestety nie dały one pozytywnych rezultatów, a dodatkowo stawianie sieci utrudniały płynące z nurtem rzeki gałęzie i pnie powalonych drzew. Również



Fot. 1. Północna część delty Rioni.

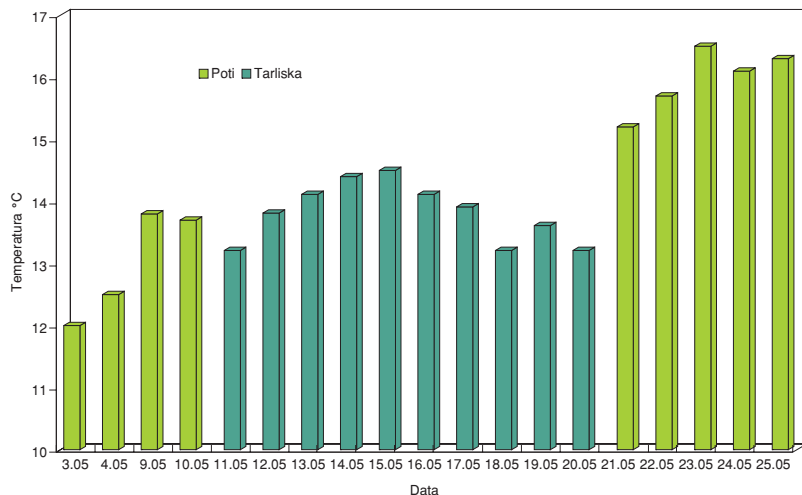


Fot. 2. Obóz w okolicach Dzveli Samtredi.

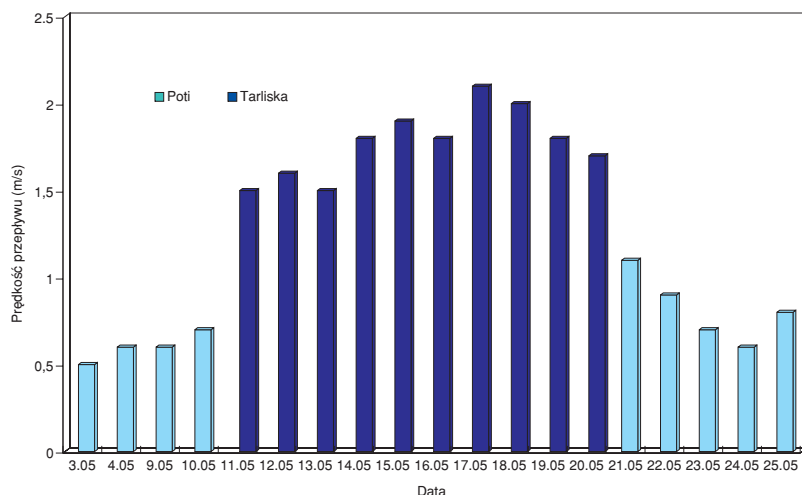
łowiący w tej okolicy rybacy (kłusownicy), z którymi utrzymywano bezpośredni kontakt, nie mogli pochwalić się złowionymi jesiotrami. Wzrost temperatur, które zaczęły osiągać dolną granicę temperatur tarlowych jesiotra zachodniego (rys. 2), sugerował, że jesiotry powędrowały już wyżej. Postanowiono więc zmienić teren badań i zorganizowano ekspedycję, przewożąc niezbędny sprzęt i wyposażenie w rejon tarlisk jesiotrów, tzn. w okolicę Dzveli Samtredi, gdzie rozbito obóz (rys. 1, fot. 2). Przez 9 dni badano tam zmiany prędkości przepływów i temperatur wody, materiału pokrywającego dno rzeki oraz prowadzono połowy (fot. 3, 4), które niestety kończyły się niepowodzeniem. W wyniku wywiadu przeprowadzonego wśród rybaków uzyskano informację, że pierwszego dnia naszego pobytu na tarliskach, poniżej mostu koło Samtredi złowiono samicę (z ikrą) i dojrzałego samca bielugi wędrujących na tarło. Zazwyczaj w tym okresie bielugi spływają już w dół rzeki po odbyciu tarła, a na tarliskach przebywają jesiotry. Przyczyną powstania takich opóźnień były wyjątkowo niskie wiosenne temperatury wody, spowodowane bardzo intensywnymi opadami śniegu w górach w okresie przełomu zimy i wiosny. Temperatury wody stwierdzone w drugiej dekadzie maja zaledwie osiągały dolne granice temperatur tarlowych jesiotrów (rys. 2). W tym okresie odnotowano na tarliskach bardzo wysokie prędkości przepływu wody, przekraczające wielkości akceptowane przez jesiotry (rys. 3). Były one bardzo zmienne i znacznie wyższe niż stwierdzone w dolnym nurcie rzeki w rejonie Poti. Na tarliskach zmieniały się one od 1,5 do 2,1 m s⁻¹, a w dolnym nurcie od 0,5 do 1,1 m s⁻¹.



Fot. 3. Stawianie sieci w nowo powstałym kanale rzeki Rioni w rejonie tarlisk.



Rys. 2. Zmiany temperatury wody w rzece Rioni podczas badań w 2002 roku.



Rys. 3. Zmiany prędkości przepływu w rzece Rioni podczas badań w 2002 roku.

Na wysoką zmienność prędkości przepływu wody na tarliskach, oprócz zmian pogodowych, duży wpływ miała działalność zapór na zbiornikach retencyjnych elektrowni wodnych w Vartsikhe (rys. 1). Zmieniające się gwałtownie prędkości przepływu wody oraz związane z nimi wahania poziomu nie mogły pozostać bez wpływu na wędrówkę



Fot. 4. Połowy siecią spływającą na tarliskach w okolicy Samtredi.

tarlową oraz na przebieg samego tarła, a także na jego efektywność.

Odsłonięte podczas minimalnych poziomów wody w rzece fragmenty dna pozwoliły na bezpośrednią obserwację charakteru i struktury materiału dennego. Dno rzeki w miejscach tarlisk było dokładnie pokryte grubym żwirem i płaskimi, dokładnie oszlifowanymi kamieniami, wśród których dominowały drobne formy o średnicy nie przekraczającej 30 mm (fot. 5). Z przeprowadzonych obserwacji wynika, że taki charakter dna rzeki utrzymuje się na długości około 17 km, tzn. od ujścia Sulori do około 5 km przed mostem na wysokości Samtredi (rys. 1). Powyżej ujścia Sulori dominują większe kamienie, z uwagi na duże prędkości przepływu wody, a przed mostem żwir i kamienie pokryte są warstwą mułu. W związku z tym należy uznać, że ze względu na charakter dna zadowalające warunki do tarła jesiotrz zachodni może znaleźć na wspomnianym odcinku rzeki. Jednakże ze względu na małe głębokości oraz znaczną prędkość przepływu wody (powyżej $2,5 \text{ m s}^{-1}$) w rzece Rioni, na odcinku pomiędzy ujściem Sulori a Akhali Sopeli, optymalne warunki tarłowe panują dopiero poniżej ujścia tej ostatniej. Szerokość rzeki na tym odcinku wynosi ok. 200-250 m, a maksymalna głębokość waha się od 2 do 4 m. W strefie tarlisk w dwóch miejscach koryto rzeki rozdzwaja się tworząc wyspy, dzięki czemu powstały miejsca bardziej urozmaicone pod względem hydrologicznym, dające możliwość wyboru optymalnych warunków do tarła.

Przeprowadzone badania wykazały, że obszar potencjalnych tarlisk jesiotrz zachodniego w Rioni, w porównaniu z wynikami wcześniejszych obserwacji, uległ znacznemu ograniczeniu.



Fot. 5. Struktura materiału pokrywającego dno Rioni w strefie tarlisk jesiotrzów.

Największy wpływ na stan tarlisk miała budowa i eksploatacja stopni wodnych w okolicach Vartsikhe. Według opinii miejscowych rybaków, szczególnie szkodliwe są zrzuty wody ze zbiornika retencyjnego powyżej zapory, celem przygotowania go do przyjęcia wiosennych wód roztopowych. W ostatniej fazie tego procesu ze zbiornika retencyjnego spływają duże ilości nagromadzonego w nim drobnego piasku i mułu, które odkładają się w korycie rzeki w miejscach o mniejszej prędkości przepływu, co tym samym ogranicza powierzchnię tarlisk odpowiednią dla jesiotrów.

W wyniku przeprowadzonych badań i obserwacji należy stwierdzić, że niezbyt liczna populacja jesiotrów zachodnich rzeki Rioni w dalszym ciągu znajduje się w stanie wysokiego zagrożenia. Wynika to z jednej strony z pogarszających się warunków rozrodu, tzn. zmniejszenia się powierzchni tarlisk i niestabilnych warunków hydrologicznych, z drugiej zaś presji kłusownictwa, które mimo zakazów i działalności tzw. policji ekologicznej, uprawiane jest ze szczególnym nasileniem w okresach wędrówek tarlowych jesiotrów.

Materiały do artykułu zostały zebrane podczas realizacji projektu badawczego nr 5PO6E 012 18 pt. „Badania nad metodami czynnej ochrony jesiotra zachodniego (A. sturio)...” finansowanego przez Komitet Badań Naukowych.

Literatura

- Birstein V.J., Betts J., DeSalle R. 1998 – Molecular identification of *Acipenser sturio* specimens: a warning note for recovery plants – *Biological Conserv.* 84: 97-101.
- Holcik J., Kinzelbach R., Sokolov L.I., Vasiliev V.P. 1989 – The Freshwater fishes of Europe. Vol.1, Part II. General Introduction to Fishes. Acipenseriformes. *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 – Edited by Juraj Holcik, AULA Verlag Wiesbaden: 167-200.
- Kolman R., Zarkua Z. – 1999. Jesiotr zachodni (*Acipenser sturio* L.) w Gruzji – *Komun. Ryb.* 5, 24-27.
- Kolman R., Zarkua Z. 2002 – Warunki środowiskowe tarła jesiotra zachodniego (*Acipenser sturio* L.) w rzece Rioni – *EJPAU* (w druku).
- Lepage M., Rochard E. 1995 – Threatened fishes of the world: *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 (*Acipenseridae*) – *Environmental Biology of Fishes*, 43, 28
- Pavlov D.S., Savvaitova K.A., Sokolov L.I., Alekseev S.S. 1994 – Redkie i ischezayushchee zhivotnye – *Ryby – Vysshaya Shkola, Moskva*: 81-83.
- Rochard E., Castelnaud G., Lepage M. 1990 – Sturgeons (Pisces: Acipenseridae) threats and prospects – *J. Fish Biol.* 37 (Suppl. A):123-132.
- Willot P., Rochard E., Castelnaud G., Rouault T., Brun R., Lepage M., Elie P. 1997 – Biological characteristic of European Atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, as the basis for a restoration program in France – *Environ. Biol. Fishes* 48: 359-370.
- Willot P., Rouault T., Pelard M., Mercier D., Davail B., Kirschbaum F., Ludvig A. 2001 – Setting up of a farmed broodstock of the critically endangered sturgeon, *Acipenser sturio* with special emphasis on large fish – *Extended Abstracts. 4-th International Symposium on Sturgeon, Oshkosh, Wisconsin, USA, 8-13 July 2001, AQ60.*

Arkadiusz Wołos, Wiesław Wiśniewolski - Instytut Rybactwa Śródlądowego

Program restytucji gatunków łososiowatych i reofilnych karpiovatych w rzece Skrwie Prawej

Wprowadzenie

W ubiegłym roku Zarząd Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego w Płocku wystąpił z inicjatywą stworzenia programu, którego celem byłaby restytucja pstrąga potokowego w użytkowanej przez okręg rzece Skrwie Prawej. Według Mariusza Steca, dyrektora Biura ZO PZW w Płocku, bezpośrednią zachętą do podjęcia takiego programu były powtarzające się sygnały o złowieniu przez wędkarzy w tej rzece, skądinąd nie zaliczanej do krainy pstrąga i lipienia, pstrągów tęczowych – najprawdopodobniej „uciekierów” z jakichś ośrodków hodowlanych.

Rzeka Skrwa Prawa została przegrodzona barierą w dolnym biegu, tuż powyżej ujścia do Wisły, co sprawiło, że pomimo zachowanego naturalnego charakteru na znacznej swej długości (patrz załączone fotografie) oraz radykalnej poprawy stanu czystości wód w ostatnich latach, nie nastąpiła w niej odbudowa licznych populacji reofilnych gatunków ryb, w tym wysoce cenionego ze względów ekologicznych i wędkarskich pstrąga potokowego. Dlatego też zrodził się pomysł, aby po pierwsze przeprowadzić stosow-

ny monitoring ichtiofauny, po drugie opracować odpowiedni program, po trzecie wreszcie zwrócić się do Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Warszawie o jego dofinansowanie – wszak na znacznej swej długości rzeka stanowi integralną część Brudzeńskiego Parku Krajobrazowego.

Monitoring ichtiofauny został przeprowadzony we wrześniu 2001 roku przez specjalistów z IRS, dzięki któremu powstał raport dla ZO PZW w Płocku o możliwościach takiej restytucji, przedstawiony następnie na VII Krajowej Konferencji Rybackich Użytkowników Jezior (Wiśniewolski, Wołos, Buras 2002)

Charakterystyka zlewni, hydrologii i uwarunkowań przyrodniczych

Skrwa Prawa początek bierze w okolicach Skrwilna, a wpada do Wisły na 645,4 km między Płockiem a Murzynowem. Długość całkowita rzeki wynosi 111 km, a zbiera wody ze zlewni o powierzchni 1704 km². W początkowych

partiach biegu Skrwa Prawa płynie szeroką zatorfioną doliną. Koło wsi Pianki zmienia o 90° trasę swego biegu, płynąc dalej w kierunku południowym. Na tym odcinku rzeka silnie wcina się w otaczający ją teren na głębokość od kilku do nawet 45 metrów w końcowej fazie biegu. Rzeźba brzegów jest w związku z tym silnie zróżnicowana, bowiem wykształciły się one zarówno w formie płaskich, zalewowych łąk, jak również przeważających na jej biegu urwistych, miejscami niemal pionowych ścian. Dolny ujściowy odcinek Skrwy Prawej stale podtopiony jest wodami Zbiornika Włocławskiego.

W odniesieniu do ichtiofauny bytującej w rzece szczególnie interesujący jest odcinek sięgający od Sierpca aż po ujście do Wisły. Pomimo że płynie ona przez nizinne tereny Mazowsza, na wymienionym odcinku upodabnia się do typowej rzeki wyżynnej. Wody jej są przejrzyste, dno piaszczysto-żwirowe, przechodzące miejscami w żwirowo-kamieniste. Licznie rozrzucone są na nim różnej wielkości głązy narzutowe. Duża przejrzystość wody sprawia, że bogaty jest świat roślinności podwodnej.

Opisywany charakter rzeki jest konsekwencją znacznego spadku odnotowywanego w profilu podłużnym rzeki. Opierając się na rzędnych dna profilu podłużnego rzeki Skrwy Prawej, wyliczono, że dla odcinka rzeki od km 1+400 do km 59+550 spadek ogólny wynosi $i = 0,00074$ (opracowanie „Zabudowa hydrotechniczna rzeki Skrwy. Studium koncepcyjne” BSIP „BIPROMEL” Warszawa 1991). Spadki mieszczące się w zakresie do 2,20‰, przy średnim ogólnym spadku 0,74‰, jednoznacznie potwierdzają, obserwowany na podstawie innych cech, wyżynny i odpowiadający wymaganiom ryb reofilnych charakter rzeki Skrwy Prawej. Zwraca przy tym uwagę fakt, że odcinkami w miejscach przełomowych upodabnia się ona swym charakterem do rzeki górskiej.

Rzeka Skrwa Prawa – integralna część Brudzeńskiego Parku Krajobrazowego

Na znacznym odcinku rzeka Skrwa Prawa płynie na terenie Brudzeńskiego Parku Krajobrazowego. Park ten, leżący w gminie Brudzeń Duży, obejmuje dolinę biegu Skrwy Prawej oraz przylegające kompleksy leśne Brwilno, Sikórz i Brudzeń. Utworzony został Uchwałą Wojewódzkiej Rady Narodowej w Płocku z dnia 9 czerwca 1988 roku (Nr 163/XXVI/88). O jego ustanowieniu zdecydowały szczególne walory przyrodnicze, w tym m.in. zachowany naturalny charakter całości doliny oraz silnie meandrującej rzeki i jej brzegów, zalesione zbocza doliny, głębokie wcięcia koryta itd.

Główną atrakcją przyrodniczą jest malownicza, głęboko wcięta dolina rzeki Skrwy Prawej, na pewnych odcinkach o bystrym, wartkim nurcie, w innych tworząca meandry i rozlewiska. Obok siebie występują tu rozległe, płaskie tarasy i bardzo strome stoki. Z urozmaiceniem rzeźby tere-

nu wiąże się zróżnicowanie roślinności. Jednym z piękniejszych fragmentów Brudzeńskiego Parku Krajobrazowego jest obszar Brudzeńskich Jarów, obejmujący przełom Skrwy Prawej i jej dopływu.

Stan czystości wód a możliwości bytowania ryb łososiowatych

Rzeka Skrwa Prawa na terenie powiatu płockiego jest obiektem monitoringu w sieci regionalnej – na długości 99,5 km, na 4-5 przekrojach pomiarowo-kontrolnych. W roku 1997 według klasyfikacji ogólnej na długości 10 km wody mieściły się w III klasie czystości, natomiast na długości 89,5 km były sklasyfikowane jako pozaklasowe.

Interesujące nas odcinki rzeki – tzw. środkowy mieścił się w III klasie czystości, natomiast poniżej Wierzbicy zakwalifikowano jako non – ze względu na BZT₅ i fosfor ogólny. Nastąpiła więc poprawa jakości wody, bowiem w 1993 roku oba te odcinki uznano za pozaklasowe, także ze względu na BZT₅ i fosforany. Trzeba także podkreślić, że w okresie między rokiem 1993 a 1997 nastąpił spadek BZT₅ i fosforu niemal o 50%. Na szczególne podkreślenie zasługuje także fakt, iż stan sanitarny (wyrażony jako miano Coli typu kałowego), substancje toksyczne i specyficzne odpowiadają wymogom I klasy czystości.

Omawiając stan czystości wód rzeki Skrwy Prawej narzuca się ważka uwaga metodyczna i praktyczna. Obowiązujący system monitoringu jakości środowiska rzek nie zawsze i nie w pełni pozwala na całościową ocenę stanu ekosystemów – w tym zwłaszcza pod kątem wymagań poszczególnych gatunków ryb i możliwości prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej. Tzw. wody pozaklasowe, w teorii nie nadają się zupełnie do bytowania gatunków łososiowatych. W praktyce znamy przykłady wielu rzek, w których przekroczenie normatywów dla kilku lub nawet jednego tylko parametru powodowało uznanie rzeki za „pozaklasową”. Zdają sobie z tego także sprawę specjaliści wykonujący raporty nt. stanu czystości, o czym zresztą wymownie świadczy następujący fragment raportu WIOŚ (1998): „*Należy zaznaczyć, że w grupie rzek pozaklasowych ma miejsce ogromne zróżnicowanie jakości wód. Znaleźć tu można rzeki „czyste” o wysokich na ogół parametrach jakości, gdzie występują (np. Skrwa Prawa w środkowym i dolnym odcinku) przekroczenia norm tylko dla jednego wskaźnika i to zaledwie 1 lub 2 razy w roku oraz rzeki całkowicie zdegradowane (...)*”. O nieprzystawalności tego systemu oceny do praktyki przekonał się szybko – w trakcie połowów kontrolnych przeprowadzonych w Skrwie we wrześniu 2001 roku.

Ichtyofauna Skrwy Prawej

W świetle przedstawionej charakterystyki rzeki Skrwy Prawej, w pełni uzasadnione było stworzenie koncepcji



restytuowania w jej wodach gatunków łososiowatych oraz innych ryb reofilnych. Wprawdzie brak jest materiałów źródłowych potwierdzających występowanie w przeszłości choćby pstrąga potokowego, można wszakże przypuszczać, że również i tutaj występowały niegdyś autochtoniczne populacje tego gatunku, skoro spotyka się historyczne wzmianki o występowaniu tego gatunku w takich mazowieckich rzekach, jak Jeziorka i Bzura (Wałęcki 1854, Rolik, Rembiszewski 1975).

Oceny ichtiofauny Skrzy Prawej dokonano na odcinku rzeki rozciągającym się pomiędzy km 50+970 a km 48+470 jej biegu. Łowiono agregatem elektrycznym o mocy 2,2 kW

i natężeniu prądu stałego 4 A, płynąc z nurtem rzeki wzdłuż prawego brzegu.

W wyniku połowu uzyskano łącznie 383 ryby, reprezentujące 13 gatunków, należących do 7 rodzin. Gatunkami dominującymi pod względem liczebności były płoć (31,59%), piekielnica (18,02%) i śliz (11,75%), jednak dość liczny udział w zespole miały również kielb (8,62%), strzebla potokowa (8,36%), szczupak (6,53%) oraz okoń (5,48%). Pod względem masy dominowały szczupak (49,65%), miętus (15,61%), płoć (13,04%) oraz okoń (7,38%).

Zarejestrowane gatunki ryb należą do różnych grup ekologicznych, chociaż większość z nich to gatunki reofilne

wymagające większego przepływu wody (m.in. jelec, kień, kiełb, strzebla potokowa, głowacz białołety, śliz). Uznano, że łącznie w zespole ichtiofauny rzeki Skrwy Prawej na badanym odcinku występuje 9 gatunków ryb, których biologia uzależniona jest w większym lub mniejszym stopniu od obecności prądu wody i mineralnego podłoża. Podkreślenia wymaga przy tym fakt, że występujące w zespole strzebla potokowa i głowacz białołety (odpowiednio 8,36% i 2,87% liczebności) są gatunkami wskaźnikowymi krainy pstrąga.

Podstawowe cele programu zarybiania

Na podstawie przeprowadzonych badań uznano, że zarybienie rzeki Skrwy Prawej gatunkami łososiowatymi, w tym zwłaszcza pstrągiem potokowym, spełniałoby szereg istotnych celów, a w szczególności następujące:

- repopulacja,
- zwiększenie bioróżnorodności,
- wypełnienie niszy ekologicznej,
- kontrola ryb mało cennych,
- ochrona ekosystemu,
- poprawa jakości środowiska,
- istotne walory społeczne (poprzez połowy wędkarskie),
- dla Brudzeńskiego Parku Krajobrazowego (oprócz wymienionych wyżej) - zwiększenie walorów przyrodniczych, edukacyjnych i turystycznych.

W latach 1996-2000 rzeka Skrwa Prawa została zarybiona trzema gatunkami ryb: narybkiem letnim jazia (łącznie 51 tys. szt.), narybkiem letnim klenia (50 tys. szt.) oraz narybkiem jesiennym szczupaka (1 tys. szt.). Taki skład gatunkowy zarybień był dostosowany do warunków środowiskowych rzeki oraz preferencji wędkarskich. Uznano, że ze wszech miar celowe byłoby poszerzenie dotychczasowego spektrum gatunków o inne gatunki reofilne, w tym zwłaszcza pstrąga potokowego.

Podsumowanie wstępnego etapu badań

Charakterystyka ichtiofauny Skrwy Prawej, określona na podstawie doświadczalnych połowów, wskazuje jednoznacznie na rzeczny rodowód oraz wysoką zależność od silnego prądu wody oraz mineralnego podłoża. Pomimo wybrania fragmentu rzeki odznaczającego się najniższym spadkiem podłużnym (0,40‰), zaskakująco liczna obecność gatunków przewodnich krainy pstrąga, tj. głowacza białołetwego i strzebli potokowej (11,23% liczebności), wskazuje na jego wysoką przydatność do restytucji pstrąga potokowego oraz innych reofilnych gatunków ryb. W powiązaniu z fizjograficznymi i przyrodniczymi cechami całego odcinka rzeki Skrwy Prawej pomiędzy km 1+400 a km 59+550 jej biegu, rokuje to pełne powodzenie przedsięwzięcia. Charakter, rozmiary i głębokość rzeki wskazują

również, że w przypadku udrożnienia istniejących na tym odcinku piętrzeń, istnieją również realne szanse wsiedlenia do niej troci wędrowniej.

W związku z tym zaproponowano wprowadzenie 3-letniego programu zarybiania Skrwy Prawej gatunkami reofilnymi, w tym głównie pstrągiem potokowym.

Początki realizacji programu

Dzięki zaangażowaniu działaczy i specjalistów z płockiego okręgu PZW, a także – mamy taką nadzieję – wynikiem przeprowadzonych przez nas odłowów kontrolnych i innych prac studyjnych, jesienią 2002 roku program „ruszył”. W wytypowanych pięciu miejscach w dniu 9 października wprowadzono do rzeki:



– narybek jesienny pstrąga potokowego – łącznie 35000 szt.

– narybek jesienny świnki – łącznie 23000 szt.

Program zapoczątkowano, a następnie nagłośniono w mediach, o czym świadczy entuzjastyczna relacja Blanki Stanuszkiewicz zamieszczona w „Tygodniku Płockim”: „9 października trafiła do okręgu PZW w Płocku długo oczekiwana przesyłka – narybek ze specjalizującego się w hodowli gatunków ryb wód górskich Ośrodka Zarybieniowego w Łopusznej. Ochotnicy, członkowie związku, Sławomir Milik – przedstawiciel Delegatury Urzędu Mazowieckiego, oraz redaktorzy „TP” eskortowali 35 tysięcy pstrągów w ogromnych pojemnikach i 23 tysiące świnek w pięciu wypełnionych wodą workach, do nowego domu, tuż pod most w Tłuchółówku, gdzie dość niespokojnie płynie Skrwia.” I na zakończenie relacji, w której dyr. Mariusz Stec kreśli plany, aby program poszerzyć o następne gatunki, w pierwszym rzędzie cęte, a następnie troć wędrowną, autorka pisze: „Być może urodził się kolejny dobry pomysł. Na razie cieszymy się jednak tym, co teraz mamy, czyli około 60 tysiącami małych pstrągów i świnek – naszym małym cudem nad Wisłą”.

Istotna rola w inicjacji programu przypadła wspomnianemu

mu Wojewódzkiemu Funduszowi Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Warszawie, który „zaryzykował” jego dofinansowanie. Celowo piszemy o ryzyku, mając na względzie głównie kłusownictwo, z którym boryka się całe nasze rybactwo śródlądowe. Stanowi to gigantyczne wręcz wyzwanie dla całego płockiego okręgu PZW: specjalistów, przedstawicieli Społecznej Straży Rybackiej oraz tych członków, którzy marzą, aby także w rzekach swojego okręgu móc łowić pstrągi i inne cenne gatunki ryb. Odpowiednie przepisy regulaminowe, w tym obowiązkowa ewidencja połowów wędkarskich, już zostały wprowadzone, a o kolejnych, mamy nadzieję, udanych efektach programu poinformujemy Czytelników.

Literatura

Raport o stanie środowiska w województwie płockim. Rok 1997, PIOŚ, WIOŚ w Płocku, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Płock 1998.

Rolik H., Rembiszewski J. M., 1975 - Katalog fauny Polski. Kraglouse i ryby - PWN Warszawa.

Wałęcki A. 1864 - Systematyczny przegląd ryb krajowych. (Materiały do Fauny Ichtyologicznej Polski. II.), Warszawa.

Wiśniewolski W., Wołos A., Buras P. 2002 – Możliwości restytucji ryb łososiowatych w Skrwie Prawej, w świetle fizjografii terenu, warunków środowiskowych oraz aktualnego stanu ichtiofauny. W: Wybrane problemy rybactwa w 2001 roku (red. A. Wołos), Wydawnictwo IRS, Olsztyn, 117-130.

Mirosław Szczepkowski, Zdzisław Zakęś - Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Selekcja wielkościowa a wyniki podchowu sandacza *Sander lucioperca* (L.) w obiegach recykulacyjnych

Wstęp

W ostatnich latach w obszarze zainteresowania akwakultury znajduje się coraz więcej gatunków ryb i innych organizmów wodnych. Od pewnego czasu obiektem intensywnych badań naukowych stały się ryby okoniowate, w tym także sandacz europejski (*Sander lucioperca*). Wyniki eksperymentów przeprowadzonych w Instytucie Rybactwa Śródlądowego wykazały możliwość produkcji w warunkach kontrolowanych nie tylko „lekkiego” materiału dla potrzeb zarybień, ale również przeprowadzenia całego podchowu zakończonego wyprodukowaniem ryb o wielkości handlowej, o masie ciała powyżej 1 kg (Zakęś i in. 2000). Szersze, praktyczne wykorzystanie opracowanych metod wymaga jednak dopracowania całościowej technologii podchowu obejmującej wszystkie istotne elementy, takie jak: żywienie ryb, zagęszczenia osad czy szeroko rozumiane zabiegi hodowlane. Wśród tych ostatnich jedną z ważniejszych czynności podczas intensywnego chowu (tuczu) jest okresowa selekcja ryb i ich rozdział na zbliżone wielkościowo grupy. Stwierdzono, że w trakcie podchowu wczesnych stadiów

rozwojowych sandacza odpowiednie sortowanie jest nieodzowne. Zmniejsza ono straty spowodowane kanibalizmem, a w efekcie zwiększa przeżywalność ryb w tym okresie (Zakęś 1997).

Celem niniejszego eksperymentu było określenie wpływu sortowania sandacza na podstawowe wskaźniki zootechniczne (wzrost, współczynniki pokarmowe, zmienność wewnątrzgrupową wielkości ryb), osiągnięte w trakcie tuczu tego gatunku w obiegach recykulacyjnych.

Materiał i metoda

Eksperyment, trwający 42 dni, przeprowadzono w terminie od 30 kwietnia do 11 lipca 2002 w Doświadczalnym Ośrodku Zarybieniowym „Dgał” IRS Olsztyn. Materiał doświadczalny stanowił narybek sandacza w wieku 12 miesięcy, podchowujący od wylęgu wyłącznie na paszach sztucznych. W okresie wcześniejszym, od 19 lutego do 29 kwietnia, do tuczu ryb używano eksperymentalnych pasz, różniących się poziomem tłuszczu. Po zakończeniu tego eksperymentu ryby posortowano. Zabieg ten przeprowa-

dzono po uprzednim uśpieniu ryb w roztworze PROPSCINU ($1,0 \text{ mg l}^{-1}$). Ryby podzielono na pięć grup wielkościowych: osobniki o masie ciała $W > 280 \text{ g}$ (grupa D), $180 < W < 280 \text{ g}$ (grupa S) i ryby najmniejsze $W < 180 \text{ g}$ (grupa M) oraz dwie grupy ryb niesortowanych (grupa B1 i B2) (fot. 1). W grupach D i S znajdowały się osobniki dominujące, bardzo dobrze i dobrze przyrastające w okresie poprzedzającym niniejsze doświadczenie, a grupę M stanowiły osobniki podporządkowane, bądź nie akceptujące wcześniej podawanej eksperymentalnej paszy.



Fot. 1. Osobnik z grupy D (na dole) i grupy M (u góry) w dniu rozpoczęcia eksperymentu.

Każdą grupę ryb umieszczono w basenach rotacyjnych o kubaturze 1 m^3 , pracujących w zamkniętych obiegach wody. Średnia temperatura wody wynosiła $20,1^\circ\text{C}$.

Przepływ wody na początku eksperymentu utrzymywano na poziomie 15 l min^{-1} , po czym, od 31 dnia podchowu, zwiększono do 25 l min^{-1} . Przez pierwszy tydzień podchowu (okres adaptacyjny) dobową dawkę paszy we wszystkich wariantach eksperymentu wynosiła 1% biomasy obsad, a przez pozostałe pięć tygodni – 1,2%. Do żywienia ryb zastosowano komercyjną paszę pstrągową NUTRECO CLASSIC 5 (granulacja 5,0-5,5 mm), zawierającą 46% białka i 14% tłuszczu, zadawaną w systemie całodobowym za pomocą automatycznych karmników taśmowych. Kontrolne pomiary ryb przeprowadzano co dwa tygodnie. Wszystkie osobniki ważono z dokładnością do 1 g i mierzono długość ich ciała – l.c. $\pm 1 \text{ mm}$. Przed ważeniem i bezpośrednio po nim ryby nie były karmione – każdorazowo przez 12 godzin.

Uzyskane dane wykorzystano do obliczenia następujących wskaźników zootechnicznych:

- względnych dobowych przyrostów masy i długości ciała ryb (SGR_w i SGR_{lc}), $\text{SGR} = 100 (\ln W_k - \ln W_p) D^{-1}$, gdzie: W_k i W_p oznacza końcową i początkową wartość masy ciała (g) lub długości ciała (cm), D – liczba dni podchowu;
- współczynnika zmienności masy ciała (V), $V = SD W^{-1}$, gdzie: SD to wartość odchylenia standardowego masy ciała (g), W - średnia masa ciała (g);
- współczynnika kondycji Fultona (F), $F = 100 W \text{ l.c.}^{-3}$

Obliczono również współczynniki pokarmowe skarmianej paszy (FCR) – iloraz masy skarmionej paszy i przyrostu biomasy obsad. Do analizy statystycznej danych użyto programu STATGRAPHICS 4.0.

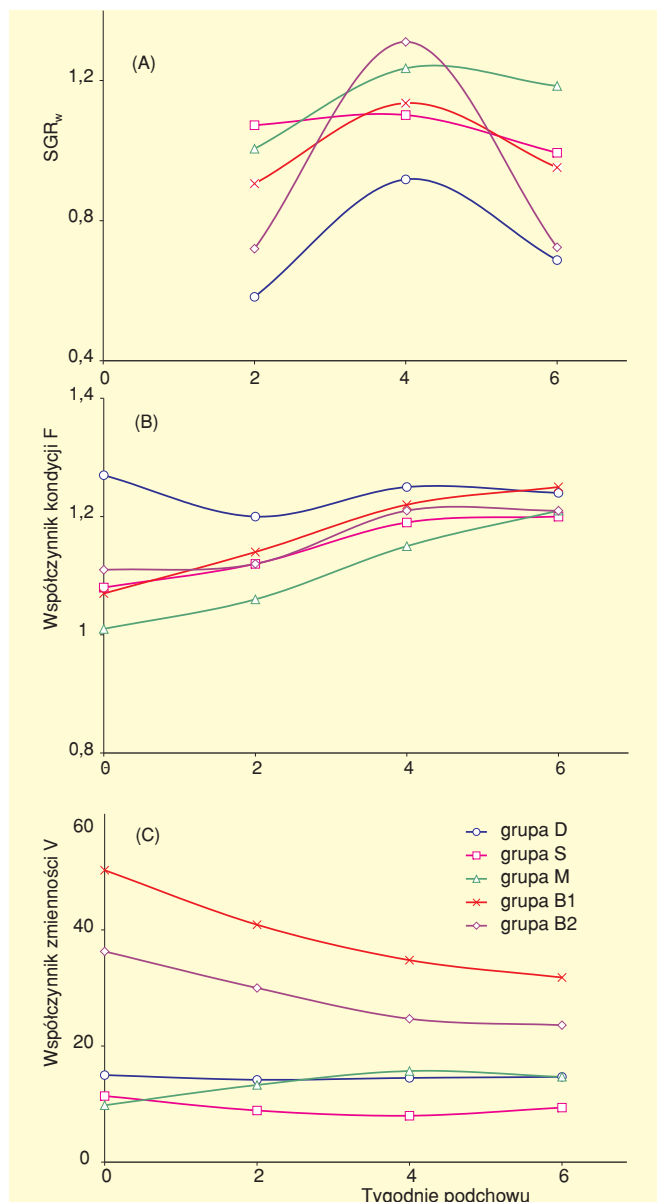
Wyniki badań i dyskusja

Przyrost średniej jednostkowej masy ciała ryb w czasie 42-dniowego eksperymentu wahał się od 97,7 g (grupa M)

do 133,7 g (grupa D). Względne wartości dobowych przyrostów masy ciała ryb w badanych grupach (wskaźnik SGR_w) były odwrotnie proporcjonalne do ich masy wyjściowej i mieściły się w przedziale od 1,14% (grupa M) do 0,73% (grupa D; tab. 1). W grupach składających się z ryb sortowanych (grupy D, S i M) wzrost masy ciała wszystkich osobników w obrębie grupy był równomierny. Z kolei w grupach ryb niesortowanych (grupy B1 i B2) zaobserwowano znacznie szybszy wzrost osobników mniejszych, które w porównaniu z rybami największymi osiągnęły ponad dwukrotnie wyższe przyrosty masy ciała. Wskaźnik SGR_w przyjął najwyższe wartości pomiędzy 2 i 4 tygodniem podchowu. W okresie późniejszym w większości grup jego wartość obniżyła się. Jedynie w grupie M utrzymał się on nadal na wysokim, stabilnym poziomie – 1,2%. Dla porównania wartość tego wskaźnika w grupie D wyniosła zaledwie 0,7% (rys. 1). Przyrosty długości ciała (wskaźnik SGR_{lc}) w czasie 42-dniowego podchowu we wszystkich grupach ryb były zbliżone i mieściły się w przedziale od 0,24% na dobę (grupa M i S) do 0,26% (grupa D i B2; tab. 1).

W dniu rozpoczęcia eksperymentu kondycja ryb w kolejnych grupach doświadczalnych różniła się istotnie statystycznie ($P < 0,05$; tab. 1). W czasie tuczu ryb, w większości grup eksperymentalnych, wskaźnik ten istotnie wzrósł – najbardziej w grupie ryb najmniejszych (grupa M), w której zwiększył się od 1,01 do 1,21 (tab. 1). Jedynie w grupie D współczynnik kondycji nieznacznie zmniejszył się od 1,27 do 1,24. W rezultacie, w dniu zakończenia eksperymentu, współczynniki kondycji we wszystkich grupach przyjęły zbliżone wartości – powyżej 1,2 (rys. 1). Można zatem przyjąć, że wielkość współczynnika kondycji na poziomie 1,2-1,25 jest charakterystyczna dla dobrze odżywionych sandaczy o masie ciała mieszczącej się w przedziale od 250 do 500 g.

Sortowanie obsad istotnie wpłynęło na efektywność wykorzystania przez ryby zadawanych pasz. Współczynnik



Rys. 1. Zmiany tempa wzrostu (A), współczynników kondycji (B) i współczynników zmienności wewnątrzgrupowej masy ciała sandacza (C) obserwowane w czasie 6-tygodniowego podchowu.

pokarmowy pasz przyjął najkorzystniejsze (najniższe) wartości w grupie ryb sortowanych małych (grupa M) i średnich (grupa S), odpowiednio 0,94 i 1,0, a najwyższą w grupie D – 1,45. Współczynniki pokarmowe w grupach ryb niesortowanych mieściły się pomiędzy tymi wartościami i wynosiły 1,05 i 1,23 (odpowiednio w grupach B1 i B2).

W trakcie 42-dniowego podchowu współczynniki zmienności, będące miarą zróżnicowania wielkościowego ryb, jedynie w grupach D i S pozostały praktycznie na nie zmienionym poziomie (rys. 1). Symptomatyczne, że ich wartość zmniejszyła się wyraźnie w obydwu grupach ryb niesortowanych (B1 i B2), a wzrosła jedynie w grupie składającej się z ryb sortowanych, najmniejszych (grupa M). Podkreślić należy, że pomimo obniżenia się wartości tych wskaźników w grupach ryb niesortowanych, w dniu zakończenia eksperymentu, wartość współczynnika V była dwukrotnie wyższa od stwierdzonych w grupach ryb sortowanych (tab. 1).

Sortowanie ryb, które z pewnością musiało pociągnąć za sobą zmiany w statusie socjalnym poszczególnych osobników, nie wpłynęło istotnie na agresywność ryb. Podczas 42-dniowego tuczu zanotowano jedynie pojedyncze śnięcia osobników w grupach M i B2.

Wyniki uzyskane w tym eksperymencie pozwalają na wyciągnięcie wniosku, że przeprowadzenie selekcji młodocianego sandacza poprawia wartości większości analizowanych wskaźników zootechnicznych, a przez to zwiększa efektywność podchowu tego gatunku. Wpływa korzystnie na przyrosty ryb i poprawia stopień konwersji pokarmu. Stwierdzono bowiem, że wzrost ryb w grupach sortowanych był równomierny – współczynniki zmienności masy ciała były w nich przez cały okres podchowu znacznie niższe niż w grupach ryb niesortowanych. Charakterystyczne, że jedynie w grupie odsortowanych ryb najmniejszych (grupa M) wzrosło zróżnicowanie wewnątrzgrupowe (wartość wskaźnika V). Można spekulować, że grupa ta, składająca się z osobników podporządkowanych, posiadała najwięk-

Charakterystyka grup doświadczalnych w dniu rozpoczęcia i zakończenia doświadczenia (czas podchowu 42 dni; wartości średnie ± odchylenie standardowe)

TABELA 1

Parametr	Grupy doświadczalne				
	D	S	M	B1	B2
Początkowa masa ciała (g)	373,1 ± 56,2	208,0 ± 23,7	158,8 ± 15,6	236,7 ± 119,0	271,6 ± 98,6
Końcowa masa ciała (g)	506,8 ± 74,3	324,1 ± 30,4	256,5 ± 37,7	359,9 ± 114,5	399,4 ± 94,4
Początkowa długość ciała (cm)	30,8 ± 1,5	26,8 ± 0,7	25,0 ± 0,9	27,4 ± 2,9	28,6 ± 2,6
Końcowa długość ciała (cm)	34,4 ± 1,5	29,6 ± 0,9	27,6 ± 1,1	30,4 ± 3,1	31,9 ± 2,7
Początkowy współczynnik kondycji F	1,27 ^a ± 0,06	1,08 ^{bc} ± 0,10	1,01 ^c ± 0,05	1,07 ^{bc} ± 0,17	1,11 ^b ± 0,12
Końcowy współczynnik kondycji F	1,24 ^a ± 0,06	1,25 ^a ± 0,08	1,21 ^a ± 0,09	1,25 ^a ± 0,04	1,21 ^a ± 0,07
Początkowy współczynnik zmienności V	15,0	11,4	9,8	50,3	36,3
Końcowy współczynnik zmienności V	14,7	9,4	14,7	31,8	23,6
SGR _w	0,73	1,06	1,14	1,00	0,92
SGR _{lc}	0,26	0,24	0,24	0,25	0,26
Współczynnik pokarmowy FCR	1,45	1,00	0,94	1,05	1,23

sze potencjalne rezerwy „wzrostowe“. Znalazło to potwierdzenie po ich odseparowaniu i wyłączeniu spod presji osobników dominujących. W przypadku ryb możemy mieć do czynienia z tak zwanym wzrostem kompensacyjnym. Nieco upraszczając, zjawisko to polega na tym, że osobniki niedożywione bądź głodujące w momencie, kiedy stworzy się im odpowiednie warunki pokarmowe, osiągają zdecydowanie lepsze przyrosty, niż ryby żywione właściwie.

W przypadku grupy największych odsortowanych ryb (grupa D) stosowana dawka paszy okazała się zbyt wysoka. W rezultacie część paszy pozostawała nie zjedzona, a wartość współczynnika pokarmowego wzrastała. Najkorzystniejszą wartość współczynnika pokarmowego pasz osiągnął w grupie M. Fakt ten należy tłumaczyć nie tylko różnicą w wielkości ryb i wiążącymi się z tym z pewnością różnymi potrzebami pokarmowymi. Eksperymenty przeprowadzane na innych gatunkach ryb potwierdzają, że w fazie wzrostu kompensacyjnego użycie pokarmu przez osobniki niedożywione jest zdecydowanie bardziej efektywne. Osobniki niedożywione w większym stopniu przeznaczają pobrany pokarm na budowę tkanki mięśniowej o stosunkowo niskiej gęstości energii (6-8 kJ/g). Jedynie nieznaczne ilości energii magazynują w postaci wysokoenergetycznych lipidów. Z kolei osobniki żywione przez cały czas optymalnymi dawkami paszy, większą część pobranej energii odkładają w formie rezerw lipidowych. W naszym przypadku powyższą sugestię potwierdza również istotny wzrost kondycji ryb w grupie M. Przyrost masy ciała tych ryb był zdecydowanie szybszy niż w pozostałych grupach. Natomiast przyrosty długości ciała we wszystkich grupach były bardzo zbliżone (tab. 1).

W dniu zakończenia eksperymentu zróżnicowanie wielkościowe ryb w grupach niesortowanych było dwukrotnie wyższe niż w grupach sortowanych (tab. 1). Brak sortowania nie wpłynął jednak – jak się można było spodziewać – na powiększenie się ich zróżnicowania wielkościowego. W czasie 42-dniowego podchowu w grupach B1 i B2 stwierdzono wyraźne zmniejszenie się wartości współczynnika zmienności masy ciała. Zjawisko to można głównie tłumaczyć faktem intensywnego wzrostu osobników mniejszych, słabo odżywiających się w poprzednim, przedeksperymentalnym okresie. Ten sam efekt szybkiego, dynamicznego

wzrostu obserwowaliśmy również w grupie ryb sortowanych małych (grupa M). Można zatem przypuszczać, że na wyniki naszego doświadczenia mogła w pewnym stopniu wpłynąć zmiana rodzaju paszy, która bez problemu została zaakceptowana przez wszystkie ryby od pierwszego dnia eksperymentu. Rozwijając ten wątek dalej, można przypuszczać, że na zróżnicowanie wielkościowe ryb wpływa nie tylko ilość zadawanej paszy, ale także jej jakość (skład).

Drugim czynnikiem, oprócz zmiany paszy, który mógł zaważyć na wynikach prezentowanych badań było stosunkowo niskie zagęszczenie obsad, które wynosiło średnio 10 kg m⁻³. Fakt znacznie szybszego wzrostu ryb mniejszych w grupach ryb niesortowanych, można tłumaczyć niskim zagęszczeniem obsad i wiążącym się z tym łatwiejszym dostępem do paszy, która była zadawana w dawkach optymalnych. Można przypuszczać, że w przypadku zastosowania karmienia restrykcyjnego (w warunkach ograniczonego zasobu – pokarmu) osobniki mniejsze i słabsze miałyby trudności z dostaniem się do paszy, w efekcie ich wzrost byłby zdecydowanie wolniejszy.

Ważną obserwacją, poczynioną w trakcie tego eksperymentu, było stwierdzenie dużej odporności sandacza na wszelkiego rodzaju manipulacje. Okazało się bowiem, że wszelkie operacje (połów ryb, ich przenoszenie, usypianie i ważenie) można wykonywać w podobny sposób, jak ma to miejsce w przypadku innych gatunków ryb hodowlanych. Potwierdziło się również, że osobniki „udomowione“, poddawane wielu cyklicznym zabiegom manipulacyjnym są, w porównaniu z rybami „dzikimi“ pozyskanymi z warunków naturalnych, zdecydowanie mniej podatne na stres, a przez to bardziej odporne na wiele chorób. Można więc domniemywać, że tarlaki sandacza pozyskane w warunkach kontrolowanych byłyby zdecydowanie bardziej przydatne do przeprowadzenia tarła sztucznego. Otwartym pozostaje jednak pytanie, czy produkty płciowe pozyskane od takich ryb będą odpowiedniej jakości biologicznej, zapewniającej otrzymanie żywotnego materiału zarybieniowego?

Literatura

- Zakęś Z. 1997 – Produkcja materiału zarybieniowego sandacza w warunkach kontrolowanych – Wyd. IRS 175: 26.
Zakęś Z., Szczepkowski M., Szkuclarek M., Szczepkowska B. 2000 - Produkcja sandacza w warunkach kontrolowanych do wielkości handlowej - Komun. Ryb. 1: 1-4.

**Gospodarstwo Rybackie, Robert Bratoń
42-230 KONIECPOL, ul. Żeromskiego 128
tel. 0 604 493 723, tel./fax (034) 35 51 328**

Posiadamy w sprzedaży narybek karpia w ilości 40 000 kg oraz pstrąga handlowego w ilości 70 000 kg. W rozliczeniu możemy odebrać karpia handlowego.

Ryby płosa jeziora Łebsko

W celu dokładniejszego poznania składu gatunkowego i wielkościowego ryb przebywających w strefie płosa jeziora Łebsko, do zestawu żaków o oczku 22 mm postawionych przez rybaków, głównie do odłowu węgorza, dołączono żak o oczku 5 mm, aby odłowić najmniejsze osobniki różnych gatunków. Chodziło również o potwierdzenie występowania stynki w zbiorniku, której nie łowią stosowane przez rybaków narzędzia połowów (żaki, niewody) ani nie wykazały odłowu narybku w litoralu jeziora (Ciepiewski 2002). Praktycznie wyglądało to w ten sposób, że do ścianki naprowadzającej przestawy węgorzowej (oczko sieci 25 mm), przegradzającej jezioro, wmontowano żak drobnoczkowy. Usytuowano go w pobliżu głęboczka (rys. 1, miejsce A).

Odłowu rozpoczynano w drugiej połowie lipca 2001 i 2002 roku. Żak podnoszono kilkakrotnie w odstępach 2-3-dniowych. W roku 2002 połowy powtórzono również we wrześniu. W tym przypadku żak postawiono na głębokości około 2 m, bliżej północnego brzegu jeziora – miejsce B na rys. 1. W każdym połowie oceniano skład gatunkowy złowionych ryb i ich wielkość. Wyniki zestawiono w tabeli 1.

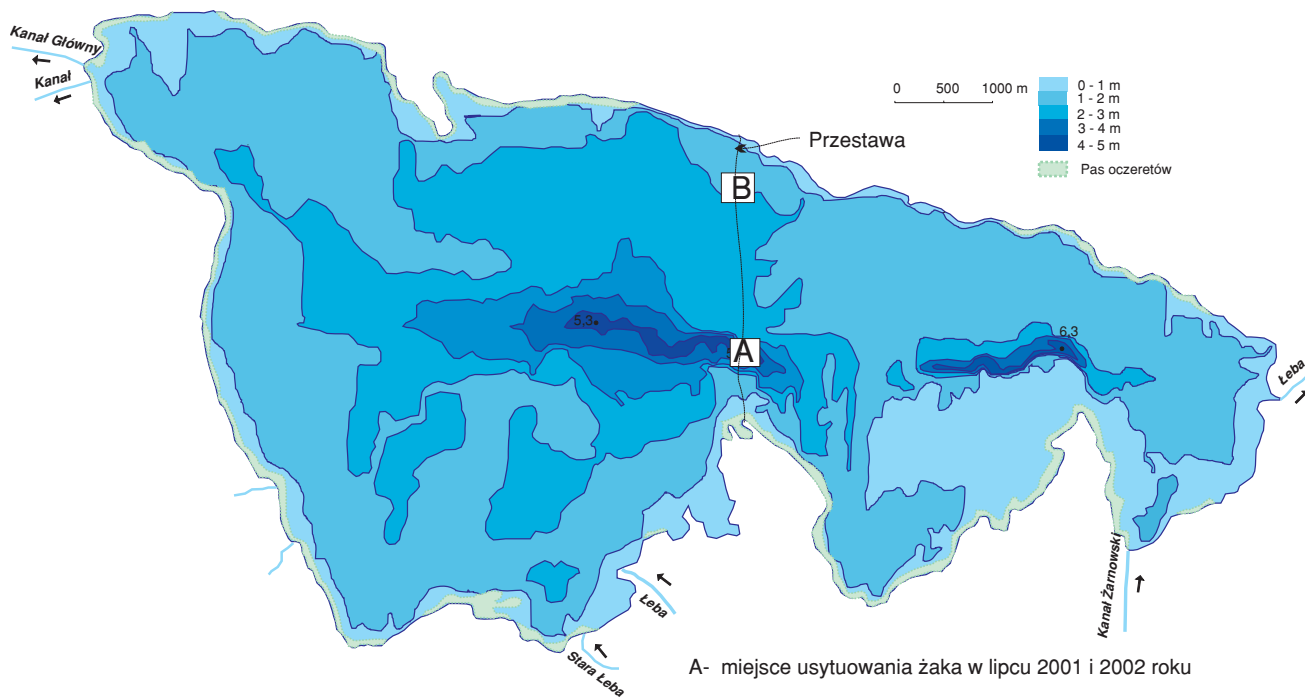


TABELA 1
Skład gatunkowy i średni ciężar ryb odłowionych żakiem drobnoczkowym w jeziorze Łebsko (n – liczba osobników, g – średni ciężar)

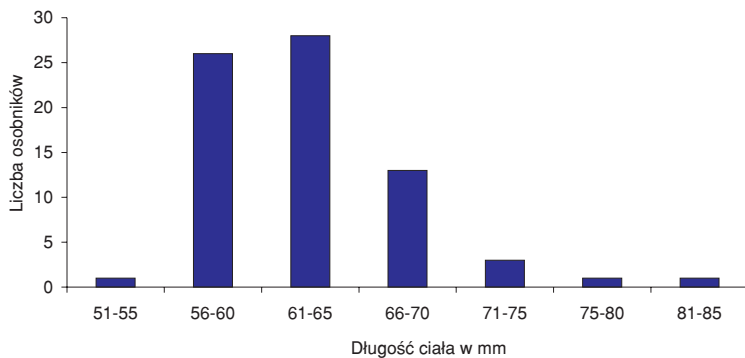
Gatunek	Data połowu							
	27.07.01		24.07.02		11.09.02		14.09.02	
	n	g	n	g	n	g	n	g
Ciernik	200	0,5	390	0,5	5	1,0	57	0,9
Jazgarz	528	1,8	1395	1,7	9	14,4	79	7,6
Krap	1	26,0	4	31,2	3	67,0	-	-
Leszcz	3	16,0	18	25,8	8	83,0	4	8,7
Płoc	2	33,0	6	26,7	1	105,0	6	84,0
Stynka	8154	1,3	6146	1,3	309	2,2	700	2,5
Sandacz	12	3,25	550	1,8	32	69,0	39	50,0
Okoń	32	18,75	-	-	-	-	-	-
Ukleja	769	1,3	45	8,4	410	1,3	183	1,8
Węgorz	16	94,5	29	135	10	73,5	12	79,0
Plastugi	-	-	5	14,0	-	-	-	-

W prezentowanej tabeli wytłuszczonym drukiem przedstawiono połowy tych gatunków, które odławiano w setkach lub tysiącach osobników w pojedynczym połowie. Cztery z nich (ciernik, jazgarz, stynka i ukleja), to

A- miejsce usytuowania żaka w lipcu 2001 i 2002 roku

B- miejsce usytuowania żaka we wrześniu 2002 roku

Rys. 1. Mapa batymetryczna jeziora Łebsko - woj. pomorskie, pow. słupski i łebski.



Rys. 2. Liczba osobników stynki w klasach długości ciała (mm) w próbie zebranej z jeziora Łebsko w dniu 14.09.2002 r.

gatunki krótko żyjące, których osobniki osiągają zwykle nieco ponad 1 g masy w przypadku ciernika, czy kilkanaście w przypadku pozostałych. Piąty, długo żyjący gatunek – sandacz, charakteryzuje się osobnikami, które osiągają duże rozmiary (ponad 10 kg masy) w tym zbiorniku.

W trzeciej dekadzie lipca 2001 roku żak podnoszono czterokrotnie, co drugi dzień – 21, 23, 25 i 27 lipca. W połowach dominowały cztery gatunki wymienione wcześniej, a pozostałe (krąp, leszcz, płóc, okoń, węgorz) notowano w niewielkich ilościach, od kilku do kilkudziesięciu osobników w połowie.

Połów z 27 lipca poddano bardziej szczegółowej analizie (tabela 1). Główną masę połowu stanowiła stynka (około 10,5 kg) o długości ciała od około 3 do 11 cm. Dominowały osobniki w klasie długości 5-7 cm. Licznie odłowiona ukleja (769 osobników o łącznej masie 1 kg) miała podobny zakres klas długości, z dominacją w klasie 4-6 cm. Osobniki jazgarza były mniejsze (zakres wielkości 3-9 cm l.c.), z dominacją w klasie 4-6 cm. Odłowiony ciernik to osobniki mieszczące się w klasie 2-5 cm, z dominacją osobników o długości ciała około 3 cm. Wśród osobników tych gatunków dominowały ryby z wiosennego tarła (gr. wieku 0+).

Dwanaście odłowionych w tym połowie „palczaków” sandacza o długości ciała 6-8 cm pochodziło również z wiosennego tarła.

Wśród 32 odłowionych okoni, o średniej masie 19 g, były tylko osobniki 2-3-letnie. Nie odłowiono narybku leszcza, płoci i krąpia – pojedyncze osobniki notowane w połowie należały do tych samych grup wieku co okonie.

Węgorza notowano we wszystkich czterech lipcowych połowach. Przeważały osobniki małe (poniżej 120 g). W połowie z 27 lipca 4 osobniki miały średnią masę około 26 g, a 12 – 117 g.

Rok później – 22 i 24 lipca, w tym samym miejscu, za pomocą tego samego żaka, odłowiono prawie te same gatunki ryb. W poddanym szczegółowej analizie połowie z 24 lipca nie odłowiono okonia. Złowiły się natomiast cztery małe (14-gramowe) płastugi.

W połowie dominowała stynka (6146 osobników o średniej masie 1,3 g) o podobnym zróżnicowaniu wielkościowym jak w roku poprzednim – 3-11 cm l.c. Odłowionych 1395

osobników jazgarza miało również podobny rozkład jak w próbie sprzed roku i podobny średni ciężar. Liczebna próba ciernika (n=390), o średniej masie osobnika 0,5 g, składała się głównie z osobników pochodzących z wiosennego tarła. Tak samo zresztą jak analizowane próby omawianych wcześniej gatunków: stynki i jazgarza. Wśród tych trzech gatunków występowały osobniki starsze, szczególnie dotyczy to jazgarza, który tak jak ukleja występuje w zbiornikach w wieloletnich stadach.

Duża próba sandacza (n= 550) składała się z osobników o długości ciała od 3,5 cm do 8,5 cm i średniej masie osobnika 1,8 g – były to ryby pochodzące wyłącznie z wiosennego tarła.

Odłowione w tym połowie ukleje (45 osobników) miały średni ciężar 8,4 g i długość ciała w zakresie 7-12 cm. Były to osobniki starsze – brakowało w próbie ryb z wiosennego tarła.

Pozyskany węgorz był najbardziej zróżnicowany wielkościami: 9 osobników miało masę w zakresie 7-15 g, 10 osobników ważyło przeciętnie około 120 g, 8 miało średnio po 200 g, a 2 ważyły po około 500 g.

Pozostałe gatunki notowane w połowie (leszcz, krąp, płóc i nieoznaczone do gatunku płastugi) miały przeciętny ciężar w zakresie 14-31 g i składały się z osobników kilkuletnich.

W podniesionym 11 września 2002 roku żaku, ustawionym na skraju litoralu (rys. 1, miejsce B), stwierdzono podobny skład gatunkowy ryb jak w poprzednich próbach (tab. 1). Nie odłowiono tym razem płastug i drobnego okonia. W połowie dominowały dwa gatunki: stynka i ukleja o średnich ciężarach osobnika – 2,2 i 1,2 g odpowiednio. Długość ciała złowionych osobników stynki mieściła się w zakresie 5,5-7,5 cm (śr. około 6 cm). Były to ryby grupy wieku 0+. Ukleja – to osobniki o długości od 3 do 12 cm l.c. Przeważały ryby 4-6-centymetrowe – grupa wieku 0+. Z 32 osobników sandacza – 26 miało średnią masę około 50 g, a 6 osobników ważyło przeciętnie po około 150 g. Złowiony w tym połowie sandacz, to ryby po dwóch sezonach wzrostu (gr. wieku 1+). Nie złowiono narybku tego gatunku. Odłowione węgorze, to 7 osobników o średniej masie 50 g, jeden ważył 95 g, a dwa po 145 g.

Pozostałe gatunki (ciernik, jazgarz, krąp, leszcz, płóc) nie były licznie reprezentowane w połowie i były to osobniki należące do starszych grup wieku, z wyjątkiem jazgarza, w którego próbie (n = 9, zakres wielkości 3-9 cm) trzy najmniejsze o długości ciała 3-4 cm należały do grupy 0+.

W połowie z 14 września stwierdzono te same gatunki, które zanotowano w podniesionym w tym samym miejscu żaku trzy dni wcześniej. Z jednym wyjątkiem – nie odłowiono tym razem krąpia.

Dominująca w połowie stynka miała średnią masę osobnika 2,5 g, zakres wielkości 5-8 cm i przeciętną długość osobnika wynoszącą 6,4 cm. Były to ryby w przeważającej liczbie z grupy wieku 0+.

Odłowiona 14 września ukleja (n = 183) ważyła przeciętnie 1,8 g (tab. 1). Długości złowionych ryb mieściły się w granicach 4,5-10,5 cm, z modalną w klasie 5-7 cm. W próbie zdecydowanie dominowały ryby po pierwszym sezonie wzrostu. Odłowionych 79 osobników jazgarza charakteryzowało się zróżnicowaną długością od 5,8 do 14 cm. Średnia masa osobnika wynosiła 7,6 g. Były to ryby w przeważającej liczbie 2-3-letnie. Kilka najmniejszych pochodziło z wiosennego tarła. Wśród 39 złowionych osobników sandacza stwierdzono 23 o przeciętnej masie 11,2 g (gr. wieku 0+), 9 ważących średnio 45 g (gr. wieku 1+) i 6 osobników o średniej masie około 215 g z grupy wieku 2+. Odłowione węgorze (n = 12), to 3 osobniki o przeciętnej masie 20 g, 6 ważących po 52 g i trzy o masie 150, 205 i 220 g. W tym połowie zanotowano również 4 osobniki narybku leszcza o przeciętnej masie 8,7 g. Złowiona płoć (śr. masa osobnika 84 g) należała do starszych grup wieku.

Przeprowadzone połowy na plosie jeziora Łebskiego za pomocą żaka drobnooczkowego wykazały nieco inny skład gatunkowy i ilościowy ryb niż obserwowany w litoralu tego zbiornika. Z gatunków: okoń, płoć, ciernik, ukleja, jazgarz, kiełb, których narybek razem z osobnikami starszymi licznie występuje w strefie litoralu tego zbiornika, tylko populacje: ciernika, uklei i jazgarza bytują poza litoralem w pełnym składzie grup wiekowych – razem z narybkiem. Kiełb nie bytuje w strefie plosa, tak samo jak narybek okonia i płoci, który z kolei jest masowo obserwowany w litoralu, podczas odłowów dokonywanych za pomocą włoczek narybkowego.

Stynka, jak wynika z przeprowadzonych obserwacji, występuje masowo w strefie plosa jeziora Łebsko. Populacja składa się z wszystkich roczników, chociaż największe osobniki (klasa 18-20 cm l.c.) występują w populacji bardzo rzadko (pojedyncze okazy), co jest regułą u tego gatunku. W drugiej połowie lata narybek (gr. wieku 0+) przebywa już razem ze starszymi osobnikami – poza strefą litoralu. Aby stwierdzić, kiedy narybek stynki „schodzi” z litoralu do głębszych warstw, w których przebywają starsze roczniki, należałoby przeprowadzić dodatkowe badania. Prezentowane

w opracowaniu obserwacje miały na celu tylko stwierdzenie obecności stynki w jeziorze Łebsko i szacunkową ocenę jej zagęszczenia.

Badania wykazały również, że w tym okresie także narybek sandacza przebywa licznie w strefie plosa, razem z osobnikami starszych roczników tego gatunku. Przeprowadzane wielokrotnie, za pomocą włoczków narybkowych, połowy w minionych latach nie wykazały masowego występowania narybku sandacza w litoralu zbiornika – odławiano sporadycznie pojedyncze okazy (Ciepielewski 2002).

Prezentowane wyniki obserwacji nie wykazały także masowego występowania narybku leszcza (gr. wieku 0+) w strefie plosa. Na osiem podniesień drobnooczkowego żaka tylko raz – 14 września, złowiono 4 osobniki pochodzące z wiosennego tarła. Być może narybek leszcza przebywa w drugiej połowie lata w głębszych, pokrytych roślinnością partiach litoralu, które nie były penetrowane w czasie połowów dokonywanych za pomocą włoczków narybkowych.

Jak wynika z przeprowadzonych obserwacji, drobny węgorz (poniżej 100 g/osobnik) występuje w strefie plosa, tak samo często jak osobniki większe.

Przedstawione wyniki badań skłaniają do następujących wniosków:

1. W jeziorze Łebsko tylko w strefie plosa bytuje liczna populacja stynki złożona z kilku roczników, z dominacją grupy wieku 0+ w drugiej połowie lata.
2. Liczebne, złożone z wielu roczników populacje uklei, jazgarza i ciernika z dominacją grupy wieku 0+ bytują również w tej strefie, a nie wyłącznie w litoralu.
3. Także tylko tę strefę jeziora Łebsko preferuje narybek sandacza, tak samo zresztą jak starsze osobniki tego gatunku.
4. Nie przebywa w strefie plosa narybek płoci, krapia i okonia. Narybek leszcza występuje w tej strefie sporadycznie.
5. Prawdopodobnie węgorz wszystkich klas wielkości występuje w strefie plosa jeziora Łebsko.

Literatura

Ciepielewski W. 2002 – Skład gatunkowy i częstość występowania narybku w litoralu jezior przybrzeżnych – Komun. Ryb. 1:19-23.



Wyniki chowu narybku suma afrykańskiego *Clarias gariepinus* (Burchell 1822) w różnych zagęszczeniach

Wstęp

Zagęszczenie obsad, jako ważny element technologii chowu narybku suma afrykańskiego, uwarunkowane jest różnorodnymi czynnikami biologicznymi i ekonomicznymi. To drugie kryterium zmienia się w zależności od bieżących kosztów, jak również od zastosowanego cyklu produkcyjnego. Chów może odbywać się w systemie ciągłym lub okresowym. Z czynników biologicznych w chowie suma afrykańskiego o komercyjnym znaczeniu ważną rolę odgrywają m.in. początkowa średnia masa jednostkowa ryb oraz zagęszczenie. Mają one duży wpływ na wskaźniki hodowlane, takie jak wzrost, wykorzystanie paszy i przeżywalność, a w efekcie produkcję końcową. Badanie tych zależności jest podstawą ekonomicznej oceny poziomu zagęszczeń obsady i wytyczną do zastosowania ich w produkcji.

Wzrost i przeżywalność narybku w dłuższym okresie, w dużych zagęszczeniach były przedmiotem badań (Haylor 1991, Kaiser i in. 1995). Zjawiska te w dużej mierze nie są do końca wyjaśnione, mają jednak względnie duże praktyczne znaczenie w optymalizacji chowu.

Przedstawione badanie było podjęte w celu określenia wpływu zagęszczeń obsady na podstawowe wskaźniki hodowlane narybku suma afrykańskiego *Clarias gariepinus*.

Materiał i metoda

Materiałem badawczym był narybek suma afrykańskiego o średniej masie jednostkowej 2,14 g, otrzymany z podchowanego wylęgu od własnych tarlaków w Zakładzie Ichtiologii i Gospodarki Rybackiej PAN w Gołyszach. Eksperyment został przeprowadzony w recyrkulowanym obiegu akwaryjnym. Woda z akwariów z rybami przepływała grawitacyjnie do filtra mechanicznego (osadnika o pojemności 600 l), następnie była pompowana na złożo biologiczne (filtr biologiczny) o objętości 1,3 m³, z którego grawitacyjnie przez osadnik (370 l) usytuowany pod złożem, zasilala 40 akwariów o pojemności 30 l. Całkowita objętość obiegu w eksperymencie wynosiła 2200 l.

System recyrkulowany pracował na odżelazionej wodzie ze studni głębinowej. Woda podgrzewana była grzałkami elektrycznymi. Elektroniczny termostat utrzymywał temperaturę wody obiegowej w granicach 25-27°C. W celu zapewnienia właściwych parametrów fizykochemicznych utrzymywano stałą wymianę wody w ilości od 1,5 do 0,6 l/min. Dokładnie, w miarę gromadzenia się osadu, przepłukiwano filtry mechaniczne.

Codziennie dokonywano pomiaru temperatury wody, odczynu i zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie. Dwa razy w tygodniu pobierano próby wody, w których oznaczano koncentrację azotu amonowego, azotynowego i utlenialności nadmanganianowej. Parametry fizykochemiczne wody nie odbiegały od normy przy chowie narybku suma afrykańskiego. Chów prowadzony był w dzień w półmroku, natężenie światła wynosiło 50-70 luksów, w nocy w ciemności (Appelbaum, Kamler 2000) Dla zachowania odpowiednich warunków sanitarnych usuwano regularnie resztki niezjedzonej paszy i śnięte ryby.

Eksperyment prowadzony był przez 55 dni i podzielony został na trzy okresy chowu. Przeprowadzono go w pięciu zagęszczeniach i w 8 powtórzeniach. Ryby obsadzano losowo bez wstępnego sortowania. W trakcie eksperymentu narybek w kolejnych okresach chowu rozrzedzano, pozostawiając go w tych samych grupach zagęszczeniowych.

W pierwszym 15-dniowym okresie akwaria obsadzono rybami o początkowej średniej masie jednostkowej 2,14-2,30 g, w następujących zagęszczeniach: A1 – 15, B1 – 13, C1 – 11, D1 – 9 i E1 – 6 ryb/litr. W kolejnym 19-dniowym okresie obsadę rozrzedzono, obsadzając ryby w zagęszczeniach: A2 – 8, B2 – 6, C2 – 4, D2 – 2, E2 – 1 ryb/litr. W ostatnim 21-dniowym okresie chowu ryby obsadzono w następujących zagęszczeniach: A3 – 2,17, B3 – 1,67, C3 – 1,17, D3 – 0,67 i E3 – 0,5 ryb/ litr (tab. 1 a, b, c).

Z badań Hossaina (1999) wynika, że suma afrykański 70% dziennej racji pokarmowej przyjmuje w godzinach nocnych, a szczyt aktywności w pobieraniu paszy przypada między 20.00 a 24.00 i ponownie między 6.00 a 8.00. W naszym eksperymencie ryby karmione były ręcznie 6 razy dziennie, w godzinach od 10.00 do 24.00. Dawki paszy wynosiły od 5 do 10% biomasy ryb. Dostosowywano je do każdego okresu karmienia, skarmiając 60-70% dobowej racji pokarmowej w godzinach nocnych.

W pierwszym okresie (15 dni) narybek karmiono startem Aller Aqua SGP 493 o zawartości 53% białka. W kolejnych okresach eksperymentu (19- i 21-dniowym) stosowano granulaty Aller Aqua FGP 537 o zawartości białka 50%. Średnica granul, od 1 do 1,5 mm, była dostosowywana do możliwości ich pobierania przez narybek. Podobną granulację stosował w swoich badaniach Hossain (1999).

W celu określenia dynamiki zmian podstawowych parametrów hodowlanych po 15, 34 i 55 dniach chowu przeprowadzono kontrolne ważenie wszystkich ryb. Do indywidual-

nych pomiarów brano z każdego akwarium losowo po 35 ryb. Całkowita długość była rejestrowana za pomocą papieru milimetrowego. Indywidualną wagę określano po osuszeniu ryb na papierowym ręczniku przez 5 sekund. Codziennie rejestrowano śnięte ryby. Za straty wynikłe z kanibalizmu przyjmowano różnicę między liczbą ryb odłowionych na zakończenie eksperymentu a liczbą śniętych ryb odłowionych i zarejestrowanych w trakcie eksperymentu (Hecht i Appelbaum 1987). Okresy między odłowem i pomiarami narybku w trakcie eksperymentu wydłużały się, ponieważ wraz ze wzrostem masy jednostkowej ryb powiększał się stres pomanipulacyjny. Stres ustępował dopiero po kilku dniach, wówczas ryby przystępowały do normalnego żerowania. Zwraca uwagę na to również Haylor (1992) w swoich eksperymentach na wylęgu.

Na podstawie uzyskanych wyników obliczano:

- przyrost średniej masy jednostkowej,
- przyrost masy obsady,
- współczynnik pokarmowy (FCR),
- dobowy przyrost średniej masy jednostkowej (SGR),
- przeżywalność,
- kanibalizm.

Wyniki badań i podsumowanie

Wyniki hodowlane przedstawione są w tab. 1 a, b, c i rys. 1. W okresie pierwszych 15 dni eksperymentu we wszystkich zagęszczeniach ryby zdecydowanie powiększyły swoją masę jednostkową. Wynosiła ona od 8,5 do 9,05 g i nie różniła się statystycznie. Nie stwierdzono także istotnych różnic dotyczących długości ciała narybku, z wyjątkiem istotnej różnicy między zagęszczeniem D1 ($P > 0,05$) w stosunku do pozostałych. Przeżywalność ryb w omawianym okresie była dobra. Najwyższą wartość osiągnęła w zagęszczeniu E1 – 88,1% i statystycznie różniła się od pozostałych zagęszczeń (tab. 1a, rys. 2). W porównaniu z okresem chowu wylęgu zdecydowanie zmniejszyły

TABELA 1a

Zestawienie wyników hodowlanych (15 dzień chowu)

Wyszczególnienie	Grupy doświadczalne (15 dzień)				
	A1 (15/l)	B1 (13/l)	C1 (11/l)	D1 (9/l)	E1 (6/l)
Obsada początkowa (sztuk)	450	390	33	270	180
Obsada końcowa (sztuk)	338	300	263	217	159
Początkowa masa ryb (g)	964	888	736	611	414
Końcowa masa ryb (g)	2752,9	2566,1	2179,1	1800,4	1299,3
Końcowa masa ryb (g / liter)	91,7	85,5	72,6	50,0	43,3
Początkowa masa jednostkowa (g)	2,14	2,14	2,14	2,14	2,14
Końcowa masa jednostkowa (g)	8,54 ^a	8,84 ^a	8,51 ^a	9,05 ^a	8,5 ^a
Długość początkowa (cm)	6,74	6,74	6,74	6,74	6,74
Długość końcowa (cm)	9,64 ^b	9,86 ^b	9,73 ^b	9,93 ^a	9,73 ^b
Współczynnik Fultona	0,87 ^{ad}	0,855 ^{bde}	0,847 ^{ce}	0,872 ^a	0,861 ^{ae}
SGR (%)	8,9	8,8	8,8	8,6	8,2
FCR	0,58	0,57	0,55	0,55	0,55
Przeżywalność (%)	75,1 ^b	77,1 ^b	79,5 ^b	80,5 ^b	88,1 ^a
Kanibalizm (%)	7,1 ^{ab}	7,6 ^a	6 ^b	8,6 ^a	2,6 ^c

TABELA 1b

Zestawienie wyników hodowlanych (34 dzień chowu)

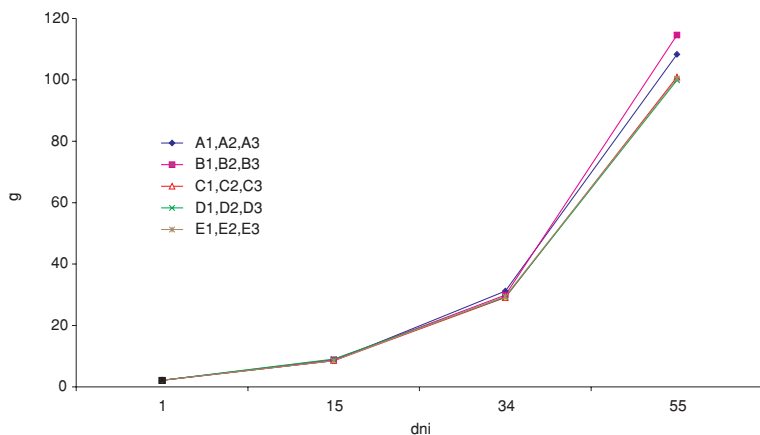
Wyszczególnienie	Grupy doświadczalne (34 dzień)				
	A2 (8/l)	B2 (6/l)	C2 (4/l)	D2 (2/l)	E2 (1/l)
Obsada początkowa (sztuk)	240	180	120	60	30
Obsada końcowa (sztuk)	151	125	90	50	27
Początkowa masa ryb (g)	1575	1183	844	406	207
Końcowa masa ryb (g)	4726	3747	2626	1449	796
Końcowa masa ryb (g / liter)	157,5	124,9	87,5	48,3	26,5
Początkowa masa jednostkowa (g)	6,53	6,57	7,03	6,77	6,9
Końcowa masa jednostkowa (g)	31,2 ^{ab}	29,9 ^b	29,1 ^{bc}	29,3 ^b	29,5 ^b
Długość początkowa (cm)	9,27	9,27	9,27	9,27	9,27
Długość końcowa (cm)	15,3 ^{ab}	15,1 ^b	14,9 ^{abc}	15,1 ^b	14,9 ^b
Współczynnik Fultona	0,793 ^a	0,786 ^{ae}	0,788 ^{ad}	0,780 ^{ac}	0,815 ^b
SGR (%)	10,5	10,1	9,5	9,8	9,8
FCR	0,63	0,6	0,59	0,51	0,51
Przeżywalność (%)	62,7 ^e	69,4 ^d	75,3 ^c	82,9 ^b	90,1 ^a
Kanibalizm (%)	6,3 ^a	3,9 ^b	0,9 ^c	1,5 ^c	0,8 ^c

TABELA 1c

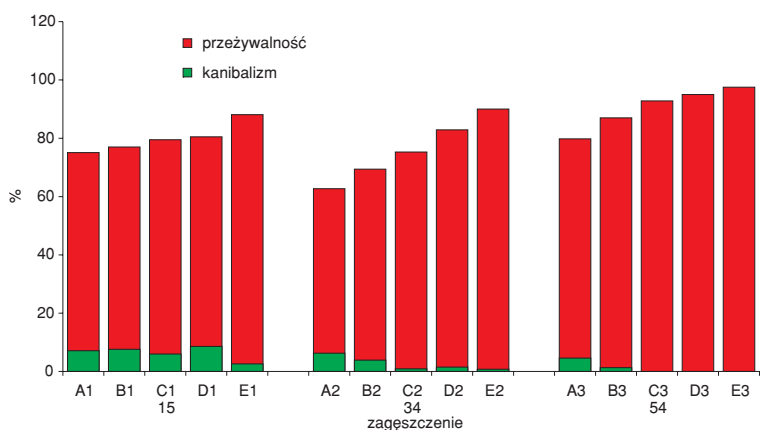
Zestawienie wyników hodowlanych (55 dzień chowu)

Wyszczególnienie	Grupy doświadczalne (55 dzień)				
	A3 (2,2/l)	B3 (1,7/l)	C3 (1,2/l)	D3 (0,7/l)	E3 (0,5/l)
Obsada początkowa (sztuk)	65	50	35	20	15
Obsada końcowa (sztuk)	52	44	33	19	14,6
Początkowa masa ryb (g)	2139	1750	1155	652	497
Końcowa masa ryb (g)	5583	4832	3273	1898	1469
Końcowa masa ryb (g / liter)	186,1	161,2	109,1	63,2	49,1
Początkowa masa jednostkowa (g)	32,9	35,1	33,1	32,6	33,1
Końcowa masa jednostkowa (g)	108,3 ^b	114,6 ^a	100,9 ^c	99,9 ^{cd}	100,4 ^{cd}
Długość początkowa (cm)	14,89	14,89	14,89	14,89	14,89
Długość końcowa (cm)	23,1b ^c	23,7 ^a	22,7 ^c	22,6 ^c	22,8 ^c
Współczynnik Fultona	0,834 ^a	0,827 ^a	0,823 ^a	0,827 ^a	0,823 ^a
SGR (%)	5,6	5,5	5,3	5,3	5,3
FCR	0,85	0,77	0,74	0,71	0,7
Przeżywalność (%)	79,8 ^d	87,1 ^c	92,8 ^b	95,2 ^{ab}	97,5 ^a
Kanibalizm (%)	4,6 ^a	1,3 ^b	0 ^c	0 ^c	0 ^c

* wartości w kolumnach z takimi samymi indeksami literowymi nie różnią się statystycznie



Rys. 1. Wzrost narybku suma afrykańskiego w różnych zagęszczeniach.



Rys. 2. Wpływ zagęszczeń na przeżywalność i kanibalizm podczas chowu narybku suma afrykańskiego.

się straty wywołane kanibalizmem. Najmniejsze straty z tego powodu wystąpiły w zagęszczeniu E1 – 2,6% i były statystycznie istotne w stosunku do pozostałych, najwyższe natomiast w zagęszczeniu A1 – 7,1% (tab. 1a, rys. 2). Największy dobowy przyrost średniej masy jednostkowej (SGR) zanotowano w zagęszczeniu A1 – 8,9%, najniższy w E1 – 8,2%. Wartości współczynników pokarmowych we wszystkich zagęszczeniach były bardzo zbliżone (0,55-0,58) (tab. 1a).

W kolejnym 19-dniowym okresie chowu utrzymywało się dobre tempo wzrostu we wszystkich zagęszczeniach (tab. 1b) Najwyższą średnią masę jednostkową uzyskano w zagęszczeniu A2 – 31,2 g, różniła się istotnie w porównaniu ze średnią masę jednostkową w zagęszczeniu A2 i C2, a najniższą w C2 i D2 – 29 g (tab. 1b). Największą średnią długość ryby osiągnęły w zagęszczeniu A2 – 15,3 cm, która istotnie różniła się od zagęszczeń C2 i E2, natomiast najmniejszą w E2 – 14,9 cm.

Przeżywalność ryb różniła się statystycznie między zagęszczeniami. Najwyższą przeżywalność uzyskano w zagęszczeniu E2 – 88,1%, najniższą w A2 – 75,1%. Straty ryb wynikłe z kanibalizmu były najwyższe w zagęszczeniu A2 – 6,3% i istotnie różniły się między pozostałymi zagęsz-

zczeniami. Najmniejsze straty spowodowane kanibalizmem wystąpiły w zagęszczeniu E2 – 0,8% i nie różniły się statystycznie między zagęszczeniami C2 i D2 (tab. 1b, rys. 2).

Najwyższy dobowy przyrost średniej masy jednostkowej (SGR) zanotowano w zagęszczeniu A2 – 10,5%, najmniejsze zaś w D2 i E2 – 9,8%. Wartości współczynników pokarmowych (FCR) były bardzo dobre, najniższe były w zagęszczeniu D2 i E2 – 0,51, najwyższe zaś w A2 – 0,63 (tab. 1b).

W ostatnim 21-dniowym okresie chowu wyniki hodowlane przedstawia tab. 1c i rys. 2. We wszystkich zagęszczeniach ryby kilkakrotnie zwiększyły swoją masę jednostkową. Największą średnią masę jednostkową uzyskano w zagęszczeniu B3 – 114,6 g, która statystycznie różniła się od pozostałych. Najmniejszą średnią masę jednostkową uzyskano w zagęszczeniu D3 – 99,9 g. Średnia długość ryb była najwyższa w wariacie B3 – 23,1 cm i różniła się statystycznie od pozostałych zagęszczeń. Między pozostałymi zagęszczeniami różnice były niewielkie i nieistotne.

Przeżywalność ryb w tym okresie chowu była najwyższa we wszystkich zagęszczeniach w porównaniu z poprzednimi okresami chowu. Najwyższą przeżywalność uzyskano w zagęszczeniu E3 – 97,5% i różniła się statystycznie istotnie w porównaniu z pozostałymi zagęszczeniami. Najniższą przeżywalność uzyskano w wariacie A3 – 79,8%. Straty wywołane kanibalizmem wystąpiły tylko w zagęszczeniach A3 – 4,6% oraz B3 – 1,3% (tab. 1c, rys. 2).

Dobowe przyrosty średniej masy jednostkowej we wszystkich zagęszczeniach były zbliżone. Najwyższą wartość (SGR) uzyskano w zagęszczeniu A3 – 5,6%, nieco niższą w C3, D3 i E3 – 5,3%. Współczynnik pokarmowy osiągnął najmniejszą wartość w zagęszczeniu E3 – 0,70, a najwyższą w A3 – 0,85 (tab. 1c).

Wzrost narybku suma afrykańskiego, z wyjątkiem pierwszego 15-dniowego okresu, w naszym eksperymencie był zależny od zagęszczenia, podobnie jak w badaniach Hechta i Appelbauma (1987), Haylora (1991), Kaisera i in. (1995), Mostafa i in. (1998). Oczywisty przyrost biomasy na jednostkę objętości wraz ze wzrostem zagęszczenia był zgodny z przedstawionymi wynikami (Haylor 1991, Kaiser i in. 1995). Indywidualna średnia masa jednostkowa zmniejsza się wraz ze wzrostem zagęszczenia obsady. Zależność ta następnie maleje wraz ze wzrostem średniej masy jednostkowej ryb (tab. 1c, rys. 1).

Końcowe wartości współczynników pokarmowych osiągnięte w eksperymencie były bardzo dobre (FCR < 1), zdecydowanie lepsze niż w pracy Siddiqui i in. (1993). Używał on w zagęszczeniach narybku 40, 80, 160 i 320

ryb/1 m³ współczynniki pokarmowe odpowiednio 1,7, 1,75, 1,84, 1,88. Także tempo wzrostu (SGR) uzyskane w eksperymencie jest bardzo wysokie (tab. 1 a, b, c).

Przeżywalność narybku była wysoka, zwiększała się wraz ze wzrostem średniej masy jednostkowej i porównywalna jest z danymi w eksperymentach Mostafa i in. (1998) oraz Siddiqui i in. (1993). Pierwszy z nich w zagęszczeniu 5 i 10 szt./l po 45 dniach chowu uzyskał przeżywalność narybku o początkowej masie jednostkowej 1 g, odpowiednio 84 i 81%. Drugi natomiast obsadzając narybek o masie jednostkowej 9 g w zagęszczeniach 40, 80, 160 i 320 szt./m³ po 35 dniach chowu uzyskał przeżywalność odpowiednio 100, 98, 92, 94%.

Jednak i w tych okresach chowu występują straty narybku. Jedną z przyczyn tych strat jest kanibalizm. Hecht i Appelbaum (1987) twierdzą, że na tym etapie rozwoju suma afrykańskiego straty powoduje kanibalizm drugiego typu. Zaczyna się, gdy ryby osiągną długość powyżej 45 mm i wówczas są one połknięte od głowy w całości. Kanibalizm tego typu występuje szczególnie wtedy, gdy narybek jest bardzo zróżnicowany zarówno pod względem masy, jak i długości. W następnych okresach eksperymentu wpływ kanibalizmu na przeżywalność malał, jednak wyraźnie zależny był od zagęszczenia ryb. W praktyce, aby wyeliminować wpływ kanibalizmu należy przeprowadzać sortowanie narybku.

Ważnym powodem śmiertelności suma afrykańskiego, oprócz kanibalizmu, są agresywne spotkania terytorialne między osobnikami. Agresja jest powszechna u młodych sumów afrykańskich (Hecht, Appelbaum 1988, Mostafa i in. 1998), wzrasta wraz ze zmniejszaniem się obsady. Można ją znacząco ograniczyć przez zastosowanie osłon (Hecht i Appelbaum 1988) lub zwiększenie zagęszczenia (Haylor 1991).

Kolejną przyczyną zwiększającą straty narybku w naszym eksperymencie było przerwanie ciągłości jelita (RIS). Boon i in. (1987) podają, że śmiertelność u młodego suma afrykańskiego wywołana przez RIS, może wynosić od 10 do 70% obsady. Mimo że do tej pory nie rozpoznano etiologii perforacji jelita, może być klasyfikowana jako choroba (Boon i in. 1987). Objawy syndromu RIS pojawiają się u narybku o wadze 3-5 g, w wieku 5-8 tygodni, żywionych na intensywnie wysokim poziomie (Boon i in. 1987). Z naszych obserwacji wynika, że RIS może wystąpić znacznie wcześniej. Pierwsze przypadki zaobserwowaliśmy już u ryb o wadze 1-2 g, po 4-5 tygodniach chowu. W naszym eksperymencie nie prowadziliśmy dokładnych obserwacji dotyczących tej choroby.

Wyróżnia się 5 stadiów rozwoju choroby (Boon i in. 1987):

- 1) miejscowe zapalenie jelita krętego lub prostego,
- 2) przerwanie jelita i zapalenie otrzewnej,
- 3) zanik jelita krętego i prostego, zapalenie i pojawienie się płynu w jamie ciała,
- 4) zanik jelita krętego i prostego, zapalenie w jamie ciała, perforacja pokryw brzusznych,

5) klasyczne otwarcie brzucha, zanik jelita krętego i prostego oraz pokryw brzusznych.

Dwa pierwsze stadia syndromu RIS w praktyce są trudne do rozpoznania. Pojawienie się trzeciego stadium objawia się ciemnym, twardym brzuchem. Na tym etapie choroby straty ryb są już duże i trudne w leczeniu. Podczas intensyfikacji produkcji suma afrykańskiego problem RIS będzie zawsze aktualny, dlatego wymaga on osobnych badań żywieniowych, bakteriologicznych i ichtiopatologicznych

Podsumowując należy stwierdzić, że dobre tempo wzrostu i wysoka biomasa ryb we wszystkich okresach chowu w dużych zagęszczeniach, wskazują na praktyczną możliwość intensyfikacji chowu suma afrykańskiego w oparciu o komercyjne pasze pstrągowe w naszym eksperymencie firmy Aller Aqua. Prowadząc chów w dużych zagęszczeniach należy mieć na uwadze rachunek ekonomiczny. Wprowadzając wyżej zaproponowane zagęszczenia zwiększa się biomasa ryb, a tym samym produkcję z jednostki objętości. Działania takie są możliwe w chowie suma afrykańskiego. Warunkiem jest jednak zastosowanie odpowiedniej techniki karmienia, stałej dostępności i odpowiedniej dystrybucji pokarmu na całą powierzchnię wody, czasu karmienia ryb nie mniej niż 12-15 godzin dziennie oraz dobrej jakości wody. Spełnienie tych warunków zapewnia wysokie tempo wzrostu, niski współczynnik pokarmowy, wysoką przeżywalność i optymalny poziom żywienia.

Literatura

- Appelbaum S., Kamler E. 2000 – Survival, growth, metabolism and behaviour of *Clarias gariepinus* (Burchell 1822) early stages under different light conditions – *Aquacultural Engineering* 22: 269-287.
- Appelbaum S., Van Damme P. 1988 – The feasibility of using exclusively artificial dry feeding for rearing of Israeli *Clarias gariepinus* (Burchell) larvae and fry. *J. Appl. Ichthyol.* 4: 105-110.
- Boon J., Oorschot R., Henken A., Van Doesum J. 1987 – Reptured intestine syndrome of unknown etiology in young african catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell 1822), and its relation to the feeding level – *Aquaculture* 63: 283-300.
- Britz P., Pienaar A. 1992 – Laboratory experiments on the effect of light and cover on the behaviour and growth of African catfish *Clarias gariepinus* (Pisces: Claridae) – *J. Zool.* 227: 43-62.
- Haylor G. 1991 – Growth and survival of *Clarias gariepinus* (Burchell) fry at high stocking density – *Aquaculture and Fisheries Management* 22: 405-422.
- Haylor G. 1992 – Controlled hatchery production of *Clarias gariepinus* (Burchell): growth and survival of larvae at high stocking density – *Aquaculture and Fisheries Management* 23: 303-314.
- Hecht T., Appelbaum S. 1987 – Notes on the Growth of Israeli sharpooth catfish (*Clarias gariepinus*) during the primary nursing phase – *Aquaculture* 63: 195-204.
- Hecht T., Appelbaum S. 1988 – Observations on intraspecific aggression and coeval sibling cannibalism by larval and juvenile (Claridae: Pisces) under controlled conditions – *J. Zool. Lond.* 214: 21-44.
- Kaiser H., Weyl O., Hecht T. 1995 – The effect of stocking density on growth, survival and agonistic behaviour of African catfish – *Aquaculture International* 3: 217-225.
- Mostafa A., Malcolm H., Beveridge C., Haylor S. 1998 – The effects of density, light and shelter on the growth and survival of African catfish (*Clarias gariepinus* Burchell, 1822) fingerlings – *Aquaculture* 160: 251-258.
- Siddiqui A., Alnajada A., Alhinty H. 1993 – Effects of density on growth, survival and yield of african catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell) in Saudi Arabia – *J. Aquacult. Trop.* 2: 213-219.

Genetyka ryb

8. Genetyczna i środowiskowa determinacja cech ilościowych (Tave 1986, Kapuscinski i Jacobson 1987, Łuczyński i Rösch 1993)

Wprowadzenie

Udomowienie to proces naturalnej selekcji ryb na cechy wpływające na przeżywalność i zdolność do rozrodu w środowisku kontrolowanym przez człowieka (czyli w warunkach „domowych”). Udomowienie zawsze występuje w stadach ryb przetrzymywanych w warunkach hodowlanych przez wiele pokoleń, ponieważ ryby ewoluują w sposób zwiększający ich przystosowanie do warunków panujących na farmie rybackiej. Może to być pożądane w odniesieniu do stad ryb utrzymywanych w celach produkcyjnych, jednak jest niemal zawsze szkodliwe w przypadku ryb przeznaczonych do zarybiania wód naturalnych.

Takie cechy, jak tempo wzrostu, płodność, odporność na choroby itp. nazywane są „cechami ilościowymi”, a w połączeniu z metodami ich ulepszania należą do obszaru „ilościowej genetyki ryb”. Można twierdzić, iż w żadnej populacji nie uda się znaleźć dwóch całkowicie identycznych ryb, gdyż każda cecha ilościowa jest wynikiem współdziałania genów organizmu i środowiska, w którym ryba wzdycha i przeżywa.

W kolejnych artykułach na temat genetyki ilościowej ryb zostaną omówione: genetyczna i środowiskowa kontrola cech ilościowych, analiza odziedziczalności, szacowanie postępów selekcyjnych oraz różne schematy krzyżowania i technik hodowlanych.

Wprowadzenie

Hodowla ryb jest dziedziną bardzo młodą w porównaniu z hodowlą roślin uprawnych i zwierząt gospodarskich. Po udomowieniu danego gatunku następuje nieunikniona selekcja, w wyniku której zmienia się pula genetyczna hodowanego gatunku i wytwarzają się linie (stada, odmiany) zaadaptowane do życia w nowych warunkach środowiskowych. W procesie selekcji doskonalącej ekonomicznie ważne cechy wykorzystywany jest charakterystyczny dla ryb wysoki poziom zmienności wielu cech morfologicznych, fizjologicznych i biochemicznych. Znaczna część tej zmienności jest odziedziczalna, co stanowi gwarancję efektywności pracy hodowlanej.

W przypadku całkowicie udomowionego gatunku głównym celem selekcji jest zwiększenie produktywności

istniejących i tworzonych linii hodowlanych. Wzrost produktywności można osiągnąć poprzez zwiększenie tempa wzrostu, przeżywalności oraz poprawienie wielu innych cech ilościowych.

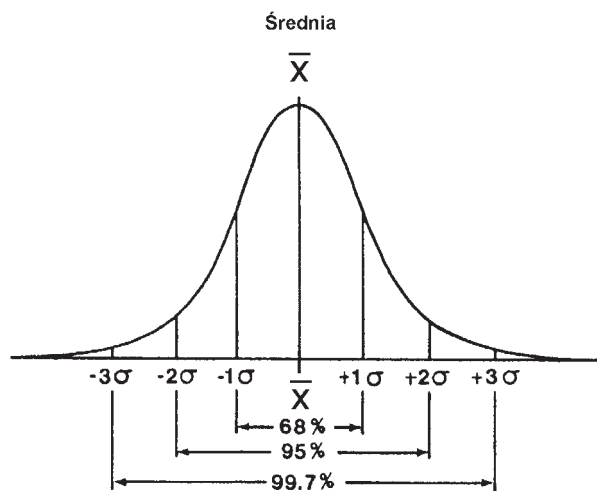
Właściwie zorganizowana selekcja jest również konieczna w tych przypadkach, gdy celem programu jest podtrzymanie bogactwa zasobów ryb w wodach naturalnych. Jest to szczególnie ważne w przypadku anadromicznych ryb łososiowatych, rosnących w morzach i oceanach, odbywających rozród w wodach słodkich. Częściowa (a czasem całkowita) kontrola rozrodu takich ryb przez człowieka jest możliwa, a często konieczna. Często jedynie niektóre populacje danego gatunku dostarczają reproduktorów, co z kolei powoduje zmiany struktury genetycznej i może prowadzić do uszkodzenia puli genetycznej całego gatunku. Dlatego odpowiednie, starannie wyważone zasady selekcji są szczególnie ważne w przypadku pracy z anadromicznymi łososiowatymi.

Zasady genetyki i selekcji są także istotne w przypadku tych gatunków ryb, których rozród nie jest kontrolowany przez człowieka – genetyka odgrywa istotną rolę w planowaniu wielkości połowów, zabezpieczaniu się przed szkodliwymi skutkami wynikającymi z selektywności narzędzi połowu (wyławianie najlepszych ryb z danej populacji) oraz przełowienia.

Nowoczesna praca selekcyjna musi mieć solidne podstawy genetyczne. Ichtiolodzy dysponują szerokim wachlarzem metod selekcji, których umiejętne stosowanie umożliwia osiągnięcie zamierzonych celów gospodarczych. Kolejne części „Genetyki ilościowej ryb” stanowią przegląd metod selekcji oraz referują niektóre osiągnięcia hodowli w procesie poprawiania ilościowych cech ryb.

Cechy ilościowe i ich genetyczna determinacja

Cechy ilościowe wyrażają się liczebnością albo wymiarem. Cechy wyrażane jako liczebność, takie jak liczba promieni płetwy grzbietowej, liczba łusek w linii nabocznej czy liczba wyrostków filtracyjnych ryby, to *cechy merystyczne* (policzalne). Cechy ilościowe wyrażane jako wymiar, takie jak masa czy długość ciała, to *cechy biometryczne* (mierzałne). Większość istotnych cech ilościowych to cechy biometryczne.

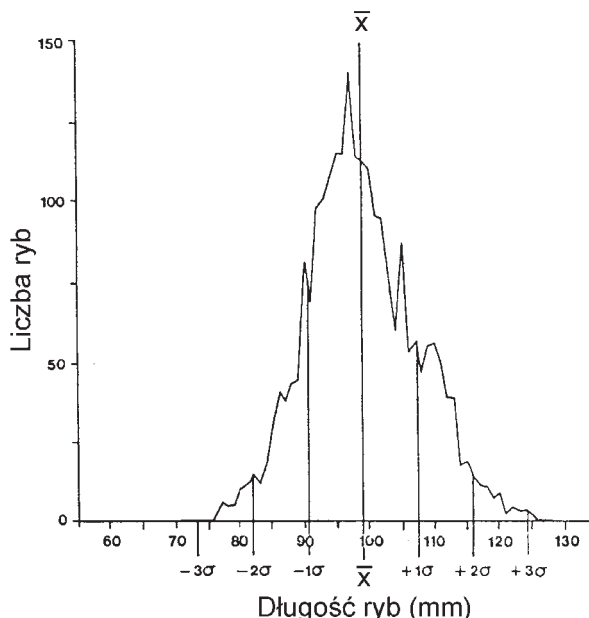


Rys. 1. Teoretyczny rozkład normalny (krzywa o kształcie dzwonu). 68% osobników danej populacji zawartych jest w przedziale $\pm 1\sigma$ (\pm jednego odchylenia standardowego) wokół wartości średniej \bar{x} , 95% populacji jest w przedziale $\pm 2\sigma$, a 99,7% populacji w przedziale $\pm 3\sigma$ wokół średniej (Tave 1986, zmienione przez MŁ).

Genetyczna kontrola cech ilościowych różni się od genetycznej kontroli cech jakościowych co najmniej pod czterema względami: 1) pojedyncza cecha ilościowa jest kontrolowana przez liczne geny, 2) warunki środowiskowe wywierają znaczny wpływ na fenotyp ilościowy, 3) efekt działania pojedynczego genu jest zwykle niewielki i 4) pojedyncze geny mogą wpływać na więcej niż jedną cechę fenotypową (plejotropia). Liczba genów kodujących daną cechę ilościową jest tak wielka, że nie jest możliwe rozpatrywanie indywidualnych efektów tych genów.

Fenotypy ilościowe obserwowane w populacji ryb opisywane są jako wielkości średnie danej cechy dla populacji oraz jako rozkład wartości danej cechy u poszczególnych osobników (wariancja, odchylenie standardowe, współczynnik wariancji) wokół wartości średniej. W populacji frekwencja wartości cech fenotypowych zwykle układa się zgodnie z rozkładem normalnym. Teoretyczny rozkład normalny pokazano na rysunku 1, a rzeczywisty rozkład frekwencji fenotypu ilościowego na rysunku 2.

Z genetycznego punktu widzenia fenotypy ilościowe stanowią złożony problem. Inaczej niż fenotypy jakościowe, które mogą być determinowane przez pojedyncze geny, fenotypy ilościowe mogą być kontrolowane przez wiele genów, na przykład przez 20, 50 czy 100 (może nawet więcej niż 1000). Liczba genów kontrolująca dany fenotyp pozostaje nieznana, podobnie jak nieznane są mechanizmy genetycznego kontrolowania fenotypów ilościowych. Tymczasem to właśnie fenotypowe cechy ilościowe są najważniejsze dla hodowców i producentów ryb towarowych. Ponieważ cechy fenotypowe (mówiąc krótko: fenotypy) nie mogą być analizowane na podstawie prostych mechanizmów genetyki mendelowskiej, natykamy się na zasadniczą trudność w dążeniu do zbudowania populacji, która z pokolenia na pokolenie wiernie przekazywałaby dany fenotyp ilościowy.



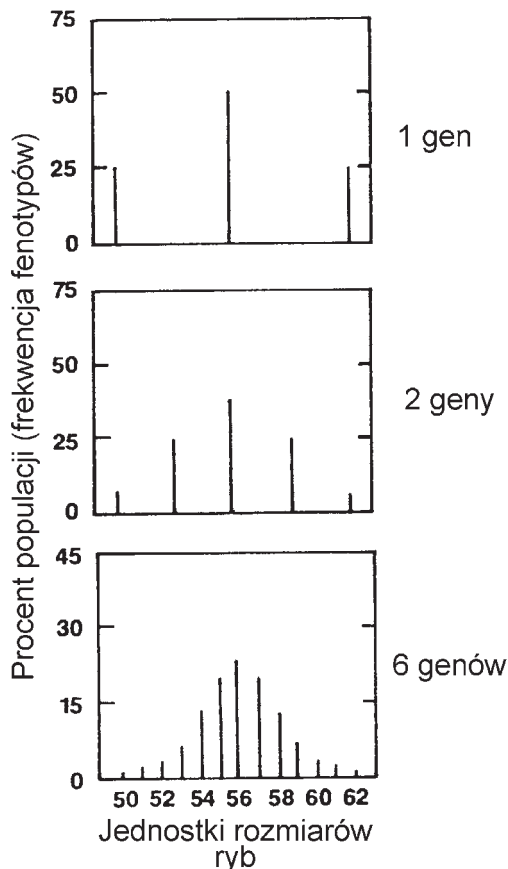
Rys. 2. Rozkład częstotliwości (frekwencji) długości ciała 3-miesięcznych tilapii (*Tilapia nilotica*). Rozkład ściśle przypomina krzywą rozkładu normalnego (Tave 1986, zmienione przez MŁ).

Genotyp i środowisko jako składowe zmienności fenotypowej

Każdy gen, który uczestniczy w determinacji fenotypu ilościowego, wykazuje tak zwaną nieciągłą (skokową) zmienność – po prostu każda gameta ma tylko jeden allel danego genu, na przykład albo A_1 albo A_2 , czyli „z gamety na gametę” gen zmienia się skokowo (nieciągle). Natomiast fenotypy ilościowe wykazują zmienność ciągłą, to znaczy, iż organizmy populacji układają się w plejadę fenotypów o zmienności normalnej, nie można ich natomiast podzielić na dwie (lub więcej) odrębnych kategorii, takich jak fenotypy związane z A_1 i A_2 .

Jedną z przyczyn ciągłej zmienności fenotypów ilościowych jest to, iż są one determinowane przez liczne, współdziałające ze sobą geny. Każdy gen z osobna podlega wprawdzie segregacji mendelowskiej (dwa allele każdego locus rozdzielają się po jednym do różnych gamet), ale allele poszczególnych loci rozdzielają się do różnych gamet losowo (niezależnie od siebie), co w rezultacie powoduje, iż poszczególne gamety mają rozmaity „potencjał genetyczny”.

By zilustrować ten proces posłużmy się przykładem. Jeśli cecha fenotypowa, założmy długość 3-letniej ryby, byłaby determinowana przez jeden gen A , w którym segregowałyby dwa allele: A_1 oraz A_2 , wówczas homozygota A_1A_1 miałaby fenotyp (długość) 50 (cm), homozygota A_2A_2 miałaby fenotyp (długość) 62 (cm), a heterozygota A_1A_2 miałaby fenotyp (długość) pośredni równy 56 (cm) (rysunek 3, przykład „1 gen”). Wszystkie ryby F_1 powstałe ze skrzyżowania pary rodzicielskiej (P) $A_1A_1 \times A_2A_2$



Rys. 3. Teoretyczne rozkłady fenotypów w pokoleniu F₂. Założenia: 1) odziedziczalność = 1,0; 2) 12-jednostkowa różnica między fenotypami F₁ kodowana jest przez różną liczbę genów [1, 2, 6 genów]; 3) geny nie są sprzężone (Tave 1986, zmienione przez MŁ).

Gamety: plemniki samca A_2A_2
 ikra samicy A_1A_1

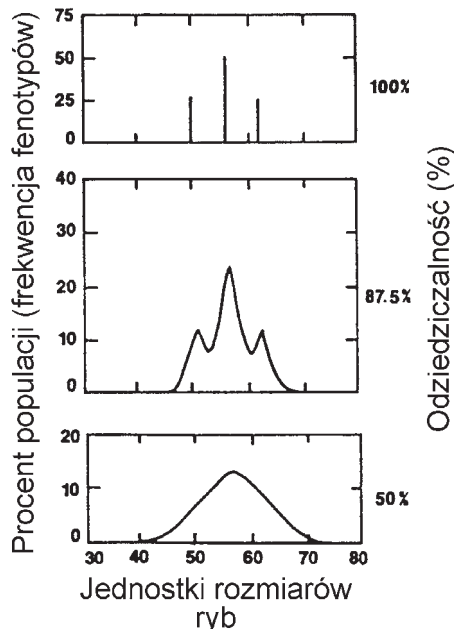
	A_2	A_2
A_1	A_1A_2	A_1A_2
A_1	A_1A_2	A_1A_2

byłyby heterozygotami A_1A_2 (fenotyp 56 cm). Następne pokolenie, F₂, powstałe ze skrzyżowania heterozygot F₁: $A_1A_2 \times A_1A_2$

Gamety: plemniki samca A_1A_2
 ikra samicy A_1A_2

	A_1	A_2
A_1	A_1A_1	A_1A_2
A_2	A_1A_2	A_2A_2

składałoby się z osobników A_1A_1 , A_1A_2 oraz A_2A_2 o frekwencjach $1A_1A_1 : 2A_1A_2 : 1A_2A_2$, czyli wśród pokolenia F₂ byłyby trzy grupy ryb o fenotypach 50, 56 oraz 62, których frekwencje wynosiłyby 1(50) : 2(56) : 1(62), tak właśnie jak na rysunku 3, przykład „1 gen”. W miarę jak dana cecha byłaby determinowana przez coraz większą liczbę genów (2 geny, 6 genów, 100 genów) zygoty coraz subtelniej różniłyby się genetycznie, co uwidacznia się w populacji jako zmienność fenotypowa o rozkładzie normalnym (rys. 3).



Rys. 4. Teoretyczne rozkłady fenotypów w pokoleniu F₂. Założenia: 1) fenotyp jest kontrolowany przez pojedynczy gen; 2) różnica między fenotypami rodziców = 12 jednostek; 3) wpływ środowiska zawiera się między 0% (odziedziczalność = 100%) a 50% (odziedziczalność = 50%) (Tave 1986, zmienione przez MŁ).

Jednocześnie wszystkie fenotypy ilościowe są w tak znacznym stopniu kontrolowane przez warunki środowiskowe, iż środowisko należy uznać za istotny (jeden z głównych) czynnik determinujący ostateczną wartość cechy fenotypowej. Oznacza to, że nawet ryby o identycznych genotypach różnią się między sobą fenotypowo, gdyż na przykład wykłuły się w różnych terminach, wzrastały w różnych temperaturach, miały nieco inny pokarm, pozycję w strukturze społecznej stada itp. Gdyby założyć, iż dana cecha jest całkowicie determinowana genetycznie, a czynniki środowiskowe nie mają żadnego wpływu na fenotyp, wówczas ryby o genotypach A_1A_1 , A_1A_2 oraz A_2A_2 podzieliłyby się na odpowiednie kategorie fenotypowe: 50, 56 i 62, jak na rysunku 4 w przykładzie „odziedziczalność 100%”. W miarę jak w naszym modelu odziedziczalność obniża się do wartości bliższych rzeczywistości, czyli w miarę wzrostu wpływu środowiska na wartość fenotypów, układają się one w populacji zgodnie z ciągłym rozkładem normalnym (rysunek 4, „odziedziczalność 50%”). Tak więc kombinacja oddziaływania środowiska i jednoczesnej segregacji alleli licznych genów objawiają się jako ciągła zmienność cech fenotypowych o frekwencjach zgodnych ze spodziewanymi dla rozkładu normalnego.

Literatura

- Kapuscinski A.R., Jacobson L.D. 1987 – Genetic guidelines for fisheries management – Minnesota Sea Grant, Minneapolis, University of Minnesota, 66 p.
- Luczynski M., Rösch R. 1993 – Genetics in trout culture: Present state and nearest development. Genetik in der Forellenzucht: Stand der Technik und Entwicklungen – Arbeiten aus der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, 48 p.
- Tave D. 1986 – Genetics for Fish Hatchery Managers – AVI Publishing Company, Inc. Westport, Connecticut, 299 p.



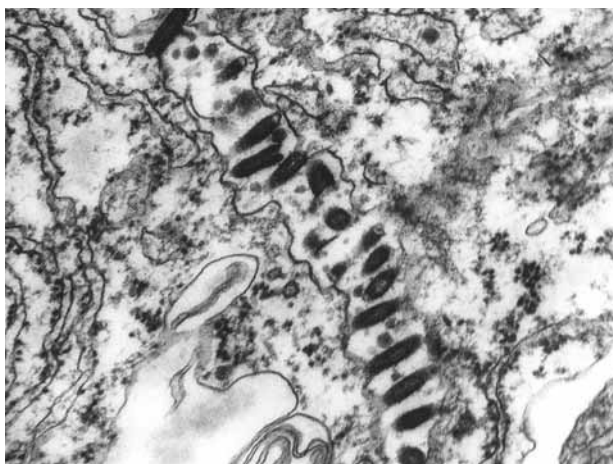


Wirusowa posocznica krwotoczna (VHS) i zakaźna martwica układu krwiotwórczego (IHN)

Z piśmiennictwa oraz z własnych obserwacji wynika, że głównym źródłem zakażenia ryb hodowlanych wirusem VHS i IHN są wprowadzane do obiektów ryby, które pomimo że nie wykazują objawów choroby, mogą zawierać w swoich narządach wewnętrznych (głównie w nerkach, wątrobie, śledzionie) pewną niewielką ilość wirusów. Fakt ten jest bardzo trudny do wykrycia, jeżeli w nowo zakupionej obsadzie tylko u kilku lub kilkunastu ryb występują te wirusy i to w bardzo niewielkiej ilości. Nosicielstwo wirusa może trwać wiele miesięcy i w dobrych warunkach ekologicznych może nie ujawnić się nawet w ciągu całego cyklu hodowlanego.

W wielu przypadkach, w krótkim czasie po transporcie i obsadzeniu nowych ryb, wirus zaczyna się namnażać w komórkach nosicieli, wydobywa się z nich i zaraża komórki sąsiednie. Proces ten przebiega coraz szybciej i ilość wirusa w organizmie tych ryb wzrasta w szybkim tempie (fot. 1, 2, 3). Narządem docelowym wirusów VHS i IHN, w którym namnażają się one „najchętniej”, są nerki. W okresie fazy wzrostu wirusów w tym narządzie, zanim jeszcze wystąpią u ryb nosicieli objawy chorobowe, wirus rozsiewany jest z moczem w środowisku stawu, unosi się w wodzie lub wraz z zawiesinami opada na dno. W wodzie może przebywać przynajmniej 49 dni, w mule 10 dni lub dłużej, zachowując żywotność i właściwości chorobotwórcze.

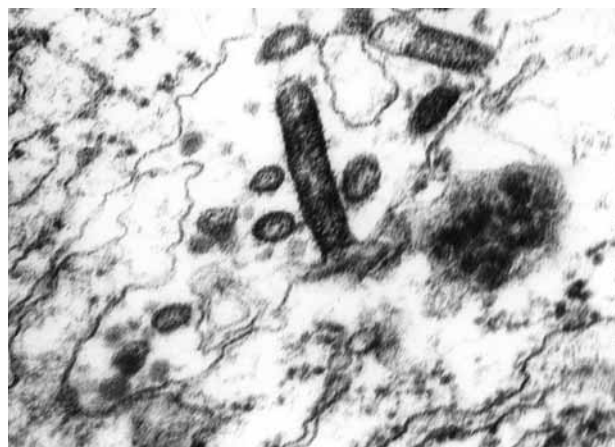
Tu powstaje pytanie, jak ryby zakażają się wirusami VHS i IHN. Obserwacje i badania wykazały, że ryby zdrowe zakażają się bezpośrednio od nosicieli albo za pośrednictwem wody i osadów dennych. W ten sposób wirusy rozprzestrzeniają się obejmując coraz większy odsetek populacji.



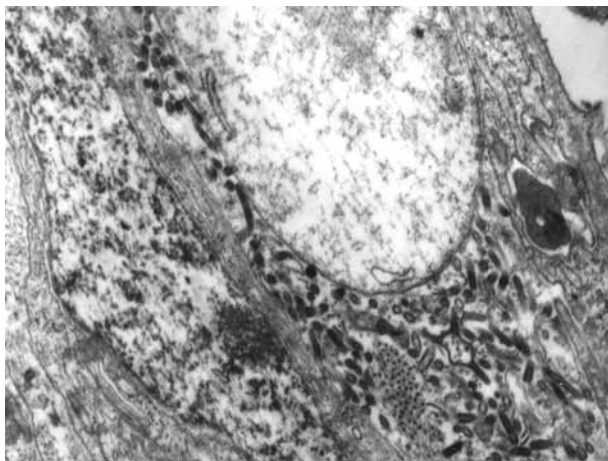
Fot. 1. Wirusy VHS w hodowli komórkowej wyizolowane od chorych pstrągów tęczowych – charakterystyczny kształt pocisku.

Wirusy dostają się do organizmu ryby głównie przez skrzela. Dalszy etap infekcji wirusa zależy od poziomu odporności populacji zarażonych ryb. Najbardziej podatne na zachorowanie na VHS czy IHN są pstrągi tęczowe. Wiadomo również, że bardziej wrażliwe są wylęg i narybek, natomiast mniej wrażliwe – ryby starsze. Wrodzony poziom odporności u poszczególnych ryb jest bardzo różny, a dodatkowo wszelkiego rodzaju stresy (odławowy, transportowy, fizykochemiczny, żywieniowy) powodują obniżenie odporności w całej grupie ryb, na które te stresy działają. Osobniki bardziej odporne po zetknięciu z wirusem mogą w ogóle nie zachorować, ale w ich organizmie może przebywać przez dłuższy czas pewna ilość cząstek wirusa i jest to jeden ze sposobów powstawania nosicielstwa. Natomiast ryby, których układ odpornościowy w momencie zetknięcia się z wirusem VHS czy IHN był osłabiony, zaczynają chorować (fot. 4, 5). Osobniki o najmniej efektywnych mechanizmach obronnych chorują i wkrótce sną, natomiast bardziej odporne są w stanie przeżyć infekcję. U niektórych ozdrowieńców dochodzi po pewnym czasie nawet do całkowitej eliminacji wirusów, ale u niektórych pozostają na długo, a nawet przez całe życie są nosicielami wirusów i to jest inna droga powstawania nosicielstwa.

Wraz z wodą i mulem, szczególnie przy szybkim i całkowitym spuszczeniu wody ze stawu, wirusy dostają się do rzeki lub strumienia, a następnie mogą dotrzeć również do obiektów niżej położonych wraz z pobieraną z rzeki wodą. Badania wykazały, że wirusami VHS mogą zarazić się ryby łososiowate wolno żyjące w rzece, a szczególnie często pstrąg tęczowy i dlatego w Danii zarybianie rzek pstrągami tęczowymi jest prawnie zabronione! Teoretycznie możliwe



Fot. 2. Wirusy VHS – przekroje podłużne i poprzeczne.



Fot. 3. Mieszana infekcja wirusów VHS i IHN u wylęgu nie żerującego (wylęgu z woreczkiem) pstrąga tęczowego – zdjęcie wykonano bezpośrednio z przekroju przez narządy wewnętrzne ryby.

jest również zarażenie wirusem VHS wolno żyjących szczupaków w stadium wylęgu i narybku, chociaż infekcje u szczupaków stwierdzono dotąd jedynie w obiektach hodowlanych. Pomimo obecności wirusa u pewnego procentu ryb wolno żyjących, objawów VHS w zbiornikach naturalnych zwykle się nie obserwuje. Obecność wirusa VHS u wolno żyjących pstrągów niektórzy tłumaczą tym, że zarażyły się one w stawach i stamtąd przedostały do rzeki. Wiadomo również, że w niektórych przypadkach źródłem zarażenia ryb hodowlanych są zarażone ryby łososioвате migrujące w górę i w dół rzeki i dostające się z rzeki do stawów. Ryby dzikie stanowią więc następną grupę bezobjawowych nosicieli.

Ryby – bezobjawowi nosiciele bez względu na sposób, w jaki stały się nosicielami wirusów VHS czy też IHN, są jednakowo groźne i można je porównać do bomby zegarowej o nieprzewidywalnym czasie eksplozji. Należy pamiętać, że na powierzchni ikry nie kąpanej w jodoforach mogą występować bakterie chorobotwórcze dla ryb i również wirusy VHS i IHN. Panuje przy tym pogląd, że szybki przepływ wody, jaki stosuje się zwykle przy inkubacji ikry, po kilkudziesięciu godzinach uwalnia ikrę od tych wirusów. Z tego wynika, że obecność wirusów na powierzchni ikry zaoczkowanej jest bardzo mało prawdopodobna i jedynie błona jajowa ikry w krótkim okresie po zapłodnieniu może być ich źródłem. W przypadku wirusa IHN uważa się, że może on dostawać się do wnętrza ikry już w jamie ciała zakażonej samicy lub w momencie zaplemnienia i przebywać tam przez cały okres inkubacji, a po wykluciu wylęg jest nosicielem tego wirusa. Teoria ta nie jest jeszcze całkowicie udowodniona, aczkolwiek wczesne zachorowania wylęgu na IHN, jeszcze w okresie resorpcji woreczka żółtkowego, tłumaczy się zwykle tym, że już zarodek ryby w ikrze był zakażony wirusem.

Wirusy VHS i IHN mogą występować na powierzchni sprzętu rybackiego (kasarki, siatki, skrzynki), przypuszczalnie w mikroskopijnych drobinach zaschniętego śluzu, krwi i mułu. Istotnym źródłem tego wirusa są często baseny



Fot. 4. Pstrągi tęczowe chore na VHS, od góry: a) wybroczyny, b) nieznaczne przekrwienie w okolicy jelita, c) intensywne wybroczyny w otrzewnej pokrywającej narządy wewnętrzne.



Fot. 5. Pstrągi tęczowe chore na VHS, górny: nierównomierne zabarwienie skrzeli, dolny: całkowita anemizacja – bledność skrzeli, wybroczyny w okolicy wyrostków pylorycznych.

transportowe, a szczególnie wylewana z nich woda po transporcie ryb, będących nosicielami VHS.

W ostatnim okresie uwagę ichtiopatologów oraz hodowców ryb zwróciły przypadki VHS w obiektach pstrągowych sąsiadujących ze stawami, które obsadzono karpami. W narządach wewnętrznych karpów przebywających w tych stawach stwierdzono obecność wirusa VHS (Antychowicz 1999 i niezależnie Grawiński 2000 – niepublikowane wyniki badań). Nie zostało jednak rozstrzygnięte, czy źródłem zarażenia pstrągów były rzeczywiście karpie nosiciele wirusa VHS, czy też woda z basenów, w których transportowano te karpie, a wcześniej pstrągi; nie jest również jasne, jak i kiedy karpie zarażyły się wirusem VHS, nie wykazując przy tym żadnych objawów chorobowych. W dostępnym piśmiennictwie brak danych dotyczących możliwości przenoszenia wirusa VHS przez ryby karpowate. W Dyrektywach Unii Europejskiej dotyczących zwalczania VHS brak jest również jakiegokolwiek sugestii, że karp i inne ryby karpowate mogą stanowić źródło zarażenia wirusem VHS. Przepisy krajów UE nie wprowadzają w związku z tym żadnych ograniczeń co do importu ryb

karpiovatych na teren rejonów wolnych od VHS, do których trafić mogą jedynie ryby łososiowate z obiektów uznanych za wolne od VHS i IHN. Dane odnośnie długości utrzymywania się wirusa VHS u karpia (*Cyprinus carpio*) zostały opublikowane w formie doniesienia (Antychowicz 2001) na piątą konferencję Laboratoriów Odwoławczych Unii Europejskiej.

Peters i Neukrich (1986) wykazali, że wirusy VHS mogą być przenoszone w wolu ptaków wodnych żywiących się rybami. W treści pokarmowej wola czapli mogą one zachować żywotność przez dwie godziny (Peters, Neukrich 1986). Wiadomo przy tym, że spłoszony ptak w trakcie ucieczki wyrzuca zwykle zawartość wola np. do stawu. Stwierdzono również, że wirus VHS może przez pewien czas przeżyć na dziobie ptaków (Olesen, Vestergard Jorgensen 1984). Najbardziej banalnym ze sposobów zakażenia stawu jest upuszczenie do niego przez przelatującego ptaka chorej na VHS ryby. Wiadomo bowiem, że chore ryby są łatwym łupem ptaków wodnych.

W zwalczaniu wirusów ryb stosuje się najczęściej metodę uwalniania pojedynczych obiektów zasilanych wodą źródlaną lub wszystkich (równocześnie) obiektów znajdujących się na terenie określonych dorzeczy (szczególnie w następnym artykule).

Programy eliminacji VHS w Danii zaczęto realizować w 1965 roku, kiedy to VHS stwierdzono w około 380 obiektach hodowli ryb łososiowatych, a hodowla pstrągów stała w obliczu całkowitego załamania! Zgodnie z oficjalnym raportem opublikowanym w 2000 roku w Danii, na 452 obecnie czynne obiekty hodowli ryb łososiowatych jedynie 21 jest nadal zakażonych wirusem VHS. Na podkreślenie zasługuje również fakt, że wszystkie obiekty rybackie są objęte ciągłym programem eliminacji VHS i IHN, który między innymi polega na systematycznym, przynajmniej dwukrotnym w ciągu roku, przekazywaniu próbek ryb do badania wirusologicznego w uznanym laboratorium (každorazowo 140 ryb – w ciągu roku 280 ryb). Przy około czterokrotnie większej niż w Polsce produkcji pstrąga tęczowego w wodach śródlądowych, a mianowicie około 33 000 ton, przeprowadza się tam osiem razy więcej badań wirusologicznych. W Polsce powinno się więc przeprowadzać przynajmniej dwa razy więcej badań niż w ciągu minionych dwóch lat. W Danii nawet w obiektach oficjalnie wolnych nadal obowiązują określone reguły postępowania, nadal bada się ryby wirusologicznie, w tym przypadku co drugi rok, co jest niezbędne do utrzymania statusu wolnych od VHS i IHN.

Na każdej międzynarodowej konferencji Laboratoriów Referencyjnych Chorób Ryb pada sakramentalne pytanie – ile wolnych od VHS/IHN obiektów przybyło w Europie, a w ilu obiektach, dotąd wolnych, zanotowano nawrót tych chorób. Uwaga! po zrealizowaniu programów zwalczania VHS i IHN zgodnie z wymogami określonymi w Dyrektywach UE tylko w nielicznych przypadkach zdarza się nawrót VHS lub IHN. Według aktualnych raportów krajów Unii Europejskiej,

dotyczących sytuacji epizootycznej w poszczególnych krajach, niektóre z nich są już od lat całkowicie wolne od VHS/IHN; należą do nich: Anglia (292 obiekty), Irlandia (54), Irlandia Płn. (36), Norwegia (526), Szwecja (212) i Finlandia (333). Wydaje się więc, że zakup materiału zarybieniowego i ikry z tych krajów gwarantowałby, że nie występują w nim ani wirusy VHS, ani IHN. W innych krajach wolne od VHS i IHN są tylko niektóre obiekty zasilane wodą źródlaną lub obiekty położone w określonych dorzeczach. W Danii faktycznie wolnych od VHS i IHN jest 398 obiektów, ale oficjalnie wolnych (zatwierdzonych formalnie przez Komisję Unii Europejskiej) jest na razie 201, we Francji oficjalnie wolnych obiektów jest 13, w Niemczech 60, w Szkocji 535, we Włoszech 27, w Hiszpanii cztery dorzecza. Wyżej wymienione oficjalnie wolne od chorób wirusowych obiekty są (podobnie jak całe kraje oficjalnie wolne od VHS) „bezpiecznym źródłem” wolnego od VHS/IHN materiału obsadowego i ikry, ale w tym przypadku przy zakupie materiału zarybieniowego należy żądać oficjalnego świadectwa, że ryby/ikra pochodzą właśnie z obiektów wolnych od tych chorób.

Na terenach, gdzie obiekty zasilane są z systemów wodnych nie pozwalających na wydzielenie zwartych dorzeczy odizolowanych od dużych zbiorników, a w dorzeczcu występują endemiczne (dzikie) ryby łososiowate będące stałymi nosicielami wirusów, a szczególnie w obiektach hodujących ryby „na przegrodach”, należy stosować inne metody ograniczania strat powodowanych przez VHS lub IHN. Do metod tych należy zaliczyć: immunoprofilaktykę, czyli stosowanie szczepionek uodparniających ryby na określony czas, hodowlę gatunków ryb łososiowatych, które są bardziej odporne od pstrąga tęczowego na infekcje wirusa VHS i IHN oraz hodowlę szczepów pstrąga tęczowego, które również wykazują znaczny stopień odporności na infekcję VHS i IHN.

Praktycznie masowe uodparnianie narybku łososiowatych jest możliwe przez przeprowadzenie kąpieli ryb w rozproszonyj w wodzie szczepionce zawierającej żywy wirus, który został osłabiony (atenuowany) do tego stopnia, że utracił właściwości wywoływania objawów chorobowych. Klasyczne szczepionki zawierające inaktywowany (zabity) wirus podawane w kąpieli okazały się mało skuteczne; były natomiast skuteczne jedynie przy wstrzykiwaniu ich do jamy ciała, co nie jest wykonalne u młodych ryb. Należy pamiętać, że stosując „żywe szczepionki” zawierające żywe wirusy VHS i IHN zachodzi zawsze obawa, że mogą one odzyskać właściwości chorobotwórcze i wywołać groźną chorobę, dlatego szczepionki tego typu dla ryb łososiowatych nie uzyskują oficjalnego zezwolenia na ich używanie. Niezależnie od tego należy podkreślić, że chociaż stosowanie szczepionek zmniejsza śmiertelność ryb, a przez to straty ekonomiczne, to jednak zwykle nie likwiduje patogennego wirusa VHS czy też IHN występującego w narządach wewnętrznych. Ponadto stosowanie szczepionek, osłabiając namnażanie się wirusów w organizmie ryby, utrudnia rozpoznanie ich nosicielstwa. Fakty

te doprowadziły do formalnego (Dyrektywy UE) zakazu stosowania szczepień w obiektach realizujących program uwalniania się od VHS i IHN. Uwaga! obie te metody, a mianowicie metoda eradykacji (realizacja wieloletniego programu zwalczania VHS i IHN) oraz metoda immunizacji, nie dają się w żaden sposób ze sobą pogodzić. Hodowcy muszą więc zdecydować się na jedną z tych metod. Powinni oni jednak wiedzieć, że uodparnianie odnosi skutek dopiero u ryb o ciężarze jednostkowym powyżej 1 g; najlepiej jest jednak uodparniać ryby powyżej 4 g. Długość utrzymywania się odporności zależy między innymi od wieku ryby i rodzaju szczepionki i trwa zwykle kilka miesięcy – w przypadku prób uodparniania np. antygenem sporządzonym ze szczepu VHS - Reva odporność utrzymywała się do 12 tygodni. Szczepienie ryb należy więc powtarzać każdego roku lub nawet częściej. Jak już nadmieniałem uodpornione ryby mogą być nadal nosicielami wirusa VHS czy IHN, będąc stale źródłem zagrożenia dla ryb nie uodpornionych. Obiekty, w których stosuje się uodparnianie ryb, w świetle prawa międzynarodowego są traktowane nadal jak obiekty zarażone, a więc nie mogą uzyskać statusu – wolne od VHS czy też IHN!

Inną metodą ograniczania strat wywoływanych przez VHS w rejonach, w których hodowcy rezygnują całkowicie z radykalnych programów uwalniania swoich obiektów od

VHS i IHN sposobem duńskim, jest obsadzanie stawów gatunkami ryb, które są bardziej odporne na te wirusy niż pstrągi tęczowe, a mianowicie pstrągami źródłanymi lub potokowymi lub też krzyżówkami międzygatunkowymi. Wykazano również, że określone szczepy pstrągów tęczowych mogą być bardziej odporne na VHS niż pozostałe. Hodowla selekcyjna, ukierunkowana na hodowanie takich szczepów, może dać również dobre rezultaty w zakresie podniesienia odporności na choroby wirusowe w skali populacji. Hodowla gatunków ryb łososiowatych, krzyżówek i szczepów odpornych na VHS i IHN, chociaż obniża straty ekonomiczne spowodowane chorobami wirusowymi, nie likwiduje nosicielstwa VHS czy też IHN, a obiekty, w których stosuje się tę metodę są traktowane jako zarażone tymi wirusami! Zagrożenie epidemią staje się realne w momencie pojawienia się w obiekcie lub w dorzeczcu osobników o obniżonej odporności na VHS czy IHN, szczególnie nowych populacji młodych ryb. Z tego też powodu pożądane jest, aby wszyscy hodowcy ryb korzystający z wód określonego dorzecza uzgodnili wspólnie ten sam sposób zwalczania VHS i IHN w całym dorzeczcu, decydując się albo na radykalną likwidację wirusa (sposób duński), albo na szczepienie lub hodowlę ryb o podwyższonej naturalnej odporności na choroby wirusowe.

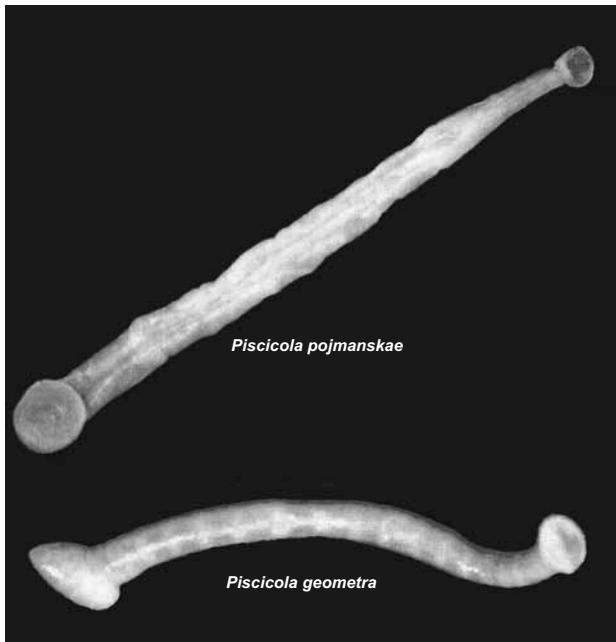
Izabela Jabłońska-Barna, Anna Jarosz - Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Hemofagi rybie (*Piscicolidae*) w jeziorze Gardno

Ryby stanowią grupę zwierząt zajmującą najwyższe piętra piramidy troficznej w jeziorach. W tym układzie ustępują one jedynie drapieżnym ptakom i ssakom ziemnowodnym, no i oczywiście człowiekowi. Wydawałoby się, że większość ryb, szczególnie tych, które osiągnęły większe rozmiary, ma tylko jednego wroga – człowieka, sprawcę ich śmiertelności zwanej „połowową”, w odróżnieniu od powodowanej innymi czynnikami – śmiertelności „naturalnej”. Ta pierwsza limituje liczebność ryb, które po osiągnięciu pewnego wieku stają się przedmiotem zainteresowania bezwzględnego drapieżcy, jakim jest człowiek. Ale ze względu na dużą ilość ryb, które wylęgały się ze złożonej w swoim czasie ikry, wiek po osiągnięciu którego są wykorzystywane przez człowieka osiąga niewielki ich odsetek. Czy więc sprawcami wcześniejszej redukcji ich liczebności są tylko drapieżnicy wspomnianych uprzednio wyższych poziomów troficznych? W zbiornikach wodnych pojawia się jeszcze jeden czynnik pomniejszający liczebność i walory konsumpcyjne ryb, mianowicie pasożyty. Do takich należą pijawki (*Hirudinea*), będące typowym komponentem fauny większości zbiorników wodnych naszej strefy klimatycznej.

Jest to najbardziej wyspecjalizowana w kierunku pasożytniczego trybu życia gromada pierścienic (*Annelida*).

Przedstawiciele rodziny *Piscicolidae* to w większości pasożyty rybie. Do tej pory w Polsce opisano 21 gatunków pijawek zaliczanych do tej grupy systematycznej (Bielecki 1997). Należą tu m.in. dwa podobne do siebie gatunki hemofagów rybich *Piscicola geometra* (L.) i *Piscicola pojmanskae* Bielecki (fot. 1), których obecność stwierdzono w płytkim, słonawowodnym jeziorze Gardno. Do niedawna oba taksony były opisywane jako *Piscicola geometra*, dopiero Bielecki (1994) wyodrębnił *Piscicola pojmanskae* jako oddzielny gatunek. Podstawowe cechy różniące oba gatunki dotyczą formy ciała, kształtu przyssawek, odległości między otworami płciowymi, a także wielu ważnych szczegółów budowy układu rozrodczego. Obydwie pijawki charakteryzuje wydłużone ciało, chociaż *Piscicola pojmanskae* jest bardziej krępa i spłaszczona, jej przyssawki są zwykle elipsoidalne, a otwory płciowe oddzielone sześcioma pierścieniami. *Piscicola geometra* ma okrągłe przyssawki, a otwory płciowe oddzielone są czterema lub pięcioma pierścieniami (Bielecki 1995a).



Fot. 1. Pokrój ciała *Piscicola geometra* i *Piscicola pojmanskae*.

Piscicola geometra nie wykazuje szczególnego upodobania do konkretnych gatunków ryb, jednak dane literaturowe wskazują, że najczęściej występuje ona na okoniu (*Percu fluviatilis*), karasiu (*Carassius carassius*), płoci (*Rutilus rutilus*), szczupaku (*Esox lucius*), karpia (*Cyprinus carpio*), brzanie (*Barbus barbus*), miętusie (*Lota lota*) i linie (*Tinca tinca*) (Kocyłowski i Miączyński 1960, Prost 1980, Bielecki 1994, Bielecki i Dzika 2000). *Piscicola pojmanskae* jest spotykana głównie na płoci (*Rutilus rutilus*), karpia (*Cyprinus carpio*), amurze białym (*Ctenopharyngodon idella*), tołpydze białej (*Hypophthalmichthys molitrix*) i tołpydze pstrej (*Aristichthys nobilis*) (Bielecki 1994, Bielecki i Dzika 2000, Kołodziejczyk i Koperski 2000). Oba hemofagi najczęściej znajduje się na korpusie, płetwach, oczach i w jamie skrzelowej ryb.

Pijawki z prób zebranych w jeziorze Gardno charakteryzowały się małymi rozmiarami i znajdowane były w niewielkiej liczbie. Faktu tego nie należy wiązać z niekorzystnym wpływem zasolenia wód zbiornika – Gardno to zbiornik beta-oligohalinowy. Stężenie jonów chlorkowych w okresie prowadzenia badań (1998 r.) wahało się w zakresie 20-4425 mg Cl⁻ dm⁻³ i wyniosło średnio 0,5‰. Wartości tych nie można uznać za ograniczające rozwój i występowanie *Piscicola geometra*. Jest to gatunek euryhalinowy, opisany w innych zbiornikach słonawowodnych, m.in. w jeziorach Łebsko (Sandner 1953) i Jamno (Bielecki 1995b). Na temat wpływu zasolenia na występowanie *Piscicola pojmanskae* do tej pory brak

danych. Według dostępnej autorkom literatury jest to pierwszy opis występowania pijawek należących do gatunku *Piscicola pojmanskae* w zbiorniku słonawowodnym.

Niewielkie rozmiary oraz niska intensywność i ekstenzywność inwazji pijawek na ryby były obserwowane przez Bieleckiego i Dziką (2000) w jeziorach Ukiel, Warniak i Wulpińskie. Cytowani autorzy tłumaczą to zjawisko mniejszym zagęszczeniem populacji żywiciela w jeziorze, w porównaniu z zagęszczeniem ryb w stawach hodowlanych, gdzie obserwuje się wysoką intensywność i ekstenzywność inwazji na ryby, a hemofagi osiągają swoje maksymalne rozmiary ciała. Podobne wyjaśnienie należy przyjąć rozpatrując zagadnienie inwazji przez hemofagi w jeziorze Gardno, choć w wieloletniej strukturze odłowów z jeziora przedstawiciele gatunków ryb, które są najczęściej atakowane przez *Piscicola geometra* i *Piscicola pojmanskae* miały blisko 50% udział, z wyraźnie zaznaczoną dominacją płoci i okonia (Ciepielewki 1992, Orzechowski 1997). Średnie odłowy w latach 1952-1991 tych dwóch gatunków ryb wyniosły odpowiednio 9,3 kg ha⁻¹ płoci i 1,9 kg ha⁻¹ okonia, przy ogólnym połowie 33,52 kg ha⁻¹ (Orzechowski 1997).

Pomimo niewielkiej intensywności zarażenia pijawkami populacji ryb jeziora, hemofagi te mogą wywierać istotny wpływ na ogólną kondycję ryb. Osobniki będące ich żywicielami są osłabione, a na skórze widoczne są zranienia z odczynem zapalnym. Uszkodzenia te sprzyjają infekcji drobnoustrojami i grzybami. Ponadto pijawki są żywicielami pośrednimi pasożytujących w osoczu krwi ryb pierwotniaków z rodzaju Trypanosoma i Cryptobia.

Literatura

- Bielecki A. 1994 – *Piscicola pojmanskae*, a new leech species from Poland (*Hirudinea: Piscicolidae*) – Genus 5(4): 411-421.
- Bielecki A. 1995a – Nowe stanowiska *Piscicola pojmanskae* Bielecki, 1994 (*Hirudinea, Piscicolidae*) w Polsce i cechy odróżniające od *Piscicola geometra* (L. 1761) – Prz. Zool. 39, 1-2: 73-77.
- Bielecki A. 1995b – The effect of salinity on leech communities (*Hirudinea*) of the Jamno Lake – Acta Univ. Wratisl. 17744, Prace Zool. 29: 23-35.
- Bielecki A. 1997 – Fish leech of Poland in relation to the paleartic piscicolines (*Hirudinea: Piscicolidae: Piscicolinae*) – Genus 8 (2): 223-375.
- Bielecki A., Dzika E. 2000 – Pijawki pasożytujące na rybach (*Hirudinea: Piscicolidae* i *Glossiphoniidae*) w jeziorach Ukiel, Warniak i Wulpińskie. Badania wstępne – Wiad. Parazytol. 46 (1): 123-126.
- Ciepielewski W. 1992 – Efekty połowów ryb i perspektywy rybactwa w kilku polskich jeziorach przymorskich – Komun. Ryb. 5:15-20.
- Kocyłowski B., Miączyński T. 1960 – Choroby ryb i raków – PWRiL, Warszawa.
- Kołodziejczyk A., Koperski P. 2000 – Bezkręgowce słodkowodne Polski. Klucz do oznaczania oraz podstawy biologii i ekologii makrofauny – Wyd. UW, Warszawa.
- Orzechowski B. 1997 – Ecological analysis of fishing in estuary lakes, Gardno and Wicko, in the years 1952-1991 – Baltic Coastal Zone 1: 67-82.
- Prost M. 1980 – Choroby ryb – PWRiL, Warszawa.
- Sander H. 1953 – Z badań nad wodami słonawymi w Polsce. Ekologia pijawek (*Hirudinea*) jezior Łebsko i Sarbsko – Ekol. Pol. 1,3: 55-72.



Próba wsiedlenia bolenia (*Aspius aspius* L.) do Jeziora Kortowskiego w Olsztynie

Boleń (*Aspius aspius* L.), zwany wśród wędkarzy rapą, jest typową rybą reofilną. Zasiedla duże rzeki (fot. 1), zbiorniki zaporowe (fot. 2) oraz niektóre duże jeziora przepływowe. W ostatnich kilku latach wzrosło zainteresowanie tym gatunkiem. Mimo że boleń nie ma większego znaczenia gospodarczego, to jego walory wędkarskie spowodowały, że jest rybą bardzo poszukiwaną. Złowienie bolenia na wędkę jest nie lada wyczynem i chlubą wędkarza.

W związku z tym w ostatnich kilku latach opracowano technologię rozrodu bolenia w warunkach kontrolowanych oraz podchovu materiału zarybieniowego. Uzyskany w ten sposób materiał zarybieniowy w większości trafiał z powrotem do zbiorników, skąd pochodziły tarlaki. Niewielkie ilości narybku zostały wpuszczone także do rzek, w których on nigdy występował, a wyginął z powodu zanieczyszczenia wody. W ten sposób rozpoczęto restytucję bolenia w rzekach. Stało się to możliwe dzięki polepszeniu się jakości wód

plynących, spowodowane budową oczyszczalni i znacznym zmniejszeniem zanieczyszczeń przemysłowych.

Oprócz takich działań podjęto próbę wprowadzenia bolenia do jezior praktycznie nieprzepływowych, a bogatych w pokarm. Wybrano Jezioro Kortowskie w Olsztynie (fot. 3) Powierzchnia zbiornika około 89 ha, a głębokość maksymalna 17 metrów (średnia około 4-6 metrów). Zbiornik obfituje w duże ilości rybiej drobnicy, takiej jak: słonecznica, ukleja, płoć. Wczesną wiosną po zejściu pokrywy lodowej zarybiono zbiornik młodym boleniem, pochodzącym z trzytygodniowego podchovu w warunkach kontrolowanych w temperaturze 26°C. Przed zarybieniem schłodzono w ciągu dwóch dni wodę z rybami do temperatury około 9-10°C. Następnie ryby przetransportowano do jeziora. W tym okresie temperatura wody w jeziorze wahała się między 5-7°C. Ryby po wpusz-



Fot. 1. Rzeka Narew.



Fot. 2. Zbiornik Pierzchański.



Fot. 3. Jezioro Kortowskie.



Fot. 4. Bolenie z J. Kortowskiego.

TABELA 1

Zestawienie boleni złowionych 18 września 1999 roku
w Jeziorze Kortowskim

Lp.	Wiek	Masa (kg)	Długość l.c. (cm)	Długość l.t. (cm) w poszczególnym roku *			Wysokość (cm)
				I rok	II rok	III rok	
1.	2+	0,8	37	11,15	24,68	44	9,5
2.	2+	0,6	33,5	11,2	23,5	41	8,5
3.	2+	0,9	38	13,96	27,62	46	9,5
4.	2+	0,85	38	12,1	26,69	45	9,5
5.	2+	0,8	36	12,7	26,22	42,5	9,5

*- Długość l.t. w poszczególnych latach wyliczono na podstawie odczytów wstecznych z łusek

czeniu bardzo szybko utworzyły małe stadka i odpłynęły od brzegu. Wpuszczono około 5 tys. boleni o średniej masie 59,6 g (7,4) i średniej długości 20,7 cm (0,96) (w nawiasach podano odchylenie standardowe).

Petr Spurný¹, Janusz Guziur²

¹Uniwersytet Roln.-Leśniczy im. Mendla w Brnie, Czechy

²Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Presja kormorana (*Phalacrocorax carbo sinensis*) na populacje ryb w rzekach pld. Moraw (Czechy)

Wstęp

Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) na początku XX wieku w Europie był na krawędzi wymarcia. W ciągu ostatnich 20 lat sytuacja zmieniła się diametralnie, po wprowadzeniu ścisłej prawnej ochrony kormoranów. W roku 1980 populacja europejskiego kormorana szacowana na około 50 tys. osobników, w 1997 wzrosła do 700 tys., a w roku 1998 przekroczyła liczbę 1,5 mln ptaków. Najtrudniejszą sprawą, z jaką muszą radzić sobie czescy rybacy są liczne zimujące stadka kormoranów (dalej migrujące do południowej Europy), które przybywają jesienią z północnych regionów Europy i pozostają tutaj do początku marca (Spurný 1997, 2000).

Kolonie gniazdujących ptaków można znaleźć tylko w rejonie miast Trzebonia i Brzeclavi, w południowych regionach Czech, jedynych uważanych za naturalny obszar występowania kormoranów (Adámek, Guziur 1992, Lusk i in. 1993). Dane czeskiego Ministerstwa Rolnictwa wskazują, iż w roku 1999 na terenie Czech występowało 16 tys. kormoranów, z czego 88% to populacja przylatująca (migrująca) na zimę z Niemiec, Danii, Holandii i Polski. W roku 1999 bezpośrednio straty spowodowane presją kormoranów na ryby (przy przeciętnej dziennej konsumpcji kormorana – 0,5 kg os.⁻¹) osiągnęły 71 mln koron czeskich (2 mln USD), z czego

W następnym roku późną jesienią podczas połowów kontrolnych łowiono już sztuki o masie 200-370 g i długości 31-36 cm. W kolejnym roku odławiano średnio 6-13 ryb podczas jednego połowu na sprzęt stawny (wontony żyłkowe o oczku 45-55 mm). Ryby miały masę od 0,6 do 0,9 kg i długość 41-46 cm (tab. 1). W 2002 roku poławiano sztuki o masie przekraczającej 4 kg.

W wyglądzie zewnętrznym boleni pochodzących z wód płynących i jezior można zauważyć pewne różnice. Ryby pochodzące z jeziora mają bardziej krępa budowę ciała (fot. 4). Są mniej wydłużone w porównaniu z boleniami z rzek. Związane jest to prawdopodobnie z warunkami, jakie panują w jeziorze. Ryby nie muszą walczyć z prądem wody, a ponadto pochwylenie rybkiej drobnicy, która występuje w dużych ilościach nie stanowi dla nich większego problemu.

59 mln koron (67%) to straty w rybach hodowlanych, a 12 mln straty w populacji ryb rzecznych. Przytoczone liczby nie zawierają późniejszych szkód wywołanych zwiększoną śmiertelnością, spowodowaną okaleczeniami oraz zmniejszonymi przyrostami w wyniku stresu (Adámek, Guziur 1992). Zgodnie z zarządzeniem czeskiego Ministerstwa Środowiska kormoran, podobnie jak i w Polsce, jest gatunkiem chronionym, który otrzymał status gatunku zagrożonego wymarciem. Czechy nie zajęły jeszcze stanowiska w sprawie programu ograniczenia populacji kormoranów zaproponowanego przez Unię Europejską (Spurný 2000).

Najdokładniejszą analizę składu pokarmu kormoranów zawierają badania Kellera (1998), który stwierdził w jego diecie 24 z 50 gatunków ryb występujących na siedmiu reprezentatywnych siedliskach Bawarii. Mellin i Martyniak (1989) przedstawili podobieństwo między składem diety kormoranów a składem ichtiofauny akwenów Warmii i Mazur, gdzie kormorany już się zadomowiły. Podobne rezultaty uzyskali Adámek i Guziur (1992) na rozległym kompleksie zbiorników dolinowych Nove Mlýny w pld. Morawach (3,4 tys. ha). W oparciu o dane różnych autorów dzienną konsumpcję ryb kormorana szacuje się w granicach 350-750 g, w szczególnych przypadkach przekracza 1 kg. Suter (1995) podaje, że przeciętna dzienna dawka



Rzeka Bečva (płd. Morawy).



Rzeka Dyje w Parku Narodowym Podyji.



Lipień z rzeki Dyje.

pokarmu stanowi 20% masy jego ciała, przy czym w zimie i w czasie karmienia młodych może przekroczyć 23%. Według Vaneerdena (1998) kormoran potrafi przelecieć dystans do 70 km w poszukiwaniu pokarmu. Cytowany Suter (1991) stwierdził także, że ichtiofauna małych rzek jest najbardziej podatna na presję kormoranów, gdzie nawet umiarkowana presja może poważnie naruszyć równowagę populacji. Hörwertner (1987) i Piwernetz (1999) wykazali skrajnie szkodliwe skutki presji kormoranów m.in. na populację lipienia (*Thymallus thymallus*).

Materiały i metody badań

W latach 1997-1998 badano wpływ presji kormoranów na populację ryb w krainie pstrąga rzeki Dyje w Parku Narodowym Podyji, poniżej wyżynnego zbiornika zaporowego Vranov. W tym rejonie rzeki znajdują się cztery chronione lokalizacje ryb, w których połów (wszelki) jest zabroniony. Jakość wód w tym rejonie jest wysoka, brak jest jakichkolwiek oznak zanieczyszczenia, o czym świadczą liczne stanowiska występowania głowaczy (*Cottus* sp.) oraz bogatego zoobentosu z kielżem zdrojowym (*Gammarus pulex fossarum*) na czele.

W czasie zimy w latach 1995-1999, w tym regionie, stwierdzono obecność 230-250 kormoranów, przy czym największą inwazję stwierdzono zimą 1995/1996. Badania ichtiologiczne, przy użyciu elektronarzędzi połowowych, przeprowadzono na 4 stanowiskach na 37-kilometrowym

odcinku rzeki. Charakterystyka poszczególnych stanowisk na obu rzekach przedstawia się następująco:

Stanowisko	Położenie	Powierzchnia łowionego odcinka	Uwagi
1. VRANOV nad rz. Dyje (rejon nr 14)	Pod zbior. zapor. Vranov, 1/3 rejonu tworzy strefę graniczną z Austrią	3927 m ²	1 chroniona strefa rybacka
2. NOWY HRADEK (rejon nr 13)	Środkiem rejonu przechodzi granica	3770 m ²	3 chronione strefy rybackie
3. PODMOLI (rejon 12 A)	Sąsiaduje ze stan. 2 i częścią rejonu nr 13	5232 m ²	-
4. POD PAPIRNOU	Poniżej lokalizacji stan. 3, część rejonu nr 12A	2970 m ²	-
Całkowita przelawiana pow. 4 stanowisk rz. Dyje 15899 m ² ~ 1,6 ha			
1. TROUBKY (rejon Morava nr 15)	W pobliżu ujścia do rzeki Morawy (dopływu Dunaju)	3360 m ²	
2. VRBOVEC (rejon Bečva nr 1)	Ok. 1 km od miejskiej oczyszczalni ścieków w Przerowie	2820 m ²	Lewobrzeżna część rewiru zanieczyszczona (osady organ.)
3. DLOUHONICE (rejon Bečva nr 1)	Sąsiaduje z rejonem Bečva nr 1	1660 m ²	-
4. GRYMŮV (rejon Bečva nr 2)	część rejonu Bečva nr 2. Jedyna lokalizacja w CR z występow. <i>Gobio kessleri</i>	1850 m ²	-
Całkowita przelawiana pow. 4 stanowisk rz. Bečva 9690 m ² ~ 0,97 ha			

Połowy na rzece Dyje prowadzono na odcinkach o długości 99-218 m, w zależności od szerokości rzeki 24-33 m, a całkowita przelawiana doświadczalnie powierzchnia rzeki wyniosła prawie 1,6 ha (2,65% pow. rzeki). Na Bečvie powierzchnia ta była nieco mniejsza i wynosiła 0,97 ha (1,37%).

Ocenę wielkości populacji ryb w dolnym biegu rzeki Bečva (kraina brzany) oparto na badaniach ichtiologicznych przeprowadzonych w sierpniu 1998 i w lipcu 1999, na 4 stanowiskach 20-kilometrowego odcinka, pomiędzy osadami Troubky a Osek. Zaobserwowano tu wzrost liczebności kormoranów od pojedynczych okazów w roku 1979, kil-

kudziesięciu w latach 1990-1992, setek w 1993, aż do powyżej tysiąca ptaków w 1998 roku. Właściwe badanie ichtologiczne przeprowadzono jednorazowo, na odcinkach o długości 83-120 m, na całej szerokości łóżyska rzeki (20-30 m).

W obu przypadkach elektropołowu dokonywano przy użyciu agregatu firmy Honda ze standardową przystawką prostowniczą i elektrodami roboczymi. Złowione ryby, w stanie elektronarkozy, identyfikowano pod względem gatunku oraz mierzono ich długość całkowitą (l.t.). W analizie rozpatrywano dominujące gatunki ryb w określonych kategoriach wielkości. Badane grupy charakteryzowano w kryterium zróżnicowania (H) (Shannon i Weaver 1963) oraz równowagi gatunkowej (E) (Sheldon 1969) populacji. Oszacowano też odłowy wędkarskie*, na przełomie ostatnich 9 lat (Dyje) i 14 lat (Bečva), przeprowadzone na badanych terenach. Intensywność pobytu wędkarzy w danym rejonie wędkarskim określano wskaźnikiem liczby wizyt wędkarskich (Spurný 2000).

Wyniki i dyskusja

Na 4 stanowiskach rzeki Dyje stwierdzono występowanie 11 gatunków ryb należących do 5 rodzin. Przeciętne ich zagęszczenie kształtowało się około 563 szt. ha⁻¹ (tab. 1). Lusk i in. (1993), badając rozpatrywane akwenty przed inwazją kormoranów, oszacował przeciętne zagęszczenie ryb na 797 szt. ha⁻¹, czyli o prawie 42% wyższe.

Porównanie z podobnymi rzekami pstrągowymi Czech wykazało znaczącą, bo prawie sześciokrotną, redukcję

TABELA 1

Skład gatunkowy i udział ichtiofauny w badanych czterech odcinkach rzeki Dyje (1997-1998)

Odcinek	1 VRANOV		2 HRÁDEK		3 PODMOLI		4 POD PAPIRNOU	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
Gatunek	Udział liczbowy gatunków (%)							
<i>Salmo trutta m. fario</i>	60	65	62	94	91	95	43	22
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		3					1	1
<i>Salvelinus fontinalis</i>		9						
<i>Thymallus thymallus</i>	23	1			6		3	3
<i>Rutilus rutilus</i>				2		2	5	52
<i>Leuciscus cephalus</i>								1
<i>Barbus barbus</i>				4	3	4		3
<i>Abramis brama</i>							1	
<i>Anguilla anguilla</i>								1
<i>Perca fluviatilis</i>	1	10						4
<i>Cottus gobio</i>	16	12	38	V*	V*	V*	47	13
Razem	100							
Średnie zagęszczenie ryb badanego rejonu rzeki (szt. ha ⁻¹)*	563 (Spurný 2000)							

* V – liczebność ryb wyjątkowo wysoka (nie określana)

przeciętnej liczebności populacji ryb w rzece Dyje (Spurný 2000). Porównanie uzyskanych wyników z danymi innych autorów (cyt. za Luskem i in. 1993) wykazało silny spadek populacji pstrąga potokowego (*Salmo trutta morpha fario*) o 57%, a współwystępującego lipienia (*Thymallus thymallus*) o około 66%. Osobniki mierzące mniej niż 200 mm długości całkowitej stanowiły 73% populacji pstrąga, podczas gdy osiągające 280 mm i więcej – zaledwie 7%. W przypadku lipienia wszystkie osobniki mierzyły mniej niż 200 mm. Znaczący spadek w populacji pstrąga i lipienia stwierdzono także w latach 1997 i 1998, wynoszący odpowiednio 32% oraz 91% (tab. 2). W porównaniu z danymi z lat 1991-1992 procent w odłowach głowacza (*Cottus gobio*) z kolei wzrósł z 16% o ponad 30% (Lusk i in. 1993).

TABELA 2

Skład gatunkowy ichtiofauny oraz zagęszczenie populacji (szt. ha⁻¹) pstrąga i lipienia (1997-1998)

Odcinek	Rok	Liczba badanych ryb	Liczba gatunków	Indeks różnicow. H	Indeks równowagi E	Zagęszczenie (szt. ha ⁻¹)	
						<i>Salmo trutta m. f.</i>	<i>Thymallus thymallus</i>
1 VRANOV	1997	139	4	1,448	0,724	458	177
	1998	79	6	1,601	0,619	282	5
2 HRÁDEK	1997	180	2	0,960	0,960	305	0
	1998	49 + V*	4	Nie ustalone		203	0
3 PODMOLI	1997	34 + V*	4	Nie ustalone		98	7
	1998	49 + V*	4	Nie ustalone		95	0
4 POD PAPIRNOU	1997	63	6	1,589	0,615	152	12
	1998	83	9	2,041	0,644	102	12
Średnio	1997	104 + V*	4			253 (100)	47 (100)
	1998	65 + V*	6			171 (68)	4 (9)

* V – liczebność ryb mało cennych wyjątkowo wysoka (nie określana)

Indeks zróżnicowania (H) oraz równowagi gatunkowej (E) populacji ryb rzeki Dyje wynosił odpowiednio 0,960-2,041 oraz 0,615-0,960, przy czym na 2 stanowiskach ze względu na wyjątkowo wysoką liczebność złowionych gatunków mało cennych (V) indeksów tych nie określano (tab. 2).

Na wybranych odcinkach rzeki Dyje (nr 12A, 13, 14) całkowite wędkarskie połowy ryb (kg z 1 hektara wody) w latach 1996-98, w porównaniu z okresem 1990-95, zmalały od 35 do 70%. Zaobserwowana redukcja pogłowia pstrąga potokowego (kg ha⁻¹) w tym okresie wyniosła w granicach 34-62%, a lipienia 38-92%, łącznie zaś połowy obu gatunków od 35 do 70% (tab. 3).

Populacja ryb w rzece Bečva

Badania ichtiofauny na czterech odcinkach rzeki Bečva ujawniły obecność 23 gatunków ryb, należących do 5 rodzin. Na poszczególnych odcinkach rzeki liczba wystę-

* Przemysłowe połowy rybackie na wodach Republiki Czeskiej nie są prowadzone.

Tendencje zmian połowów wędkarskich na rzece Dyje przed i po inwazji kormoranów*

Odcinek rzeki	Okres*							
	1990 – 1995		1996 - 1998		Spadek połowów i wizyt			
	szt. ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	szt. ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	szt. ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	szt. (%)	kg (%)
DYJE 14 (st. 1)								
Pstrąg potokowy	113,0	38,0	77,0	25,0	36,0	13,0	32	34
Lipień	11,0	4,0	8,7	2,5	2,3	1,5	31	38
Razem połowy	124,0	42,0	85,7	27,5	38,3	14,5	32	35
Wizyty wędkarskie	n = 139		n = 117		n = 22		16	
DYJE 13 (st. 2, 3)								
Pstrąg potokowy	75,0	23,6	35,3	11,0	39,7	12,6	53	54
Lipień	23,0	10,8	1,7	0,6	21,3	10,2	93	94
Razem połowy	98,0	34,4	37,0	11,6	61,0	22,8	62	66
Wizyty wędkarskie	n = 59		n = 38		n = 21		36	
DYJE 12A (st. 4)								
Pstrąg potokowy	163,0	50,0	71,0	19,0	92,0	31,0	56	62
Lipień	47,0	16,7	4,0	1,3	43,0	15,4	92	92
Razem połowy	210,0	66,7	75,0	20,3	135,0	46,4	65	70
Wizyty wędkarskie	n = 169		n = 123		n = 46		27	

* 1990-1995 – połowy przed inwazją kormoranów

* 1996-1998 – połowy po inwazji kormoranów

TABELA 3

pujących gatunków była znacznie niższa i wynosiła od 3 do 16; średnio 10 (w 1998 r.) i 11 (w 1999 r.) (tab. 4, 5). Do najczęściej poławianych gatunków należały głównie ryby reofilne, a zwłaszcza jelec, kleń, brzana, świnka, piekielnica oraz częściowo słonecznica i leszcz.

Liczebność populacji ryb z tej rzeki była silnie zróżnicowana i wahała się w granicach 22-2805 szt. ha⁻¹, indeks zróżnicowania (H) oraz równowagi gatunkowej (E) wynosił odpowiednio 1,50-2,97 oraz 0,618-0,946 (tab. 5). Wartości dwu ostatnich współczynników są dość zbliżone do wyników uzyskanych w badaniach populacji ryb w rzece Dyje (tab. 2).

Na odcinku nr 2 (Vrbovec) w 1998 roku zaobserwowano znaczne ubóstwo ryb (sygnalizowane wcześniej przez wędkarzy) oraz silną redukcję populacji, co spowodowane mogło być głównie wysoką presją dużych skupisk kormoranów (tab. 4). Dane zebrane od wędkarzy pokazują także (poczynając od lat 1995-1996), że presja wędkarska była stopniowo przesuwana do tych odcinków rzeki, które były pod mniejszym wpływem presji kormoranów w czasie zimy: przeciętne roczne połowy ryb reofilnych wynosiły 24,2 i 26,2 kg ha⁻¹ na odcinkach będących odpowiednio pod i bez wpływu kormoranów zimą (Spurný 2000). Tendencję tę potwierdza liczba i udział (%) poszczególnych

TABELA 4

Struktura gatunków dominujących na 4 odcinkach rzeki Bečva w latach 1998 i 1999

Stanowisko	1 TROUBKY		2 VRBOVEC		3 DLOUHONICE		4 GRÝMOV	
	1998	1999	1998	1999	1998	1999	1998	1999
Gatunek	Dominacja (%)							
<i>Salmo trutta m. fario</i>							0,25	0,57
<i>Esox lucius</i>					1,03			
<i>Rutilus rutilus</i>	8,96		0,96	0,51	0,92	5,15		
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1,40		0,96	4,62	0,31	2,94		
<i>Leuciscus cephalus</i>	20,45	25,00*	36,54	15,90	15,95	14,95	35,13	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>					0,31			
<i>Aspius aspius</i>	2,52				0,31			
<i>Chondrostoma nasus</i>	20,73		0,96	40,00	22,70	12,01	4,53	
<i>Pseudorasbora parva</i>						0,49		
<i>Gobio gobio</i>	3,64		4,81	1,03	4,91	3,43	1,70	
<i>Gobio kessleri</i>						0,25		
<i>Barbus barbus</i>	34,17		4,81	33,85	19,02	31,86	27,76	
<i>Alburnus alburnus</i>		50,00*	18,27		18,71	16,91	4,82	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	2,52		0,96	0,51	4,29	9,07	4,53	
<i>Abramis brama</i>	0,28		31,73		7,06	1,96	20,96	
<i>Vimba vimba</i>	0,28							
<i>Carassius carassius</i>	1,68				0,31			
<i>Carassius auratus gib.</i>								
<i>Cyprinus carpio m. domestica</i>						0,25		
<i>Barbatula barbatula</i>					1,23			
<i>Anguilla anguilla</i>					0,61			
<i>Perca fluviatilis</i>	0,84	25,00*		2,05	0,61	0,25		
<i>Stizostedion lucioperca</i>	2,52			0,51	2,76	0,25		

* odcinek wyjątkowo ubogi w ryby

TABELA 5

Zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny na 4 stanowiskach rzeki Bečva (1998 i 1999 r.)

Stanowisko	Rok	Liczba badanych ryb	Liczba gatunków*	H	E	Liczebność (szt. ha ⁻¹)
1	1998	357	13	2,646	0,715	1 634,6
	1999	4	3	1,500	0,946	21,8
2	1998	104	9	2,183	0,689	567,4
	1999	326	16	2,970	0,743	2 805,5
3	1998	195	10	2,052	0,618	1 678,1
	1999	326	16	2,970	0,743	2 805,5
4	1998	408	15	2,844	0,728	2 756,8
	1999	353	8	2,274	0,758	2 385,1
Średnio	1998	241	10	2,261	0,7518	1 520,3
	1999	261	11	2,475	0,7300	1 919,3

* ogólna liczba gatunków 23 (tab. 4)

gatunków ryb, stwierdzona w połowach na dolnych odcinkach nr 3 i 4 badanej rzeki Bečva (tab. 4).

Na rozpatrywanych 4 stanowiskach rzeki długość całkowita (l.t.) czterech głównych gatunków reofilnych (*Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus*, *Leuciscus cephalus*, *Vimba vimba*) wynosiła do 250 mm oraz ponad 300 mm, przy czym nie znaleziono osobników o długości całkowitej 251-300 mm (tab. 6). Brakująca zaś klasa wielkości ryb (251-300 mm)

TABELA 6

Skład wielkościowy ważniejszych gatunków ryb reofilnych
w 4 dolnych odcinkach rzeki Bečva w latach 1998-1999

Odcinek rzeki	1 TROUBKY	2 VRBOVEC	3 DLOUHONICE		4 GRYMOV		
rok	1998	1998	1999	1998	1999	1998	1999
Liczebność ryb (%)							
<i>Leuciscus cephalus</i>							
n*	71	1	36	31	54	60	122
do 150 mm	22,54	0	30,56	6,46	3,70	25,00	11,48
151-250 mm	30,98	100	47,22	77,45	16,67	73,33	77,48
251-300 mm**	0	0	0	0	0	0	0
< 300 mm	46,48	0	22,22	16,13	79,63	1,78	10,65
<i>Chondrostoma nasus</i>							
n	71	0	1	78	74	49	16
do 150 mm	15,49	0	0	0	0	0	0
151-250 mm	23,94	0	0	0	1,35	0	0
251-300 mm**	0	0	0	0	0	0	0
< 300 mm	60,56	0	100	100	98,65	100	100
<i>Barbus barbus</i>							
n	120	0	5	67	61	127	97
do 150 mm	33,33	0	100	20,90	14,75	33,86	16,49
151-250 mm	37,50	0	0	37,31	21,31	43,31	59,79
251-300 mm**	0	0	0	0	0	0	0
< 300 mm	29,17	0	0	41,79	63,93	22,83	23,71
<i>Vimba vimba</i>							
n	1	0	33	0	23	8	71
do 150 mm	0	0	0	0	0	0	4,23
151-250 mm	100	0	100	0	47,83	100	95,77
251-300 mm**	0	0	0	0	0	0	0
< 300 mm	0	0	0	0	52,17	0	0

*n – liczba złowionych osobników,

** zasadnicza wielkość ryb poławiana w zimie przez kormorany

dokładnie odpowiada wielkości ryb preferowanych zimą przez kormorana.

Dodatkowo w 1999 r. stwierdzono przypadki licznych okaleczeń ryb na stanowisku nr 3 (Dlouhonice). Prawie 30% świnek (*Chondrostoma nasus*) i pojedyncze osobniki certy (*Vimba vimba*) miały gojące się otwarte rany (na grzbietowej i ogonowej części ciała), spowodowane z dużym prawdopodobieństwem przez dzioby kormoranów.

Podsumowanie

W rejonie badań rzeki Dyje odłowiono 12 gatunków ryb.

Helena Kłodzińska - Rybacki Zakład Doświadczalny IRS w Żabiecu

Przysadki mózgowe leszcza - nie w pełni doceniane źródło hormonów w kontrolowanym rozrodzie ryb

W praktyce sztucznego rozrodu ryb w Polsce najczęściej używa się przysadek mózgowych karpia oraz od kilku lat nowego preparatu o nazwie Ovopel. Dystrybucję tych specyfików prowadzi Bank Hormonów działający przy RZD i ZRS IRS w Żabiecu.

W wyniku presji kormoranów liczebność populacji ryb w rzece spadła średnio z 797 do 563 szt. ha⁻¹, w tym stan pogłowia pstrąga potokowego (*Salmo trutta m. fario*) i lipienia (*Thymallus thymallus*) obniżył się odpowiednio o 57 i 66%. Połowy wędkarskie tych ryb spadły odpowiednio o 51-56% i 92%. W dolnym biegu rzeki Bečva odłowiono 23 gatunki ryb, a ich liczebność wynosiła od 22 do 2 805 szt. ha⁻¹. Nie stwierdzono występowania w rzece, wśród gatunków reofilnych, ryb o długości całkowitej 251-300 mm, która stanowi zasadniczą wielkość poławianą przez kormorana w zimie.

W 1999 roku, na stanowisku nr 3, u 30% odłowionych świnek (*Chondrostoma nasus*) i kilku osobników certy (*Vimba vimba*) stwierdzono występowanie gojących się ran spowodowanych atakiem tych ptaków.

Literatura

- Adámek Z., Guziur J. 1992 – Skład pokarmu kormorana czarnego ze zbiorników dolinowych Nové Mlýny, pld. Moravy (ČSSR) – Acta Acad. Agricult. Techn. Olst., 19: 109-120.
- Bouchner M. 1972 – Atlas of vertebrates. 3. Birds – Ptáci – SPN Praha: 112.
- Härwertner G. 1987 – Kormorane an der Ennstauseen – Österr. Fish. 4: 74.
- Keller T. 1998 – Die Nahrung von Kormoranen (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Bayern – J. Ornithol. 139: 389-400.
- Lusk S., Halačka K., Jurajda P., Peňáz M. 1993 – Fish fauna of the aquatic ecosystem of the Podyji National Park – ÚEK AV ČR Brno: 25.
- Mellin M., Martyniak A. 1989 – Composition of food of cormorant in a colony situated on Lake Morag – Gosp. Ryb. 8-9: 16-17.
- Ministerstvo zemědělství ČR 1999 – Effects of predation pressure and presence of the river otter, cormorant, grey heron, and other animals on fish communities in surface waters of the Czech Republic – Unpublished study by the Czech Republic Ministry of the Environment, Prague.
- Piwernetz, D. 1999 – Kormorane! – Fischer und Teichwirt 50 (5): 169.
- Shannon C. E., Weaver W. 1963 – The mathematical theory of Communities – Univ. Illinois Press, Urbana.
- Sheldon A. L. 1969 – Equitability indices: dependence on the species count – Ecology 50: 466-467.
- Spurný P. 1997 – The cormorant, a threat to the European fisheries – Rybářství 8: 310-311.
- Spurný P. 2000 – Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) predation on fish populations in rivers of the Czech Republic – Folia Univ. Agricul. Stetin, 214 Piscaria (27): 201-206.
- Suter W. 1991 – Der Einfluss fischfressender Vogelarten auf Süßwasserfisch – Bestände – eine Übersicht – J. Ornith. 132: 29-45.
- Suter W. 1995 – The effect of predation by cormorants *Phalacrocorax carbo* on Grayling *Thymallus thymallus* and trout (*Salmonidae*) populations: two case studies from Swiss rivers – Appl. Ecol. 32: 29-46.
- Vaneerden M. R. 1988 – Foraging behaviour and consequences for breeding performance of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* et Lake IJsselmeer, The Netherlands – Ibis 130: 590.

mózgowe lescza kupowano w Rosji za pośrednictwem prywatnego przedsiębiorcy, który z czasem przejął rynek zbytu. Jak dotąd były to jednak niewielkie ilości. Korzystało z nich niewiele gospodarstw. A szkoda, ponieważ jest to znane od lat (Pliszka 1949, Wieniawski 1963) dobre źródło hormonów, które z powodzeniem można stosować w praktyce kontrolowanego rozrodu, podobnie jak przysadek mózgowych karpia czy syntetycznych analogów.

Próby stymulacji rozrodu karpia z użyciem przysadek mózgowych lescza, przeprowadzone w wylęgarni w Żabieńcu w 1988 roku (dane niepublikowane), potwierdziły wcześniejsze informacje. Wprawdzie zgodnie z sugestiami Wieniawskiego (1963) zastosowano przeszło trzykrotnie większą dawkę, ale zrekompensowała ją niższa cena przysadek lescza. Wyniki nie odbiegały jednak od wyników tarła z zastosowaniem przysadek mózgowych karpia (tab. 1).

TABELA 1

Wyniki rozrodu ikrzyk karpia przy użyciu przysadek mózgowych karpia i lesczy

Pochodzenie przysadki	Dawka mg/kg	Ilość ♀	% ♀ które oddały ikrę	Średni % zapłodnienia ikry	Płodność względna tys. szt/kg masy ♀
karpiowa	0,2 + 0,6	3	100	87,9	93
leszczowa	0,4 + 3,0	3	100	86,9	110

Czas między iniekcjami wynosił 12 godzin, ikrę uzyskano w 13-16 godzin po II hypofizacji niezależnie od użytej przysadki. W obydwu grupach wszystkie samice owulowały. Procent zapłodnienia ikry był zadowalający, a płodność względna porównywalna. Zdarza się, że uzyskiwane wyniki rozrodu przy użyciu przysadek mózgowych karpia są znacznie gorsze. O wynikach tarła decyduje bowiem wiele innych czynników, takich jak: stopień dojrzałości ikrzyk oraz ich problemy anatomopatologiczne, warunki przetrzymywania ryb przed tarłem, temperatura wody zarówno w okresie przedtarłowym, jak również w czasie iniekcji, szczególnie po II hypofizacji.

Zadowalające rezultaty osiągnął Bekh (2001) z Instytutu Rybackiego w Kijowie, testując Ovopel w porównaniu z używaną przez niego standardowo przysadką mózgową. Przeprowadził on próby z ikrycami różnego pochodzenia (tab. 2).

Czas między I a II iniekcją wynosił 12 godzin, ikrę pobrano w 8-13,5 godziny po II hypofizacji. Wyniki rozrodu za pomocą obydwu stymulatorów były zbliżone i potwierdzają przydatność przysadek lesczowych.

Innym ważnym argumentem przemawiającym za częstszym stosowaniem przysadek mózgowych lescza w sztucznym rozrodzie ryb jest ich stosunkowo niska cena (tab. 3).

W analizowanych latach przysadki mózgowe lescza były zdecydowanie tańsze i cena ich stanowiła około 0,58-0,61 ceny jednostkowej przysadki mózgowej karpia i 0,67-0,97 ceny Ovopelu.

Koszt zastosowania przysadek mózgowych lescza, karpia i Ovopelu do pobudzenia rozrodu 10- kilogramowej ikrzyki karpia, łącznie w dwóch dawkach: 3 mg przysadki lesczowej, 3 mg przysadki karpiowej lub 1 i 1/7 szt. Ovopelu, wyniosłyby w bieżącym roku odpowiednio:

- 15,30 zł przy użyciu przysadki lesczowej,
- 25,50 zł – przysadki karpiowej z USA,
- około 22,8 zł przy użyciu Ovopelu.

Ceny przysadek, analogów LH-RH i innych preparatów do stymulowania rozrodu ryb, dostępnych na rynku międzynarodowym, są różne w poszczególnych latach. Zależą od rodzaju preparatu, sposobu konfekcjonowania, a także ilości i kraju zakupu. Ich jakość bywa także różna. Kilka lat temu zaniechano sprowadzania, powszechnie stosowanych w wylęgarniach polskich, przysadek karpiowych z firmy Argent z USA, które negatywnie ocenili użytkownicy. Przysadki kupione w innej amerykańskiej firmie Stoller Hatchery użytkownicy ocenili pozytywnie, ale ich formalny import, łącznie z wysyłką kurierem, zezwoleniem, podatkiem i cłem, podniósł cenę w 2001 roku do 909,5 zł za 1 gram, a więc prawie do granicy opłacalności. Zmiany przepisów, nowe podatki i wysokie stawki celne utrudniają import i zwiększają cenę przysadek karpia i Ovopelu. W tej sytuacji alternatywne źródło hormonów pozwala na większą możliwość wyboru. Jeżeli nawet nie całkowitego prze-

TABELA 2

Wyniki rozrodu ikrzyk karpia przy użyciu przysadek mózgowych lesczy i Ovopelu (wg Bekha 2001)
a. Linia czysta (lustrzenie)

Zastosowany stymulator	Dawka mg/kg szt./kg	Ilość ♀	% ♀ które oddały ikrę	Średni % zapłodnienia ikry	Płodność względna tys. szt/kg masy ♀
przysadka lesczowa	0,3+2,7	5	100	93,8	116,5
Ovopel	1/5+1	5	80	94,5	123,8

b. Krzyżówka F-1 (lustrzenie)

Zastosowany stymulator	Dawka mg/kg szt./kg	Ilość ♀	% ♀ które oddały ikrę	Średni % zapłodnienia ikry	Płodność względna tys. szt/kg masy ♀
przysadka lesczowa	0,3+2,7	5	100	93,8	105,5
Ovopel	1/5+1	5	80	94,5	104,9

TABELA 3

Ceny zbytu stymulatorów rozrodu w latach, w których dysponowano przysadką mózgową lesczy

Rok	Ceny 1 grama lub ekwiwalentu (PLN)		
	przysadka lescza	przysadka karpia (import USA)	Ovopel (import Węgry)
1995	387	670	-
1997	480	782	495
2002 (import Rosja)	510	850	760

jęcia na przysadki leszczowe, to przynajmniej większą niż dotychczas skalę ich stosowania.

Do tej pory rozpatrywano kwestię zastosowania przysadek mózgowych leszcza tylko u ikrzyc karpia. Należy jeszcze pamiętać o samcach, dla których też zużywa się sporą ilość przysadek mózgowych. Co prawda dawki są o połowę mniejsze niż dla samic, ale z powodu bezpieczeństwa (w tarle gospodarczym na ogół nie sprawdza się aktywności plemników) iniekuje się trochę więcej samców. Wprawdzie nie prowadzono specjalnych doświadczeń z wykorzystaniem przysadek leszczowych do hypofizacji samców karpia czy też samców innych gatunków, ale w naszej długoletniej praktyce wylęgarniczej nie spotkano się z negatywnymi skutkami stosowania ich u samców. Wydaje się więc, że i tutaj istnieje możliwość zmniejszenia kosztów przy zastosowaniu przysadek leszczowych.

Pozostaje otwarta sprawa zastosowania przysadek mózgowych leszcza do pobudzenia rozrodu innych gatunków ryb (iniekcje heteroplastyczne). Nie poszukiwano danych w tym zakresie, ale o ile nam wiadomo na Ukrainie stosowane są one do rozrodu ryb roślinożernych. Pliszka (1949) wspominał, że Gerbilski już w latach trzydziestych stosował z powodzeniem przysadki leszcza do pobudzenia rozrodu sandaczy, siei i siewrugi. Współcześnie Brzuska i in. (1998) uzyskali zadowalające wyniki stosując przysadkę mózgową leszcza w rozrodzie suma afrykańskiego.



Problemy Prawa Rybackiego ♦ Problemy Prawa Rybackiego

Amatorski połów ryb kuszą

Czy osoba zamierzająca dokonywać połowu ryb kuszą może domagać się od dzierżawcy rybackiego gospodarstwa jeziorowego umożliwienia jej takiego połowu bez opłat, powołując się jedynie na to, że Prawo wodne przyznaje takie uprawnienie w ramach powszechnego korzystania z wód?

Gospodarstwo Rybackie w Charzykowych

Klub pletwonurków w sporze prawnym z gospodarstwem rybackim o wykonywanie kusznictwa podwodnego wysunął następujące argumenty:

1) zgodnie z art. 34 ustawy z 18 lipca 2001 Prawo wodne (Dz.U. nr 115, poz. 1229 ze zm.) każdemu przysługuje prawo do korzystania ze śródlądowych wód powierzchniowych publicznych do amatorskiego połowu ryb przy pomocy wędki lub kuszy,

2) art. 7 ust. 2 ustawy z 18 kwietnia 1985 o rybactwie śródlądowym (Dz.U. 1999 nr 66, poz. 750 ze zm.) dotyczy wód będących własnością uprawnionego do rybactwa, a nie dotyczy dzierżawcy,

3) jeżeli uprawniony do rybactwa na wodach Skarbu

Wnioski

1. Wyniki doświadczeń własnych oraz Instytutu Rybackiego z Kijowa potwierdzają skuteczność przysadek mózgowych leszcza w sztucznym rozrodzie karpia i stosowania ich w dawce całkowitej ok. 3 mg przysadki / kg masy ciała samicy.
2. Przysadki mózgowie leszcza są tańszym od przysadek karpiowych i Ovopelu źródłem hormonów do stymulacji rozrodu ryb.
3. Wydaje się, że jest możliwe stosowanie przysadek leszczowych u samców karpia oraz innych gatunków ryb (zarówno samic, jak i samców) w większym zakresie niż dotychczas.

Literatura

- Bekh W. 2001 – Pobudzenie rozrodu ikrzyc karpia przy pomocy Ovopelu i przysadek mózgowych leszcza – dane niepublikowane, informacja własna.
- Brzuska E., Adamek J., Rzemieniecki A. 1998 – Wstępne wyniki badań nad zastosowaniem przysadki mózgowej leszcza do stymulowania owulacji u samic suma afrykańskiego (*Clarias gariepinus* Burchell 1822) – Komun. Ryb. 1: 7-8.
- Pliszka F. 1949 – Zastosowanie iniekcji przysadki mózgowej ryb w gospodarstwie karpiowym – Przegl. Ryb. XVI, 9: 328-339.
- Wieniawski J. 1963 – Zadania i formy produkcji w gospodarstwie karpiowym – W: Hodowla ryb w stawach (red.) A. Rudnicki, PWRiL Warszawa: 253-254.

Państwa nie ustalił opłat za uprawianie amatorskiego połowu ryb, oznacza to, że opłat nie ma, a dzierżawca nie może zabronić amatorskiego połowu ryb,

4) opłaty za połów ryb kuszą powinny być podobne do opłat za wędkowanie, a zbyt wysoka opłata równałaby się zakazowi połowu, czyli naruszałaby prawo obywatelskie, którego nie można ograniczyć aktem prawnym o randze niższej niż ustawa.

Wszystkie te argumenty są jawnie błędne i wynikają z niewłaściwego odczytania bądź z niezrozumienia Prawa wodnego i ustawy rybackiej.

Instytucja przewidzianego w art. 34 Prawa wodnego **prawa do powszechnego korzystania z wód** jest trójako ograniczona od strony:

- przedmiotu – obejmuje śródlądowe powierzchniowe wody publiczne, morskie wody wewnętrzne wraz z wodami Zatoki Gdańskiej i wody morza terytorialnego,
- celu – służy wyłącznie do zaspokajania potrzeb osobistych, gospodarstwa domowego lub rolnego, bez stosowania specjalnych urządzeń technicznych, a także do wypoczynku, uprawiania turystyki, sportów wodnych oraz amatorskiego połowu ryb,
- przepisów, przy czym jest to ograniczenie podwójne:

– po pierwsze, art. 34 ust. 1 kończy się wyrazami „jeżeli przepisy nie stanowią inaczej”, a stanowią inaczej np. w art. 34 ust. 3, według którego powszechne korzystanie z wód nie obejmuje:

- 1) wydobywania kamienia, żwiru, piasku oraz innych materiałów z morskich wód wewnętrznych wraz z wodami Zatoki Gdańskiej oraz z wód morza terytorialnego,
- 2) wycinania roślin z wód lub brzegu,
- 3) wydobywania kamienia i żwiru z potoków górskich,

– po drugie, co w kontekście rozważanego zagadnienia prawnego ma znaczenie decydujące, art. 34 ust. 2 określający cele korzystania powszechnego kończy się wyrazami „... oraz, na zasadach określonych w przepisach odrębnych, amatorskiego połowu ryb.”

Oznacza to, że sam art. 34 Prawa wodnego nie jest wystarczającą podstawą domagania się dopuszczenia do amatorskiego połowu ryb, albowiem muszą być dochowane zasady określone w przepisach odrębnych.

Te odrębne przepisy to, rzecz jasna, ustawa rybacka i przepisy wykonawcze do niej. Chodzi przede wszystkim o art. 7 ust. 1, 2 i 8 ustawy rybackiej, które w tym miejscu wypadnie przytoczyć w pełnym brzmieniu:

Art 7. 1. Za amatorski połów ryb uważa się pozyskiwanie ich wędką lub kuszą.

2. Amatorski połów ryb może uprawiać osoba posiadająca dokument uprawniający do takiego połowu, zwany dalej „kartą wędkarską” lub „kartą łowiectwa podwodnego”, a jeżeli połów odbywa się w wodach uprawnionego do rybactwa – posiadająca ponadto jego zezwolenie.

(...)

8. Uprawniony do rybactwa za wydane zezwolenie na uprawianie amatorskiego połowu ryb może pobierać opłatę w wysokości przez siebie ustalonej.

Co to są **wody uprawnionego do rybactwa** w rozumieniu art. 7 ust. 2 ustawy? Nie ma żadnych podstaw prawnych do utrzymywania, że są to wody tylko właściciela, a nie dzierżawcy. Definicja uprawnionego do rybactwa (art. 4 ust. 1 ustawy rybackiej) jest wystarczająco precyzyjna, aby żadnych wątpliwości nie pozostawić. Takim uprawnionym jest bowiem:

- na wodach stojących i stawach – właściciel, posiadacz samoistny lub zależny gruntów pod nimi,
- na wodach płynących – władający obwodem rybackim na podstawie umowy zawartej z właścicielem wody.

Na wodach płynących stanowiących własność Skarbu Państwa uprawnionym do rybactwa nie jest Skarb Państwa (właściciel wody), ale ten, z kim dyrektor regionalnego zarządu gospodarki wodnej zawarł – na podstawie art. 13 Prawa wodnego – umowę o użytkowanie obwodu rybackiego. Z mocy art. 217 Prawa wodnego jeszcze przez 10 lat nieco inaczej jest na jeziorach użytkowanych rybacko, wchodzących w skład Zasobu Własności Rolnej Skarbu Państwa. Na tych wodach uprawnienia Skarbu Państwa w zakresie rybactwa wykonuje Agencja Własności Rolnej Skarbu Państwa na warunkach określonych stosownymi przepisami. Jeżeli Agencja wydzierżawia rybackie gospodarstwo jeziorowe, to uprawnionym do rybactwa w rozumieniu art. 7 ust. 2 ustawy rybackiej nie jest ani Skarb Państwa, ani Agencja, lecz **dzierżawca** i do niego należy zarówno zezwalanie na amatorski połów ryb (wędką lub kuszą) w dzierżawionych przez niego wodach, jak i pobieranie opłat za zezwolenie.

Ustawodawca nadal posługuje się mylącym określeniem

– **zezwoenie**, sugerującym, że chodzi tu o akt administracyjny. W dzisiejszych realiach oczywiste jest, że zezwolenie uprawnionego do rybactwa nie jest żadnym aktem administracyjnym, lecz rodzajem umowy zawieranej przez uprawnionego do rybactwa z wędkarzem lub kusznikiem podwodnym. Również oczywiste jest, że dzierżawca może zezwolić na amatorski połów ryb w dzierżawionych przez siebie wodach, ale może także na to nie zezwolić. Jeżeli dzierżawca nie zezwala, to nie ma środka prawnego, za pomocą którego można by go do tego zmusić. Inaczej mówiąc, dzierżawca może zabronić amatorskiego połowu ryb w dzierżawionych przez siebie wodach w ten prosty sposób, że na to nie zezwoli, a amatorski połów bez zezwolenia jest wykroczeniem z art. 27 ust. 1 pkt 1 ustawy rybackiej, za co grozi grzywna do 5000 zł.

Według art. 7 ust. 8 ustawy rybackiej uprawniony do rybactwa może za wydane zezwolenie pobierać **opłatę w wysokości przez siebie ustalonej**. Także ten przepis jest wystarczająco jasny. To nie Skarb Państwa i nie Agencja Własności Rolnej Skarbu Państwa ustala wysokość opłaty i pobiera ją, ale **dzierżawca**. Może on opłaty nie pobierać, wolno mu, ale może i pobierać. Nie ma żadnych przeszkód, aby dzierżawca ustalił te opłaty w wysokości „niebotycznej”, na które ani wędkarza, ani kusznika podwodnego nie będzie stać. Dzierżawca może pobierać opłaty w wysokości **przez siebie ustalonej** i nikt mu żadnych ograniczeń narzucić nie może.

Nie ma żadnych podstaw do utrzymywania, że opłaty za połów ryb kuszą powinny być podobne do opłat za wędkowanie. O tym decyduje dzierżawca ustalając opłaty za połów ryb kuszą. Może je ustalić na takim samym poziomie jak za wędkowanie, może je ustalić na poziomie wyższym niż za wędkowanie, ale może i na poziomie niższym.

Wreszcie nie jest trafne spostrzeżenie, że ustalenie zbyt wysokich opłat za amatorski połów ryb (wędką lub kuszą) uniemożliwia realizację obywatelskiego prawa do powszechnego korzystania z wód. Nawiasem mówiąc, prawo do powszechnego korzystania z wód nie jest prawem obywatelskim, lecz prawem człowieka; art. 34 ust. 1 zaczyna się słowami „Każdemu przysługuje ...”. W tym kontekście „każdy” to nie tylko obywatel polski, lecz także cudzoziemiec. Nie jest to jednak prawo konstytucyjne, lecz prawo wynikające z ustawy zwykłej (Prawa wodnego), które – jak już o tym była mowa – zostało w samym tekście art. 34 Prawa wodnego podwójnie normatywnie ograniczone:

- generalnie – przez użycie zwrotu „jeżeli przepisy nie stanowią inaczej”,
- w odniesieniu do amatorskiego połowu ryb – przez odesłanie do „zasad określonych w przepisach odrębnych”.

Jeżeli zatem ustawa rybacka (przepis odrębny) uzależnia wykonywanie amatorskiego połowu ryb w wodach uprawnionego do rybactwa od jego zezwolenia oraz pozwala uprawnionemu do rybactwa na pobieranie opłat za zezwolenie w wysokości przez tegoż uprawnionego ustalonej, to uprawniony do rybactwa nie narusza prawa każdego do powszechnego korzystania z wód w tej części, w jakiej dotyczy ono amatorskiego połowu ryb:

- ani wtedy, gdy zezwolenia odmawia, ponieważ nie ma przepisu, który nakazywałby mu udzielać zezwoleń,
- ani wtedy, gdy ustala opłaty na tak wysokim poziomie, że praktycznie nikogo nie stać na ich poniesienie, ponieważ nie ma przepisu, który w jakikolwiek sposób limitowałby wysokość opłat.

Wojciech Radecki



Sprawozdanie z XXVII Krajowej Konferencji Hodowców Ryb Łososiowatych – Mierki k. Olsztynka 2002

Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie i Oddział Hodowców Ryb Łososiowatych Polskiego Towarzystwa Rybackiego w Poznaniu zorganizowały w roku bieżącym XXVII Krajową Konferencję Hodowców Ryb Łososiowatych, która odbyła się w dniach 10-12 października w Mierkach k. Olsztynka.

W konferencji uczestniczyło 150 osób, w tym: 88 hodowców, 22 pracowników naukowych, 5 pracowników służb weterynaryjnych, 5 przedstawicieli administracji rządowej, 8 przedstawicieli PZW, 10 gości z zagranicy oraz 10 przedstawicieli firm współpracujących z rybactwem.

Otwarcia konferencji dokonał prof. Krzysztof Goryczko, zaś pani Marta Niewęglowska została tradycyjnie poproszona o zorganizowanie i przewodniczenie komisji degustacyjnej konkursu „Przysmaki z pstrąga”, a pan Jerzy Niewęglowski - o zorganizowanie i przewodniczenie komisji wniosków. Konferencja poświęcona była bieżącym problemom pstrągarstwa. Wygłoszono następujące referaty:

- Prof. dr hab. Stanisław Bontemps – Analiza produkcji i sprzedaży pstrągów tęczowych w 2001 roku.
- Prof. dr hab. Tadeusz Backiel – Lektury nadobowiązkowe. V Chów i wychowanie.
- Prof. dr hab. Jan Glogowski i inni – Możliwości wykorzystania świeżego i kriokonserwowanego nasienia samców androgenetycznych i maskulinizowanych samic w celu uzyskania jedнопłciowych populacji pstrąga tęczowego.
- Doc. dr hab. Andrzej Ciereszko i inni – Metody szacowania jakości ikry ryb łososiokształtnych.
- Prof. dr hab. Jerzy Antychowicz – Bakterie jako jeden z czynników zwiększających śmiertelność ikry ryb łososiowatych; zakażona ikra jako źródło infekcji wylęgu.
- Dr Henryk Kuźmiński – Pstrąg źródłany (*Salvelinus fontinalis*) jako ryba hodowlana.
- Mecenas Michał Behnke – Pozwolenia wodnoprawne dla ośrodków pstrągowych wg Prawa wodnego z dnia 18 lipca 2001 r.
- Prof. dr hab. Piotr Bykowski – Kilka uwag na temat aktualnych problemów i perspektyw przetwórstwa ryb w Polsce.
- Mgr inż. Andrzej Teleżyński – Badania nad oddziaływaniem hodowli ryb łososiowatych na jakość wód powierzchniowych w województwie pomorskim.
- Prof. dr hab. Jerzy Antychowicz – Przerostowa choroba nerek ryb.
- Prof. dr hab. Andrzej K. Siwicki i inni – Badania nad wrodzoną i nabytą odpornością na wirus VHS u ryb łososiowatych.

- Dr Edward Grawiński – Bakteryjne jednostki chorobowe u ryb łososiowatych.
- Prof. dr hab. Jerzy Antychowicz, dr Witold Mazur – Występowanie VHS, IHN i IPN w Polsce w latach 2000-2002 – program zwalczania VHS i IHN w dorzeczu rzeki Grabowa.
- Dr Krzysztof Kazuń i inni – Przydatność preparatu Propiscin w szczepieniach ochronnych u ryb łososiowatych.
- Prof. dr hab. Andrzej K. Siwicki – Ocena skuteczności polskiej szczepionki przeciwko jersiniozie u pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*).
- Dr Marek Rynkiewicz – Możliwości wykorzystania technologii przeróbki i unieszkodliwiania komunalnych osadów ściekowych do zagospodarowania zanieczyszczeń stałych powstających w toku produkcji ryb łososiowatych.

Podczas trwania konferencji miała miejsce prezentacja firm paszowych i współpracujących z rybactwem. Można było zapoznać się z produktami następujących firm:

- Aller Aqua
- Aqua Pasze
- BioMar
- Dana Feed
- OXYMAT A/S
- Ziegler Bros Inc (pasje dla ryb)
- SDK s.c. z Ostródy
- TROUTLODGE

W czasie konferencji odbyło się również walne zgromadzenie Oddziału Hodowców Ryb Łososiowatych Polskiego Towarzystwa Rybackiego. Konferencja zakończyła się uroczystą kolacją wraz z licznymi atrakcjami. Komisja wniosków w składzie: Jerzy Niewęglowski, Lech Kotowicz, Józef Wandtke ustaliła następujące wnioski:

1. Wobec ogółu producentów apeluje się o masowe członkostwo w PTR i Oddziale Hodowców Ryb Łososiowatych oraz o powszechne i terminowe płacenie składek. Jedynie silna i posiadająca odpowiednie środki finansowe organizacja może skutecznie występować w obronie żywotnych interesów branży.

2. Z zadowoleniem przyjmuje się prowadzenie przez Instytut Rybactwa Śródlądowego Serwisu Pstrągowego. Wnioskuje się o kontynuowanie go w dotychczasowym układzie, to jest dla pięciu krain. W tym 2 pomorza, 2 pojezierza i pozostałe rejony kraju oraz w dotychczasowym rozmiarze tematycznym. Nie zaleca się rozszerzania serwisu o tematykę cenową.

3. Wobec władz weterynaryjnych postuluje się ujawnianie i



publikowanie w periodykach branżowych informacji dotyczących występowania chorób wirusowych WHS, IHN, IPN.

4. Przewidując postępujące trudności w zbyciu świeżego i nieprzetworzonego pstrąga oczekuje się od Morskiego Instytutu Rybackiego opracowania programu małej, rodzimej przetwórni ryb o zdolności rocznej 50-100 ton ryb.

5. Od organizatorów konferencji oczekuje się przemysłu

co do formuły konferencji, tak aby kosztem czasu przeznaczanego na referaty naukowe zwiększyć czas na bezpośrednią wymianę poglądów i doświadczeń pomiędzy uczestnikami konferencji.

XXVII KKHRŁ należała do bardzo udanych, za co organizatorom należą się słowa podziękowania i uznania.

Henryk Kuźmiński



Nabytki Biblioteki IRS

FISH NUTRITION / Ed by J.E. Halver nad R.W. Hardy - 3 Ed.

Książka o żywieniu ryb

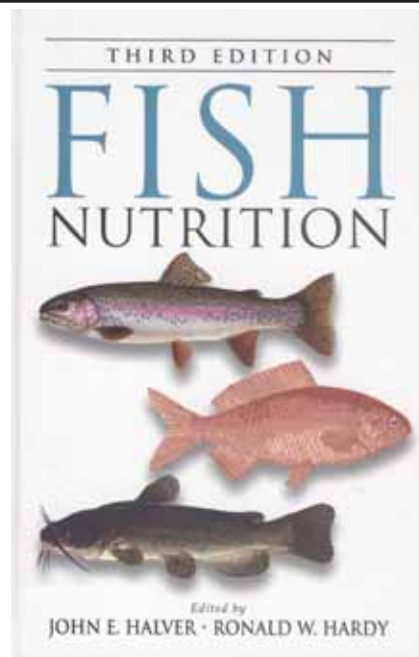
Amsterdam-Boston-London: Academic Press. 2002, 824 pp. ISBN 0-12-319652-3

W podręczniku „ŻYWIENIE RYB” wydanym po raz trzeci w 2002 r. (poprzednie edycje ukazały się w latach 1972 i 1989) opisano aktualny stan wiedzy w oparciu o badania przeprowadzone w ostatnim dziesięcioleciu.

Postęp w akwakulturze dokonuje się obecnie szybciej niż w innych działach produkcji zwierzęcej - stwierdzają na wstępie redaktorzy najnowszego wydania.

Zdanie to warto mieć na uwadze planując rozwój hodowli ryb i raków w Polsce.

Naukowe podstawy żywienia ryb uwzględniają następujące aspekty opisane w kolejnych rozdziałach: 1. Bioenergetyka; 2. Witaminy; 3. Aminokwasy i białka; 3. Lipidy; 5. Substancje mineralne; 6. Metabolizm pośredni; 7. Fizjologia żywienia; 8. Patologia żywienia; 9. Technologia produkcji pasz; 10. Toksyny; 11. Pasje specjalne; 12. Żywienie a zdrowie ryb; 13.



Dieta a gospodarka rybacka; 14. Przepływ substancji biogennej i ich retencja. Każdy z rozdziałów zakończony jest obszernym spisem cytowanej literatury.

dokończenie na str. 41

„WYLĘGARNIA 2003”
Giżycko 10-12 kwietnia 2003

Temat przewodni:
„Wylęgarnictwo ryb drapieżnych”

Mamy przyjemność poinformować Państwa o planowanym terminie, miejscu i formie przyszłorocznej konferencji „Wylęgarnia 2003”.

Konferencja odbędzie się w dniach 10-12 kwietnia 2003 roku w Giżycku w Hotelu „Europa”.

Tradycyjnie „Wylęgarnia” jest otwartym spotkaniem praktyków i naukowców branży rybackiej, poświęconym problemom wylęgarnictwa. Pragniemy, aby najbliższa „Wylęgarnia” objęła swoją tematyką tradycyjne zagadnienia dotyczące rozrodu ryb, tym razem drapieżnych oraz sprawy dotyczące podchowu wylęgu tych gatunków ryb. Jest to o tyle ważne, że obecnie w większości wylęgarni prowadzony jest podchów wylęgu, z zastosowaniem nowych generacji pasz sztucznych, które z powodzeniem mogą zastąpić pokarm naturalny. Dlatego chcielibyśmy, aby uczestnicy zaprezentowali swoje osiągnięcia także w tej dziedzinie.

Początek konferencji: 10 kwietnia (czwartek) po śniadaniu, o godzinie 10.



Zakończenie konferencji: 12 kwietnia (sobota) po śniadaniu.

Koszt uczestnictwa (w tym materiały konferencyjne, zakwaterowanie – 2 noclegi, posiłki, wycieczka do DOZ „Dgał”, rejs po Wielkich Jeziorach Mazurskich) – 500 zł.

Rezerwacja dodatkowego noclegu 9/10 kwietnia (środa/czwartek) – 50 zł

Opłaty dla osób nie korzystających z noclegów 400 zł.

Opłaty prosimy wносить na konto:

Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku,
BPH PBK o/Giżycko 11101561 – 40156000327

do dnia 31 stycznia 2003 roku.

Opłata wnoszona na miejscu będzie wyższa o 50 zł.

Zgłoszenia (karty uczestnictwa) prosimy przysyłać na adres:

Zakład Rybactwa Jeziorowego, ul. Rajska 2, 11-500 Giżycko
tel. 87 – 428 38 82
fax. 87 – 428 38 81

Informacje będzie można również znaleźć na stronie internetowej IRS:
www.infish.com.pl

Bardzo liczymy na Państwa udział. Zapraszamy serdecznie i pozdrawiamy.

Za Komitet Organizacyjny
doc. dr hab. Tadeusz Krzywosz

Adresy kontaktowe:

Tel. 87 – 428 36 66

dgal@infish.com.pl

ulikowski@infish.com.pl

szczepkowski@infish.com.pl

..... dnia

(pieczęć instytucji delegującej)

INSTYTUT RYBACTWA ŚRÓDLĄDOWEGO
Zakład Rybactwa Jeziorowego
ul. Rajska 2, 11-500 GIŻYCKO

Zgłaszam udział w Konferencji "Wylęgarnia 2003" organizowanej w dniach 10-12 kwietnia 2003 roku w Hotelu Europa w Giżycku.

1. Imię i nazwisko 1).....
2).....
3).....

2. Nazwa i adres instytucji
.....
(adres)

3. Rezerwuję dodatkowy nocleg w dniu 9 kwietnia: tak nie

4. Wpłaty za uczestnictwo w Konferencji dokonano w dniu
na konto: **Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku**
BPH PBK o/Giżycko 11101561-40156000327

5. Przyjmuję, że nieobecność na Konferencji lub zmiany w dokonanej rezerwacji nie upoważniają do roszczeń o zwrot dokonanej wpłaty lub jej części.

NIP

Zgodnie z obowiązującymi aktualnie przepisami w sprawie podatku od towarów i usług upoważniam Instytut Rybactwa Śródlądowego do wystawienia faktury VAT bez podpisu odbiorcy.

.....

(podpis uczestnika)

Dyrektor - kierownik jednostki

TLEN TO KONIECZNOŚĆ W INTENSYWNEJ GOSPODARCE RYBACKIEJ, A CHOCIAŻBY TYLKO DO PRODUKCJI NARYBKU

Oxymat A/S
DK-3200 Helsingør
Fasanvej 24
tel. +45 48 79 78 11
fax. +45 48 79 78 13

oferuje:

NOWOCZESNE GENERATORY TLENU

- ✓ separują tlen z powietrza na zasadzie sita molekularnego
- ✓ są najtańsze na rynku polskim
- ✓ pracują automatycznie i niezawodnie
- ✓ produkują tlen o ciśnieniu od 2 atm zużywając 1 kWh na 1 kg tlenu
- ✓ oferujemy także generatory niskociśnieniowe (ciśnienie robocze tlenu ok. 0,5 atm) bardzo proste w budowie i obsłudze zużywające 0,6 kWh prądu na 1 kg tlenu

Oferujemy także jedno- i wielopunktowe systemy monitoringu zawartości tlenu w wodzie



Informacje i konsultacje w języku polskim:
inż. Antoni Wawer
tel. 058 678 98 25

dokończenie ze str. 39

Bioenergetykę ryb badano już w 1914 r., co zapoczątkowali R. Ege i A. Krogh. Najnowsze badania określają zapotrzebowanie energetyczne poszczególnych gatunków ryb i dokładnie śledzą przepływ energii uwalnianej z trawionych związków organicznych.

W następnym rozdziale podano zapotrzebowanie różnych gatunków ryb na poszczególne witaminy oraz omówiono objawy chorobowe wynikające z ich niedoboru.

Badania dotyczące białek i aminokwasów u ryb rozpoczęto na przełomie lat 50./60. Ustalono skład aminokwasowy ciała ryb i zapotrzebowanie ryb na białko w paszach.

Opisano też dokładną rolę lipidów, ich strukturę, biosyntezę, wartość energetyczną oraz udział w paszach dla ryb. Poziom zapotrzebowania na kwasy tłuszczowe jest różny u ryb morskich i słodkowodnych – zwracają uwagę autorzy i podają dokładne dane w tabelach.

Uwzględniono też rolę substancji mineralnych w żywieniu ryb. Stwierdzono, że 29 spośród 90 naturalnie występujących mikro- lub makroelementów rozpoznano jako niezbędne dla życia zwierząt.

Autorzy rozdziału „Metabolizm pośredni (K. Dabrowski i H. Guderley) opisują metabolizm węglowodanów i białek, wyjaśniając mechanizmy obiegu procesów metabolicznych u ryb oraz omawiają katabolizm białek i produkty końcowe tego procesu (amoniak, mocznik).

Następne rozdziały: "Fizjologia" i "Patologia żywienia ryb" - pozwalają poznać zarówno przebieg badań w tych zakresach tematycznych, jak i najnowsze odkrycia.

W rozdziale o paszach stwierdzono, że na początku XX

wieku produkcja ryb przebiegała ekstensywnie i bazowano głównie na paszach naturalnych, a pod koniec XX wieku produkcja pasz została całkowicie skomercjalizowana. Podano wiele cennych informacji o komponowaniu pasz z różnych składników.

Nie mogło też zabraknąć rozdziału o zagrożeniu toksynami, pojawiającymi się chociażby w źle przechowywanych paszach. Toksyny mogą być różnego pochodzenia (roślinnego, zwierzęcego). Stwierdzono kancerogenny wpływ aflatoksyn, które są pochodzenia mikrobiologicznego oraz szkodliwe następstwa obecności metali ciężkich w paszach dla ryb. Ideą rozdziału „o paszach specjalnych” jest stwierdzenie, że zróżnicowane zapotrzebowanie pokarmowe poszczególnych gatunków ryb i na różnych etapach ich rozwoju, skłania do komponowania pasz w sposób zindywidualizowany.

Ostatni rozdział podsumowuje całokształt zagadnień związanych z metabolizmem żywienia ryb, podaje informacje w sposób skondensowany, a do bardziej szczegółowych odsyła do poprzednich rozdziałów.

Niewątpliwym walorem książki są dane przedstawione często w postaci graficznej oraz tabelarycznej. Przykładowo: na s. 792 znajduje się tabela, w której podano zalecane dawki paszy dla pstrąga tęczowego w zależności od wielkości obsady i temperatury wody.

Książka „FISH NUTRITION” zawiera duży ładunek wiedzy i zapewne dostarczy odpowiedzi na wiele pytań dotyczących żywienia ryb. Pewnym mankamentem może być jedynie zbytne skupienie się autorów na specyfice hodowlanej USA.

Jadwiga Zdanowska

KRAFT FUTTERWERK

BEESKOW eG

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. 089 646 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

**Sprzęt i urządzenia dla rybactwa
firmy Kronawitter (Niemcy)**



Autoryzowany dystrybutor mikrosit i wytwornic tlenu:

AQUATECH Olsztyn

(089) 523 34 57, 523 44 70

602 744 217



- ✓ mikrosita Hydrotech: bębnowe, tarczowe, pasowe - dostępne w 30 wersjach,
- ✓ oczyszczanie poprodukcyjnych wód rybackich,
- ✓ średnica oczka paneli filtracyjnych 10-1000 μ , natężenie przepływu do 1500 l/s,
- ✓ redukcja zawiesiny ponad 95%

- ✓ wytwornice tlenu Diamond Lite i Air Products produkujące tlen z powietrza atmosferycznego od 0,5 do 80 kg O₂/h

- ✓ ciśnienie dostarczanego tlenu 0,34 lub 4,0 bara

- ✓ zużycie energii 0,6 kW/kg tlenu



Firma BioMar - Twój najlepszy partner!



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

*BioMar jest największym w Europie producentem
wysokojakościowych pasz dla pstrągowatych oraz najlepszym
partnerem, jakiego mógłbyś sobie wyobrazić jeżeli chodzi
o efektywną i ekonomiczną hodowlę ryb.*

*Mamy do zaoferowania 40 lat doświadczenia,
co w połączeniu z doradztwem i konkurencyjnymi cenami
pasz BioMar zapewnia Ci dobre rezultaty w każdej sytuacji
- na pewno także pod względem ekonomicznym.*

*Zadzwoń do firmy BioMar
- Twojego najlepszego partnera!*



AQUA PASZE

Razem Dostarczamy Bezpieczeństwo i Jakość

Teraz, bardziej niż kiedykolwiek przedtem, hodowcy są zależni od wytwórców pasz. Nasze olbrzymie doświadczenie sprawia, że możecie Państwo polegać na bezpieczeństwie i jakości paszy Trouvit.

Przyłączcie się zatem do większości europejskich i śródziemnomorskich hodowców, którzy już nam zaufali.

Olsztyn

0602 751 982, 0602 744 217,

tel./fax 089 533 96 95,

tel./fax 089 523 34 57

Kłodzko 0608 633 108