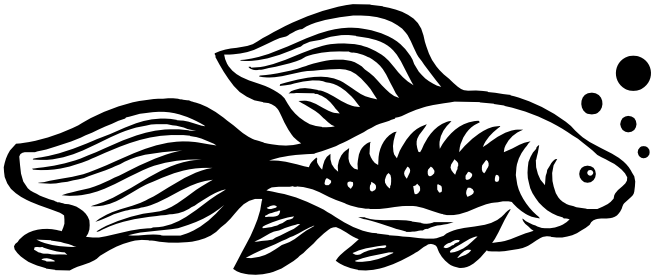
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech

VII. ČESKÁ ICHTYOLOGICKÁ KONFERENCE

(VII. CZECH ICHTHYOLOGICAL CONFERENCE)

sborník příspěvků z odborné konference s mezinárodní účastí
pořádané ve Vodňanech 6.-7.5.2004 v rámci XIV. Vodňanských rybářských dnů

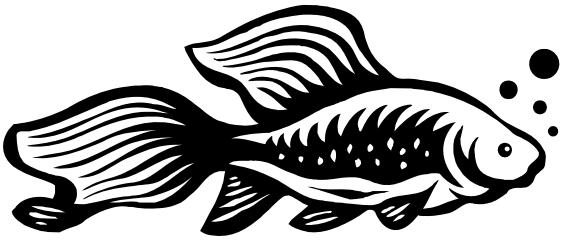


Vodňany, 2004

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech

VII. ČESKÁ ICHTYOLOGICKÁ KONFERENCE

sborník příspěvků z odborné konference s mezinárodní účastí
pořádané ve Vodňanech 6.-7.5.2004 v rámci XIV. Vodňanských rybářských dnů



Editor: Ing. Blanka Vykusová, CSc.

Vodňany, 2004

Vydal: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, IČO 60076658. Redakce: Vykusová B. Tisk: VÚRH JU Vodňany, Tiskárna Public – Martin Kreuz, Vodňany. Počet výtisků: 150 ks.

ISBN 80-85887-50-9

Poznámka redakce:

Za věcný obsah a jazykovou úpravu příspěvků plně odpovídají jednotliví autoři. Redakce provedla pouze úpravy nezbytné pro přípravku referátů k tisku.

DRUHOVÁ NASYCENOST SPOLEČENSTEV RYB V POVODÍ LABE
Species Saturation of Fish Assemblages in the Elbe River Watershed

PIVNIČKA K. HUMPL M.

Abstract:

Number of species in fish assemblages in streams is strongly dependent on the distance from the source, watershed area, dynamics of the water flow and its quality, species interactions on the local and regional level, and on management activities. From the functional point of view the river continuum concept, the serial discontinuity, and the flood pulse concept explain the dynamics of the species richness in rivers. For evaluation of the number of species (S) on 1138 sites in relation to their distance from the source in km we propose logarithmic relationship $S = a + b*(\ln km)^2$. *Prediction intervals (PL 99 and 90%) and values on the curve can be used for scoring of the amount of fish species in streams (high, good, fair, poor), and upper 99% predictive limit for the assessment of the index of species saturation. The cluster analysis for binary frequency data (Ward's method, Euclidean distances) was employed for obtaining basic clusters. Both the species frequency, and clusters are discussed in the text.*

Key words*: fish assemblages, longitudinal profile of rivers, frequency, cluster analysis*

ÚVOD

Počet druhů ryb v tocích souvisí s lokální a regionální druhovou bohatostí, ekologickou a evoluční dobou (Cornell et Lawton, 1992), s délkou toku, velikostí povodí, průtoky a jejich kolísáním, lovným úsilím a množstvím prolovených lokalit, aktivitami člověka včetně rybářského hospodaření. První informaci o variabilitě počtu druhů v povodí lze získat ze vztahu mezi délkou toku a počtem druhů. Počet druhů je také důležitým kriteriem pro odhad indexu biotické integrity (Karr,1981).

Reálná existence rybích společenstev je známa již více než 100 let, kdy Fritsch (1872) pojmenoval části toků podle přítomnosti významných druhů na pásmo pstruha, parmy, sumce, mřenky a lína. Toto schéma bylo postupně upravováno (Holčík,1989) a dodnes je používáno v rybářské praxi.

Pohled na fungování říčních ekosystémů v návaznosti na společenstva organismů se vyvíjí od 70tých let minulého století (Hynes, 1970). Nově byl koncipován princip říčního kontinua RCC (Vannote a ost.,1980), který je vhodný pro horní úseky menších toků. Princip diskontinuity (DC) zdůrazňuje vliv nádrží, vysokých jezů a plavebních úprav, vliv povodní tzv. povodňový koncept FPC byl formulován pro velké rovinné toky a model produktivity RPM pro velké a hluboké části toků závislé na přísunu živin z povodí (Thorp a Delong, 1994).

V posledních třiceti letech byly shromážděny údaje o složení ichtyocenóz z řádově tisíců lokalit ve všech typech našich tekoucích vod. Část z nich jsme použili v této práci. Společenstva byla hodnocena shlukovou analýzou a jednotlivé shluky byly dále analyzovány vzhledem k přítomnosti významných druhů, vlivu rybářského hospodaření a nasycenosti toků druhy (Pivnička, 1996).

MATERIÁL A METODIKA

Použili jsme údaje o složení rybích společenstev v povodí Labe z celkem 1138 lokalit 248 toků, z nichž většina byla prolovena opakovaně v období od roku 1973 do současnosti. Podrobně byly hodnoceny pouze druhy s frekvencí výskytu ≥5%. Ryby byly loveny srovnatelným úsilím elektrickým agregátem. Porovnáním souboru hodnocených lokalit se všemi toky ČR (Vlček et al., 1984) lze konstatovat, dobrou shodu mezi nimi z hlediska nadmořské výšky všech a hodnocených toků i vodnosti. K hodnocení shluků druhů byly lokality rozděleny na úseky do 5 km, 5-10 km, 10-20 km, 20-50 km , 50-100 km a 100-250 km od pramene. K hodnocení vztahu počet druhů (S) v závislosti na vzdálenosti lokality od pramene (km) byl použit logaritmický vztah $S = a + b*(\ln km)^2$. Jeho 90 a 99% prediktivní limity a průměrné hodnoty lze použít jako skórovací kriterium ke slovnímu hodnocení druhové bohatosti toků, křivku horního 99% PL jako referenční k odhadu indexu druhové nasycenosti (**I_{ss}**), (Pivnička, 1996),

$I_{ss} = 1-\{[\sum (x_{i(max.)}-x_{i\ (real)})/ x_{i(max.)}]:i\}$ kde

I_{ss} je hodnota indexu druhové nasycenosti

$x_{i\ (max\ 99)}$ - maximální očekávaný počet druhů v dané vzdálenosti od pramene na křivce horního 99% PL

$x_{i\ (real)}$ reálně zjištěný počet druhů v dané vzdálenosti od pramene na jedné či více lokalitách

i 1,2,3.....n počet prolovených lokalit

Index nabývá hodnot od 0 (žádný zjištěný druh v dané lokalitě (lokalitách) až po 1 (počet zjištěných druhů odpovídá počtu druhů na křivce horního 99% predikčního intervalu.

Binární údaje o přítomnosti (1) či nepřítomnosti (0) jednotlivých druhů v lokalitách Wardova metoda a Euklidovské vzdálenosti byly použity k výpočtu shluků druhů.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Druhová nasycenost toků

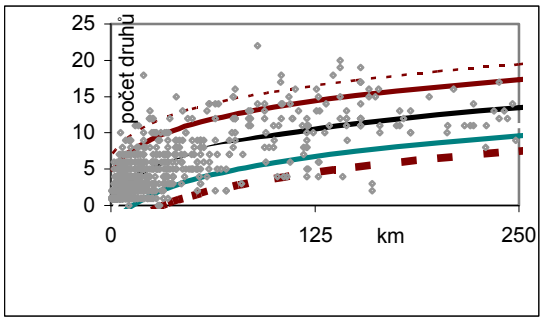
Počet druhů roste s délkou toku, průtokem a plochou povodí (Oberdorff et al.,1993; Pivnička, 1996). Závislost nejlépe vystihuje logaritmická křivka, která se postupně přibližuje k horní hranici počtu druhů pro danou oblast (obr.1). V jednotlivých hodnocených lokalitách se počet druhů pohyboval od jednoho až po dvacet dva. V souborech lokalit bylo zjištěno 18-37 druhů. ve všech lokalitách 41 druhů (tab.2). Křivky predikčních limitů, a průměrnou křivku byly použity jako hranice slovního označení počtu druhů v našich tocích (vysoký mezi + 90 a + 99 PL, dobrý mezi průměrnou hodnotu na křivce a + 90 PL**,** podprůměrný mezi průměrnou hodnotou a - 90% PL, a nízký mezi -90 a - 99% PL. K odhadu hodnot indexu druhové nasycenosti jsme jako referenční použili křivku +99% predikčního limitu. Porovnáním počtu druhů ležících na křivce - 99% a -90%, průměrného počtu druhů, a +90% PL a pro vzdálenosti 5,10, 20, 50, 100 a 250 km od pramene byly odhadnuty následující hodnoty Iss: 0,120; 0,203; 0,487; 0,815. Tyto hodnoty představují mimo jiné i kvantitativní hranice skórovacího kriteria zmíněného výše.

Počty druhů na logaritmické křivce pro konce intervalů vzdálenosti jednotlivých skupin lokalit od pramene 2, 3, 4, 7, 10 a 14 se blíží počtu druhů s frekvencí přesahující 35% (tab 1.). Druhy s touto a vyšší frekvencí výskytu nejlépe charakterizují daná společenstva a byly proto použity k jejich dalšímu hodnocení.

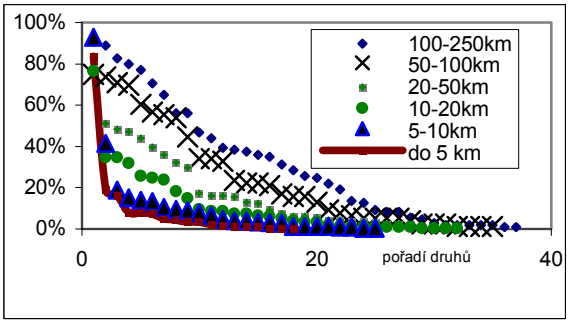
Frekvence zastoupení druhů

Základní informaci o složení ichthyocenóz v jednotlivých úsecích řek jsou v tab. 1. V podélném profilu má pstruh nejvyšší frekvenci výskytu až do vzdálenosti 50 km od pramene, v dalších dvou skupinách lokalit se vyskytuje ještě s frekvencí přesahující 35%. Spolu s ním jsou vranka, mřenka mihule a hrouzek, v Jizerských horách siven americký. V horských a podhorských tocích (coldwater streams) se častěji vyskytuje vranka a mihule, v tocích v nižších nadmořských výškách (warmwater streams) hrouzek a mřenka. Frekvence lipana překračuje 35% mezi 20-50 km a končí mezi 50-100 km. V úseku 10-20 a 100-250 km je jeho frekvence 19%. V podhorských úsecích jsou s ním nejčastěji pstruh, hrouzek, vranka, mřenka. V úsecích s nižší nadmořskou výškou plotice, tloušť, proudník, okoun, parma a ouklej, z nasazovaných druhů štika, úhoř a kapr. Parma přesahuje frekvenci 35% v úsecích 50-250 km od pramene. Kromě druhů z předchozích úseků se spolu s ní objevuje podoustev a nasazované druhy - bolen kapr, štika, úhoř a další druhy s nižší frekvencí. Celkem je zde spo-lečně s parmou 27 druhů s frekvencí přesahující 5%.

Seřadíme-li na osu x druhy s klesající frekvencí proti poklesu hodnot frekvence dostane-me v horních částech toků křivky s výrazným poklesem hodnot frekvence počínaje druhem s nejvyšší frekvencí (pstruh) k hodnotě frekvence druhého druhu (vranka), u souboru lokalit dále od pramene je průběh křivek postupně stále více vyrovnaný (obr.2).



Obr.1: Obr.1.Vztah mezi počtem druhů (S) a vzdáleností lokalit od pramene v km, S =1,2327+ 0,4046 (ln km)^2 .

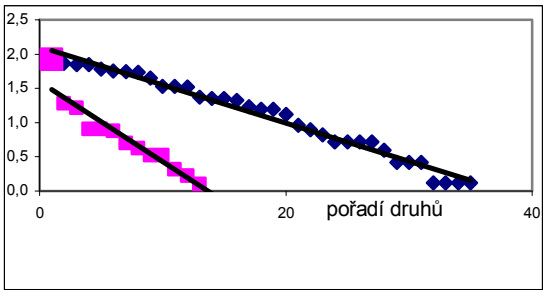


Obr.2. Vztah mezi pořadím druhů a jejich frekvencí pro všechny skupiny lokalit.

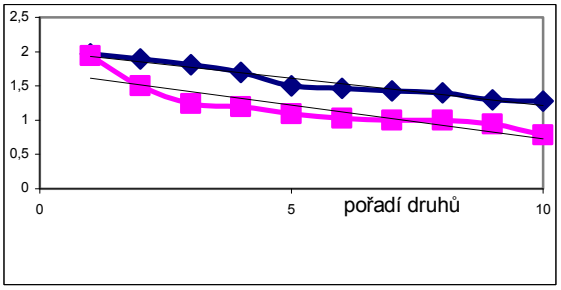
Tab.1. Frekvence výskytu druhů v podélném profilu toků v šesti skupinách lokalit. Frekvence ≥35% tučně, vysazované druhy podtržené.

do 5 km	5-10 km	10-20 km	20-50 km	50-100 km	100-250 km
239 lokalit	258 lokalit	230 lokalit	162 lokalit	76 lokalit	97 lokalit
≥35% 1 sp.	2 sp	3 sp.	7 sp.	9 sp.	15 sp.
Salmo trutta f. Cottus gobio Salvelinus fontinalis Barbatula barbatula Lampetra planeri Gobio gobio Perca fluviatilis	**Salmo trutta f.** **Cottus gobio** Barbatula barbatula Gobio gobio Perca fluviatilis Leuciscus cephalus Lampetra planeri Salvelinus fontinalis Rutilus rutilus Leuciscus leuciscus Phoxinus phoxinus	**Salmo trutta f.** **Gobio gobio** **Cottus gobio** Barbatula barbatula Perca fluviatilis Rutilus rutilus Leuciscus cephalus Thymallus thymallus Leuciscus leuciscus Phoxinus phoxinus Lampetra planeri Anguilla anguilla Oncorhynchus mykiss Esox lucius Tinca tinca Cyprinus carpio Lota lota	**Salmo trutta f.** **Thymallus thymallus** **Barbatula barbatula** **Cottus gobio** **Gobio gobio** **Rutilus rutilus** **Leuciscus cephalus** Perca fluviatilis Leuciscus leuciscus Esox lucius Lota lota Oncorhynchus mykiss Anquilla anguilla Phoxinus phoxinus Cyprinus carpio Salvelinus fontinalis Abramis brama Tinca tinca Carassius carassius	**Gobio gobio** **Leuciscus cephalus** **Barbatula barbatula** **Rutilus rutilus** **Leuciscus leuciscus** **Salmo trutta f.** **Perca fluviatilis** **Thymallus thymallus** **Esox lucius** Barbus barbus Anguilla anguilla Alburnus alburnus Cottus gobio Abramis brama Tinca tinca Cyprinus carpio *Phoxinus phoxinus* *Gasterosteus aculeatus* *Lota lota* Blicca bjoerkna Stizostedion lucioperca Carassius carassius Gymnocephalus cernua Aspius aspius *Lampetra planeri* Vimba vimba Salvelinus fontinalis	**Rutilus rutilus** **Perca fluviatilis** **Leuciscus cephalus** **Gobio gobio** **Alburnus alburnus** **Esox lucius** **Leuciscus leuciscus** **Abramis brama** **Barbus barbus** **Blicca bjoerkna** **Tinca tinca** **Anguilla anguilla** **Aspius aspius** **Salmo trutta f.** **Barbatula barbatula** Vimba vimba Cyprinus carpio Carassius carassius Stizostedion lucioperca *Scardinius erythrophthalmus* Gymnocephalus cernua Thymallus thymallus *Leuciscus idus* *Silurus glanis* *Carassius auratus* Gottus gobio *Rhodeus sericeus*

V semilogaritmickém tvaru jsou tyto vztahy lineární tzv. Whittaker´s plots (Krebs, 1989). Pro soubor lokalit mezi 50-100 km a do 5 km je pořadí druhů vyneseno proti logaritmům frekvence (obr.3). V prvním případě leží všechny body podle očekávání na přímce, ve druhém je zřetelně mimo pstruh, což zvýrazňuje jeho postavení ve společenstvu horních toků. Tuto vyšší než očekávanou frekvenci (i abundanci) pstruha lze v našich tocích potvrdit porovnáním pořadí frekvence deseti nejvýznamnějších ryb v lokalitách horních toků povodí Seiny ve vzdálenosti do 15 km od pramene, v oblastech minimálně narušených lidskou činností Belli-ard et all (1997), s frekvencí výskytu ryb v povodí Labe v tocích do 15 km (k tomu účelu byla vytvořeno nová skupina lokalit). Hodnota frekvence pstruha z lokalit povodí Labe z přímky vybočuje a naopak leží na přímce v lokalitách povodí Seiny (obr.4).



Obr.3. Semilogaritmický vztah mezi pořadím druhů a jejich frekvencí pro skupinu lokalit 50-100 km nahoře a do 5 km dole



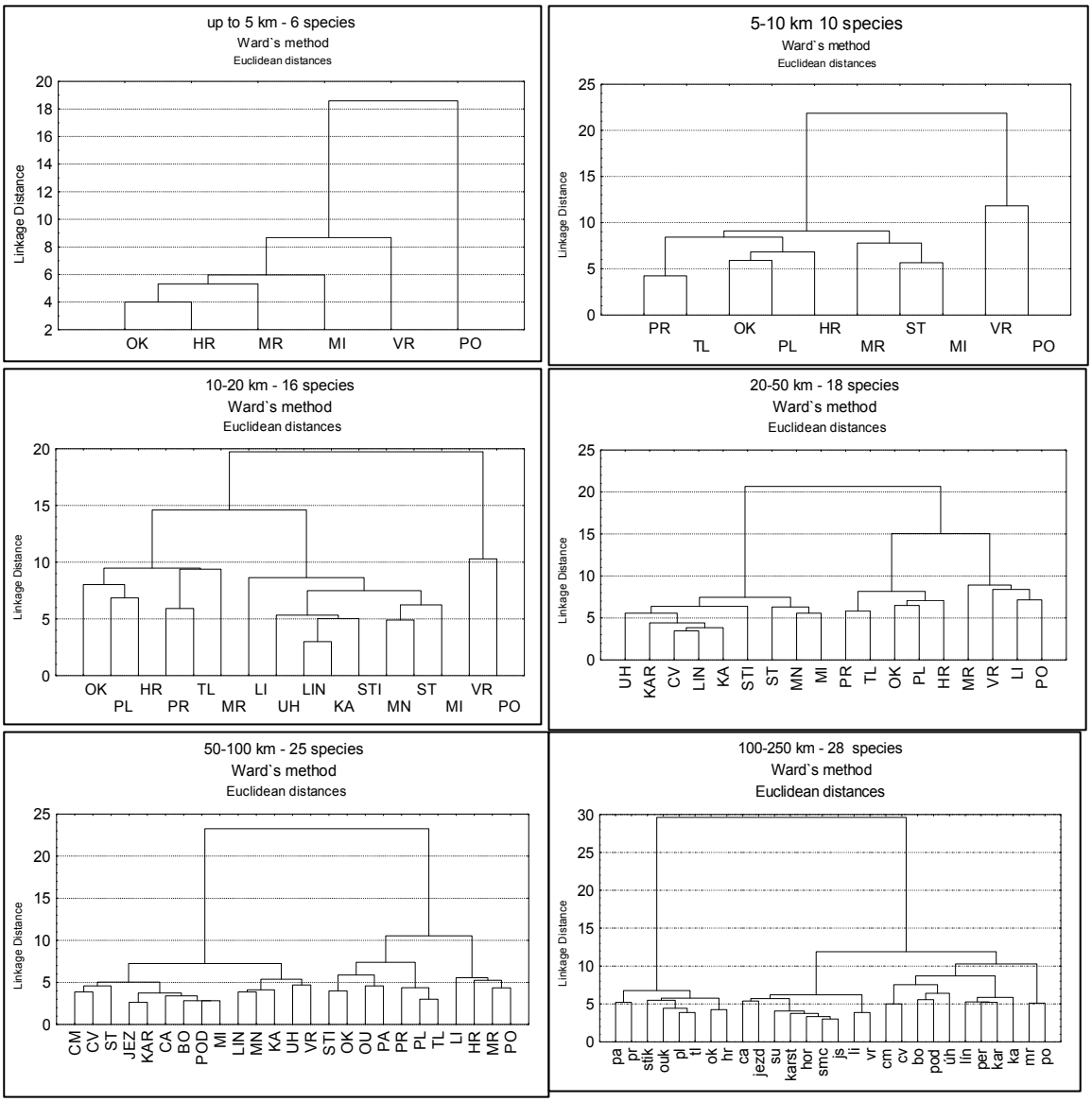
Obr.4. Semilogaritmický vztah mezi pořadím druhů a jejich frekvencí pro lokality do 15 km v povodí Seiny nahoře a Labe dole

Shluky druhů

Ve stejném shluku se objevují druhy, jejichž frekvence výskytu a přítomnost na lokalitách je podobná. Celkem byly v jednotlivých skupinách lokalit odlišeny 4 shluky. Ve shluku č.1. se do 20 km od pramene společně vyskytuje pstruh a vranka, mezi 20-50 km pstruh, lipan, vranka, mřenka; mezi 50-100 km (pstruh, mřenka, hrouzek, lipan, a mezi 100-250 km pstruh a mřenka. Frekvence výskytu pstruha se postupně snižuje,

mění se i základnícharakteristiku toku a druhy, které jsou se pstruhem ve společném shluku. Ve shluku č. 2 jsou v celém podélném profilu společně hrouzek, plotice okoun, tloušťa proudník. Z toho v prvních třech skupinách lokalit (0-20 km) spolu s vrankou, mihulí, mřenkou a střevlí tj.s druhy, které jsou i v prvním shluku a v posledních dvou skupinách toků 50-250 s parmou štikou a ouklejí. Tento shluk představuje základ kontinua rybích společenstev v našich tocích. Ve shluku č. 3. převažují vysazované druhy (štika, kapr lín, úhoř a bolen) v poslední délkové kategorii toků se počet druhů v tomto shluku zvyšuje o druhy běžně se vyskytující v těchto úsecích (karas, cejn cejnek, podoustev). Také v posledním shluku (č.4) jsou vysazované druhy bolen candát a sumec a další druhy dolních úseků s nízkou frekvencí (karas, ježdík, cejn, cejnek, jesen), (obr.5).

Libosvárský (1989) u 180 lokalit moravských toků rovnoměrně rozložených od 1 do 140 km od pramene by single linkage clustering method zjistit zřetelně oddělený shluk s hrouzkem, ploticí, tlouštěm, ouklejí, ostroretkou a parmou a shluk se pstruhem, lipanem a střevlí. Oba tyto shluky lze srovnat s prvými dvěma shluky. Výskyt střevle společně se pstruhem a lipanem naznačuje vyšší početnost tohoto druhu v té době (1960-1975) ve sledovaných mo-ravských tocích).



Obr.5.Výsledky klastrovací anylýzy jednotlivých skupin lokalit

	0-5km	5-10km	10-20 km	20-50 km	50-100km	100-250 km
1	**po**	**po** vr	**po,** vr	**po, lip**, vr, **mř**	**po**, **mř** hr, **lip**	**po**, **mř**
2	vr, mi, **mř**, hr, ok	mi, stř, hr pl, ok, tl, pr	**mř**, tl, pr, hr, pl, ok	hr, pl ok, tl, pr	tl, pl, pr, pa, ouk, ok, **št**	pa, pr, hr, ok, tl, pl, ouk, **št**
3			mi, stř, mn, **št, ka lín, úh, lip**	**št, ka, lín, úh** cv**,** kar**,**	vr, mn, **úh**, **ka**, **lín**	**ka**, kar, per, **lín, úh**, podst**, bo**, cv cm, vr
4				mi, mn, stř	mi, stř pdst, **bo, ca**, kar, jež, ,cv, cm	jes, sumč, hoř, karst, **su**, jež, **ca**

Tab.2. Základní shluky druhů v šesti skupinách lokalit, nasazované druhy tučně

Poděkování

Použili jsme nepublikované údaje o rybích společenstvech RNDr. Martina Čihaře CSc., Ing. Karla Halačky CSc., Doc. Ing. Petra Hartvicha CSc., Ing. Jindřicha Horáčka PhD., RNDr Josefa Křížka, Doc. RNDr. Jana Kubečky CSc, RNDr. Ivana Leontovyče, RNDr. Karla Lohniského CSc., Doc. Ing. Stanislava Luska CSc.., Doc. RNDr. Josefa Matěny, CSc., RNDr. Pavla Peciny CSc., RNDr. Jaroslava Poupěte, Ing. Petra Rába DrSc., RNDr. Ondřeje Slavíka CSc., RNDr Miroslava Švátory CSc., Mgr. Pavla Vlacha, Ing. Jiřího Vostradovského CSc. Práce byla financovány grantem AV ČR, registrační číslo A6093105.

LITERATURA

BELLIARD J., BOËT P., TALES E., 1997: Regional and longitudinal pattern of fish community structure in the Seine River basin, France. Environmental Biology of Fishes 50:133-147.

CORNELL H.V., LAWTON J.H.,1992: Species interaction, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: A theoretical perspective. Journal of Animal Ecology, 61:1-12.

FRITSCH A.J. 1872: Die Wirbelthiere Böhmens. Ein Verzeichnis aller bister in Böhmen beobachtene Säugethiere, Vögel, Amphibien and Fischer. Archiv für die naturwiss. Landesdurchforschung von Böhmen 2,2:1-52.

HOLČÍK J., 1989: The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 1, Part II. General Introduction to Fishes: Acipenseriformes. AULA Verlag Wiesbaden.pp:70-78

HYNES H.B.N., 1970: The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press. Liverpool

Karr J. R., 1981: Assessmnet of the biotic integrity using fish communities. Fisheries. A Bull. of AFS 6:21-27

KREBS CH. J., 1989: Ecological Methodology.Harper et Tow, Publ. new York: 329-370.

OBERDORFF T., GUILBERT E., LUCCHETTA J.C., 1993: patterns of fish species richness in the Seine River basin , France. Hydrobiologia, 259:157-167.

PIVNIČKA K., 1996: Proposal of the Standards for Fish Species Richness in Streams. AUC Biologica 40:161-169.

THORP J. H., DELONG M.D., 1994: The riverine productivity model: an heuristic view on carbon sources and organic processing in large river ecosystems. OIKOS 70:2:305-308.

VANNOTE R.L., MINSHALL W.G., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980: The River Continuum Concept. Can J. Fish. Aquat. Sci. 37:130-137.

VLČEK VL., KESTŘÁBEK J., Kříž H., Novotný St., Píše J. 1984:Zeměpisný lexikon ČSR. Vodní toky a nádrže. Academia Praha: 315 pp.

Adresy autorů:

Prof. RNDr. ***Karel Pivnička***, DrSc., PřFUK, ÚŽP Benátská 2 128 01 Praha 2, pivnicka@natur.cuni.cz

Ing. ***Martin Humpl***, ÚŽP Benátská 2 128 01 Praha 2, humpl@natur.cuni.cz

ZÁKLADNÍ EKOLOGICKÉ PARAMETRY ICHTYOFAUNY POTOKA KLÍČAVA V CHKO KŘIVOKLÁTSKO

Basic ecological parameters of fish community of the Klíčava stream in the Landscape Protected Area Křivoklátsko (Central Bohemia)

VLACH P., DUŠEK J., MORAVEC P.

V roce 2003 bylo v potoce Klíčava proloveno 35 profilů. Bylo zde zjištěna přítomnost 7 (2-5) druhů ryb a jednoho druhu mihulovce - mihule potoční (*Lampetra planeri*). Dominujícím druhem byl pstruh obecný (*Salmo trutta*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), vranka obecná (*Cottus gobio*) a jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*). Průměrná abundance dosáhla hodnoty 2127 (412-4286) ks.ha^{-1} a průměrná biomasa 79 (8-278) kg.ha^{-1}. Hodnoty kolísaly v rámci podélného profilu toku i v rámci sledovaného roku. Výskyt druhů v rámci podélného profilu toku byl nepravidelný, ovlivněný přítomností rybníků a jejich režimem, výskytem vhodných stanovišť. Nebyly zjištěny korelace mezi výskytem jednotlivých druhů.

SUMMARY

This contribution is engaged in the Klíčava stream in the Landscape Protected Area Křivoklátsko (Central Bohemia). 12 localities were repeatedly observed in 2003 and the data about fish communitiies were collected. There were found Lampetra planeri and 7 fish species (Salmo trutta, Perca fluviatilis, Cottus gobio, Leuciscus cephalus, Anguilla anguilla, Esox lucius and Carassius auratus) in this stream with the dominance of Salmo trutta and Perca fluviatilis. The total mean abundance reached the value of 2127 (412-4286) spec.ha^{-1} and the biomass 79 (8-278) kg.ha^{-1}. The estimated index of diversity (using binary log) was 1,22 (0,53-1,42).

ÚVOD

Potok Klíčava je jedním z řady malých toků, které jsou součástí soustavného výzkumu probíhajícího na území CHKO Křivoklátsko. Jedinečným v rámci tohoto souboru toků činí potok Klíčava fakt, že díky přítomnosti přehradní vodárenské nádrže je její horní tok zcela izolován od hlavního toku řeky Berounky. Nemožnost migrace mezi potokem a hlavním tokem je však kompenzována migrací ryb z přehrady (omezeně) a dotací z obsádek četných rybníků. Zajímavým jej činí také výskyt mihule potoční nebo hojným výskytem vranky obecné. Potok Klíčava byl v minulosti studován řadou autorů, především v souvislosti s přehradní nádrží, např. Oliva et Holčík (1965), Pivnička a kol. (1995), Pivnička a kol. (1996). Příspěvek přináší některá základní data popisující ichtyocenózu v tomto toku v roce 2003.

MATERIÁL A METODY

Potok Klíčava je levostranný přítok řeky Berounky. Délka toku je 22,4 km, plocha povodí 87 km^2 (Vlček a kol., 1984) Na říčním kilometru 13,1 byla vybudována vodárenská přehradní nádrž stejného názvu. Potok je tak rozdělen na 2 části; část nad přehradou je zcela izolována od řeky Berounky, naopak je obohacována druhy z přehradní nádrže a z četných rybníků, které jsou na horním toku přítomny. Index biotocké integrity (Pivnička a kol., 1996) zde dosáhl hodnoty 46.

Celkem 35 profilů bylo proloveno při 5 návštěvách v roce 2003. Sledována byla část toku nad silnicí č. 236, ve které bylo náhodně vybráno 11 lovných profilů o délce 60 m (s plochou 145-180 m^2) ve vzdálenosti 90-150 metrů. Potok je v této části bohatě meandrující, má šířku 1,5-3 m a protéká vlhkými loukami se stromovitou příbřežní vegetací nebo řídkým lužním lesem. Dno je jílovité až štěrkovité s různě silnou vrstvou sedimentu, místy se vyskytují jemnozrnné náplavy, které vytváří vhodné podmínky pro výskyt larev mihule.

Ryby byly loveny elektrickým agregátem LENA, měřeny a váženy a značeny elastomerami (pro posouzení migrací a individuálního růstu) (Dušek a kol. 2003). Z těchto údajů byla v první fázi zjištěna abundance, délko-hmotnostní vztahy a následně biomasa. Byl také hodnocen index diverzity (spoužitím dvojkového i přirozeného logaritmu). Všechny výpočty byly provedeny pomocí programu OpenOffice.

VÝSLEDKY A DISKUZE

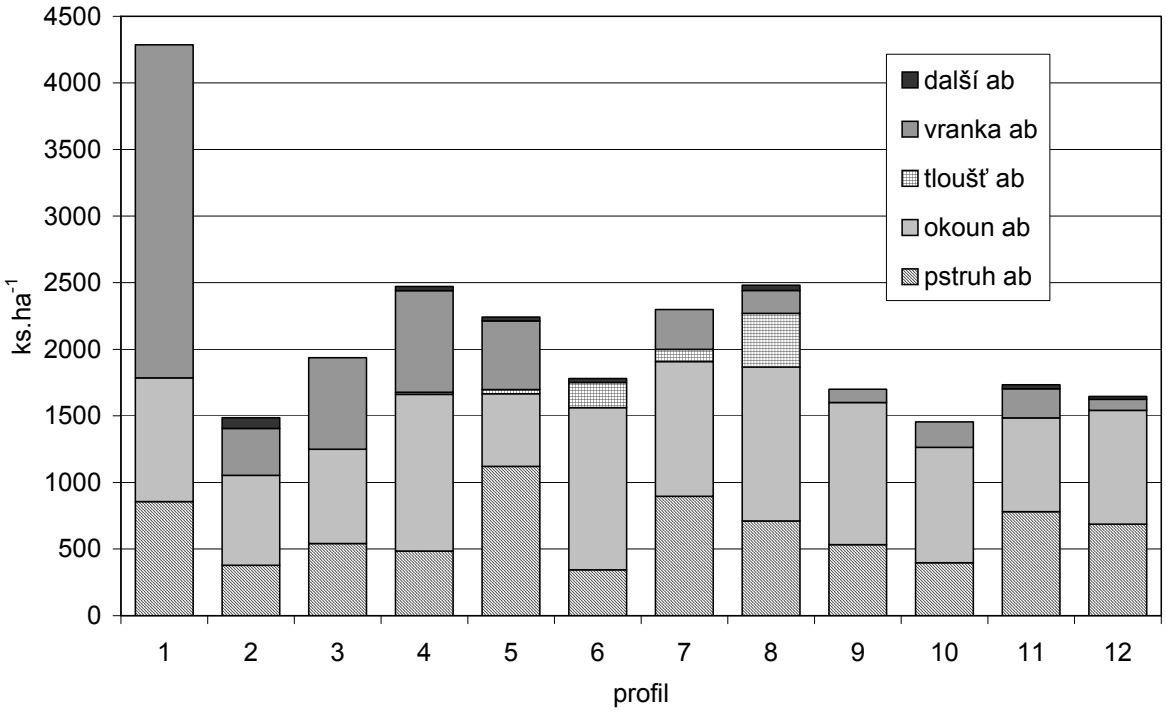
V roce 2003 byla zjištěna v potoce Klíčava přítomnost 7 druhů ryb: pstruh obecný *(Salmo trutta*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), vranka obecná (*Cottus gobio*), jelec tloušť *(Leuciscus cephalus*), úhoř říční (*Anguilla anguilla*), štika obecná (*Esox lucius*), karas stříbřitý *(Carassius auratus*) a 1 druh mihulovce: mihule potoční (*Lampetra planeri*). Novým zjištěným druhem oproti předchozím průzkumům (Pivnička a kol., 1996) je karas stříbřitý, jehož výskyt je však ojedinělý (jeden nález). Počet druhů v jednotlivých profilech kolísal mezi 2-6 druhy, nejčastěji byl nalézán okoun (frenkvence F =1), pstruh (F=0,97) a vranka (F=0,91). Index diverzity dosáhl hodnoty 1,22 (0,53-1,42) při použití přirozeného logaritmu, resp. 1,76 (0,76-2,04) s použitím dvojkového logaritmu, při ekvitabilitě E = 0,59.

Průměrná abundance ichtyofauny dosáhla hodnoty 2127 (412-4286) ks.ha^{-1}, což není ani poloviční hodnota ve srovnání s údaji Pivničky a kol. (1996). Vzhledem odlišnému počtu prolovených profilů a také k běžným fluktuacím těchto hodnot na malých tocích (Vlach a Švátora, 2003) však nelze tyto hodnoty nějak výrazně homologovat. Největší abundanci měl okoun (919,6 ks.ha^{-1}), což představovalo 45,4 % celkové abundance, dále pstruh s 632 ks.ha^{-1} (31,2%), vranka 383 ks.ha^{-1} (18,9%), jelec tloušť 70,2 ks.ha^{-1} (3,5%) a ostaní druhy dohromady 21,9 ks.ha^{-1} (1,1%). Údaje o průměrné abundanci jsou uvedeny v Tab. 1. Graf 1 ukazuje průměrné hodnoty abundance v jednotlivých profilech.

Tab. 1. Abundance ichtyofauny v potoce Klíčava v roce 2003

Úsek	pstruh	okoun	tloušť	vranka	další	Průměr
I.	857,1	928,6	0,0	2500,0	0,0	**4286**
II.	378,4	675,7	0,0	351,4	81,1	**1486**
III.	541,7	708,3	0,0	687,5	0,0	**1938**
IV.	485,3	1176,5	14,7	764,7	29,4	**2471**
V.	1121,2	545,5	30,3	515,2	30,3	**2242**
VI.	343,8	1218,8	187,5	0,0	31,3	**1781**
VII.	896,6	1011,5	92,0	298,9	0,0	**2299**
VIII.	711,5	1153,8	403,8	173,1	38,5	**2481**
IX.	533,3	1066,7	0,0	100,0	0,0	**1700**
X.	397,1	867,6	0,0	191,2	0,0	**1456**
XI.	781,3	703,1	0,0	218,8	31,3	**1734**
XII.	687,5	854,2	0,0	83,3	20,8	**1646**
Průměr	**632,0**	**919,6**	**70,2**	**383,3**	**21,9**	**2127**

Graf. 1. Abundance ichtyofauny v potoce Klíčava v roce 2003 v jednotlivých profilech



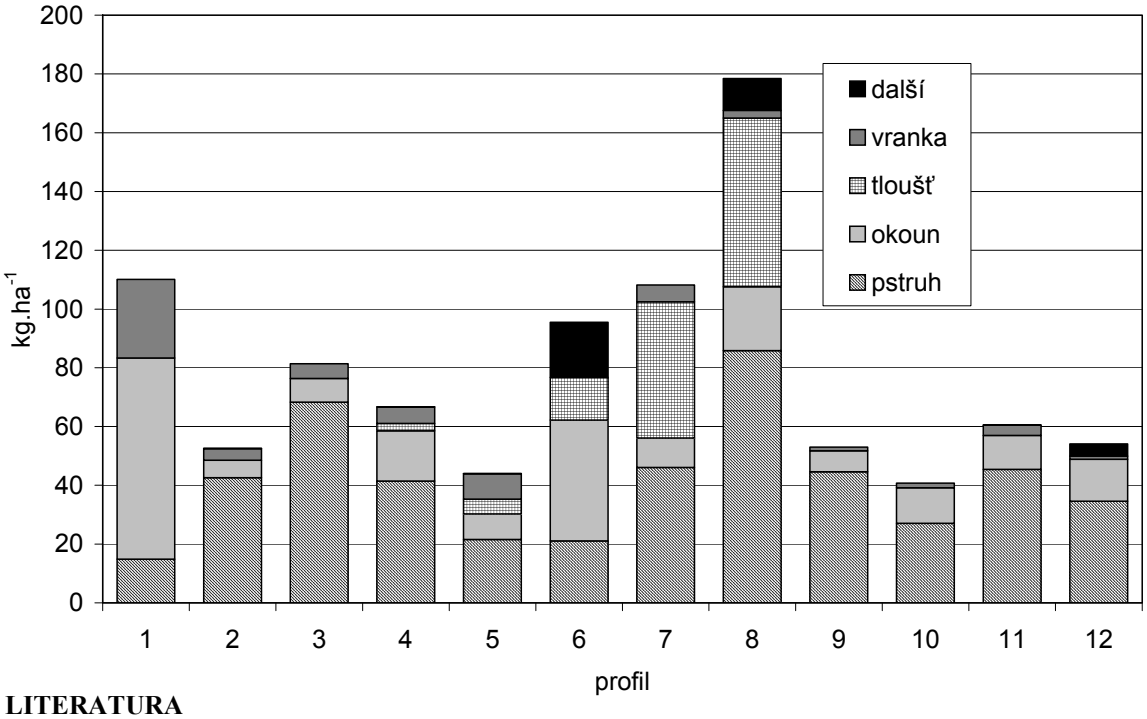
Ichtyofauna v potoce Klíčava měla v roce 2003 průměrnou biomasu 79 (8-278) kg.ha^{-1}, což je v porovnání s údaji Pivničky a kol. (1996) zhruba poloviční hodnota. Dominoval pstruh, který měl biomasu 44,7 kg.ha^{-1} (58 %), dále okoun 15,9 kg.ha^{-1} (20,6%), tloušť 9,6 kg.ha^{-1} (12,4%), vranka 4,2 kg.ha^{-1} (5,4%) a ostatní druhy (mihule potoční, úhoř, karas a šťika) 2,8 kg.ha^{-1} (3,6%). Údaje o biomase jsou uvedeny v Tab. 2 a v Grafu 2, kde jsou patrné průměrné hodnoty biomasy v jednolivých profilech.

Abundance i biomasa kolísala v rámci jednotlivých profilů i v průběhu roku. Tyto fluktuace však nejsou nijak neobvyklé, ale naopak jsou pro malé toky charakteristické (Vlach a Švátora 2002).

Tab. 2. Biomasa ichtyofauny v potoce Klíčava v roce 2003

úsek	pstruh	okoun	tloušť	vranka	další	průměr
I.	14,9	68,4	0,0	26,8	0,0	**110**
II.	42,5	6,0	0,0	3,9	0,1	**53**
III.	68,3	8,1	0,0	5,0	0,0	**81**
IV.	41,4	17,1	2,5	5,6	0,0	**67**
V.	21,5	8,7	5,1	8,6	0,1	**44**
VI.	21,1	41,1	14,5	0,0	18,8	**96**
VII.	46,1	10,0	46,3	5,7	0,0	**108**
VIII.	85,9	21,7	57,4	2,6	10,8	**178**
IX.	44,6	7,1	0,0	1,3	0,0	**53**
X.	27,1	12,1	0,0	1,5	0,0	**41**
XI.	45,4	11,5	0,0	3,5	0,1	**61**
XII.	34,6	14,3	0,0	1,1	4,2	**54**
průměr	**44,7**	**15,9**	**9,6**	**4,2**	**2,8**	**79**

Graf. 2. Biomasa ichtyofauny v potoce Klíčava v roce 2003 v jednotlivých profilech



LITERATURA

DUŠEK, J., ŠTAMBERGOVÁ, M., VLACH, P., MORAVEC, P., ŠVÁTORA, M., 2003: *Využití viditelných implantovaných elastomerů při výzkumu migrací a růstu ryb a raků v malých vodních tocích – zpráva o metodice*. Sborník referátů z VI. české ichtyologické konference: 11-15 (2003)

OLIVA, O., HENSEL, K., 1965*: The estimation to the fish population in the Klíčava valley water reservoir.* Věst. Čs. Společ. Zool. 29:249-254 (1965)

PIVNIČKA, K., ŠVÁTORA, M., BENEŠOVÁ, L., 1995: *Studium kvality povrchových vod, makrozoobentosu a ichtyofauny vybraných toků CHKO Křivoklátsko v letech 1992-1995*. Závěrečná zpráva grantu UK 112 pro správu CHKO Křivoklátsko. 34 str. nepub.

PIVNIČKA, K., ŠVÁTORA, M., HŮLA, P.,1996*: Druhová diverzita a biomasa ichtyocenóz toků v CHKO Křivoklátsko*. Živoč. Výr., 30: 461-465 (1996)

VLACH, P., ŠVÁTORA M., 2002: *Odhad biomasy a počtu druhů na základě parametrů stanoviště*. Biodiverzita ichtyofauny České Republiky IV, 177-182 (2002).

VLČEK J. A KOL., 1984: *Zeměpisný lexikon ČSR – Vodní toky a nádrže*. Academia. Praha 315 str.

Adresa autorů:

Mgr. ***Pavel VLACH***, Katedra zoologie Přírodovědecké fakulta Univerzity Karlovy, Viničná 7, 128 44 Praha

Mgr. ***Jan DUŠEK***, Mgr. ***Pavel MORAVEC***, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Kališnická 4-6, 130 23 Praha 3

ICHTYOLOGICKÝ PRŮZKUM ŘEKY BLANICE, PRAMENÍCÍ V CHKO ŠUMAVA
Ichthyological survey of the Blanice river having its source in the Šumava Protected Landscape Reserve

KŘÍŽEK J., DUBSKÝ K., RANDÁK T.

Summary

The Blanice has its spring in the Šumava Protected Landscape Reserve near Zlatá at an altitude of 972 m a.s.l. and empties into the Otava at Putim at an altitude of 362 m a.s.l. The size of its catchment area is 860.5 km^2, the watercourse is 93.3 km long and its flow rate at the confluence with the Otava is 4.23 m^3. s^{-1}. The upper part of the river upstream of the Husinec reservoir and close to it in the downstream direction is managed as a trout breeding area, the middle and lower courses are used by anglers as trout fishing and coarse fishing waters. In 2003, electrofishing gear was used for ichthyological survey at nine sites on this river, on the Puchérský Brook (right tributary) and two raceways - at Vodňany and near Krašlovice. The catches comprised 2,294 fish of 23 species: brown trout (Salmo trutta m. fario), grayling (Thymallus thymallus), pike (Esox lucius), dace (Leuciscus leuciscus), chub (Leuciscus cephalus), ide (Leuciscus idus), gudgeon (Gobio gobio), minnow (Phoxinus phoxinus), bleak (Alburnus alburnus), nase (Chondrostoma nasus), roach (Rutilus rutilus), bream (Abramis brama), silver bream (Abramis bjoerkna), stone moroco (Pseudorasbora parva), asp (Aspius aspius), carp (Cyprinus carpio), stone loach (Barbatula barbatula), barbel (Barbus barbus), perch (Perca fluviatilis), bullhead (Cottus gobio), pumpkinseed (Lepomis gibbosus), eel (Anguilla anguilla) and burbot (Lota lota). At the site near Zábrdský mlýn the occurrence of the brook lamprey (Lampetra planeri) was also confirmed. At the sites on the Blanice itself the sizes of the ichthyocoenoses ranged from 239.9 fish per ha to 3,637.3 fish per ha and the total biomass ranged between 2.9 kg per ha and 172.4 kg per ha. On the basis of the results of evaluation of the ichthyocoenoses using Morisita´s index of similarity, three basic segments can be distinguished in the Blanice watercourse: the upper segment upstream of the Husinec reservoir, which is largely of the trout water type with dominance of brown trout, bullhead and minnow; the mid segment from the village Těšovice to Vodňany, with dominance of chub, dace, bleak, gudgeon and stone loach; the lower segment from Vodňany to the confluence with the Otava, with dominance of bream, silver bream, roach, bleak, gudgeon, chub and dace. The mid and lower segments are significantly influenced by intensive management of the ponds in the catchment area.

ÚVOD

Blanice pramení v CHKO Šumava u Zlaté ve výšce 972 m n. m. a ústí do Otavy u Putimi ve výšce 362 m n. m. Plocha povodí měří 860,5 km^2, délka toku je 93,3 km a průtok v ústí 4,23 m^3. s^{-1}. Horní tok Blanice má typický charakter podhorského, pstruhového toku, který narušuje až nádrž Husinec (vodní plocha 68 ha, max. hloubka 25,5 m), která je postavena od roku 1939 přímo na toku asi 3 km severozápadně od Prachatic. Dolní dvě třetiny toku protékají mezi řadou rybníků v oblasti Vodňan a Protivína. Z toho vyplývá i způsob rybářského obhospodařování řeky. Horní část, od pramene po jez v Blanice, je obhospodařována jako pstruhový revír a to buď chovný nebo sportovní. Hospodaření na horním úseku v CHKO provádějí Vojenské statky a lesy, níže pak Jihočeský územní svaz ČRS a VÚRH JU v Českých Budějovicích. Zbývající část toku po ústí do Otavy, která je obhospodařována jako mimopstruhové sportovní revíry JčÚS ČRS a SRŠ ve Vodňanech je silně ovlivněna intenzivním chovem ryb v rybnících y v povodí.

MATERIÁL A METODIKA

Ichtyologický průzkum byl proveden elektrickým agregátem BMA s elektrocentrálou Honda GX 160 a bateriovým agregátem Lena. Šetření byla provedena na devíti lokalitách postihujících hlavní typy biotopů v podélném profilu řeky a na třech doplňujících lokalitách – Puchérském potoce a dvou náhonech na dolním toku. Lokality byly zaměřeny přístrojem GPS v souřadnicovém systému WGS 84. Odlovy byly prováděny na přibližně 100 m úsecích, vždy směrem proti proudu k místu zabraňujícímu úniku ryb (jízek, práh apod.). Délka a šířka prolovených úseků byla po skončení odlovů změřena a vypočtena jejich plocha. Úlovek ryb byl hodnocen z hlediska druhového složení, celkové početnosti a biomasy, početnosti a biomasy jednotlivých druhů, přítomnosti tohoročků a délkové struktury nejpočetnějších populací na jednotlivých lokalitách. Souběžně byla hodnocena i hydrologie a morfologie biotopů na zkoumaných lokalitách, byly odebrány vzorky makrozoobentosu semikvantitativní metodou na transektu dlouhém 10 m rychlostí 1 m/min. (Kershaw, Frost, 1968) a vzorky vody pro stanovení základních kritérií jakosti vody podle normy ČSN 75 7221 „Klasifikace jakosti povrchových vod“.

Vlastní šetření elektrolovem byla doplněna statistickým vyhodnocením úlovků sportovních rybářů na základě údajů JčÚS ČRS z let 1997- 2003 a VÚRH JU ve Vodňanech z let 1992-2003.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Ichtyologické průzkumy byly provedeny na devíti lokalitách v podélném profilu řeky Blanice (Arnoštov nad soutokem s Puchérským potokem, most na silnici ze Zbytin ke Sv. Magdaleně, most u Zábrdského mlýna, Těšovice nad mostem, pod Strunkovicemi nad Blanicí, železniční most v Blanici, pod jezem v Bavorově, pod jezem ve Viticích a pod jezem v Milenovicích u hřiště), typických pro daný úsek toku. Do sledování byl ještě zahrnut přítok Blanice v CHKO Šumava - Puchérský potok a na dolním toku náhony ve Vodňanech a u Krašlovic. Celkový úlovek ze všech lokalit zahrnoval 2 294 ryby dvaceti tří druhů - pstruha obecného *(Salmo trutta* m. *fario)*, lipana podhorního *(Thymallus thymallus)*, štiku obecnou *(Esox lucius)*, jelce proudníka

(Leuciscus leuciscus), jelce tlouště *(Leuciscus cephalus)*, jelce jesena *(Leuciscus idus)*, hrouzka obecného *(Gobio gobio)*, střevli potoční *(Phoxinus phoxinus)*, ouklej obecnou *(Alburnus alburnus)*, ostroretku stěhovavou *(Chondrostoma nasus)*, plotici obecnou *(Rutilus rutilus)*, cejna velkého *(Abramis brama)*, cejnka malého *(Abramis bjoerkna)*, střevličku východní *(Pseudorasbora parva)*, bolena dravého *(Aspius aspius)*, kapra obecného *(Cyprinus carpio)*, mřenku mramorovanou *(Barbatula barbatula)*, parmu obecnou *(Barbus barbus)*, okouna říčního *(Perca fluviatilis)*, vranku obecnou *(Cottus gobio)*, slunečnici pestrou *(Lepomis gibbosus)*, úhoře říčního *(Anguilla anguilla)* a mníka jednovousého *(Lota lota)*.

Změny druhového složení měly v podélném profilu řeky přirozený charakter. Od první lokality v Arnoštově postupně narůstal počet zastoupených druhů ze tří až na čtrnáct ve Viticích, na poslední lokalitě v Milenovicích pak bylo zjištěno dvanáct druhů. Nejvyšší počet druhů byl tedy zachycen ve střední a na začátku dolní části toku - Strunkovice nad Blanicí - 12, Bavorov - 13, Vitice - 14 a Milenovice - 12. Na lokalitě u Vitic byly však uloveny parma a slunečnice, které jednoznačně pocházejí z odchovných zařízení v povodí. Z pohledu výskytu jednotlivých druhů v podélném profilu byl na všech lokalitách kromě Milenovic uloven pstruh obecný, proudník a tloušť od Zábrdského mlýna po Milenovice, mřenka od Zábrdského mlýna po Vitice, plotice od Strunkovic po Milenovice, hrouzek od Strunkovic po Vitice, vranka v úseku od Arnoštova po Těšovice, střevle v Arnoštově, dále od Strunkovic po Bavorov a v Milenovicích a cejn velký od Vitic po Milenovice.

Na devíti lokalitách Blanice se početnost ichtyocenózy pohybovala v rozmezí 239,9 ks/ha (Sv. Magdalena) do 3 637,3 ks/ha (Strunkovice nad Blanicí). Vysoká početnost - 3 586,1 ks/ha, byla zaznamenána rovněž i na první lokalitě v Arnoštově, díky bohaté populaci vranky. Podobný průběh měly i hodnoty celkové biomasy (Tab. 1), ta se pohybovala v intervalu 2,9 kg/ha (Sv. Magdalena) až 172,4 kg/ha (Strunkovice). Nejvyšší hodnota byla zjištěna na lokalitě Vitice (164,8 kg/ha) a třetí u Zábrdského mlýna (111,4 kg/ha). Absolutně nejvyšší početnost i biomasa ichtyocenózy byla však zjištěna v náhonu ve Vodňanech 4 504,1 ks/ha a 306,2 kg/ha. Ichtyocenózu v něm však nelze z větší části považovat za původní, přirozeně se vyvíjející, neboť náhon je během roku silně ovlivňován rybníky v povodí a podstatný vliv měla i povodeň v roce 2002. Vliv povodní se odrazil i v úlovcích sportovních rybářů na mimopstruhových revírech. Na Vodňansku byly zaregistrovány netradiční a nepůvodní druhy, například okounek pstruhový, slunečnice pestrá, okrasné druhy ryb, v důsledku jejich úniku ryb z rybochovných objektů Střední rybářské školy, Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického či jiných chovatelů. Zároveň zde došlo k poklesu úlovků kapra, lína, cejnů, jelců, úhoře, lipana a lososovitých ryb, tedy především druhů, které mají tendenci migrovat s vodou „po proudu“ (Tab 2,3,4). Další příčiny poklesu lze hledat v nižší přístupnosti rybářských revírů rybářům v období po povodni, které přetrvávalo i v roce 2003 a také v nižší míře vysazování násad, hlavně v druhé polovině roku 2002. Z pohledu vývoj ukazatele kusové návratnosti byla nejhorší situace u lipana (pokles pod 1 %). Zajímavý byl naopak významný nárůst úlovků i kusové návratnosti u štiky a candáta. Hodnoty návratnosti u štiky okolo 30 % a candáta nad 10 % je možné považovat za neobvykle vysoké, pravděpodobně díky úniku násad těchto ryb z chovných rybníků při povodni. nepředstavuje z hlediska vyhodnocení tak velký úsek řeky, jako je její mimopstruhová část. V pstruhových revírech Blanice nebyl zaznamenán prakticky žádný pokles celkových úlovků, kromě lipana. Dokonce mírný nárůst úlovků v roce 2003 a zvýšení kusové návratnosti u pstruha obecného může vést k domněnce, že na pstruhový úsek Blanice 7 měla povodeň pozitivní vliv.

Z hodnocení ichtyocenóz pomocí indexů podobnosti Morisity vyplývá, že lokalita na Blanici v Arnoštově se nejvíce shoduje s ichtyocenózami z Puchérského potoka, u Sv. Magdaleny a v Těšovicích. Stavu ichtyocenózy ve Strunkovicích byla nejbližší společenstva z lokalit Zábrdský mlýn, Blanice a Bavorov. Díky přítomnosti bolena, ostroretky a absenci pstruha a lipana se významně lišila lokalita na dolním toku v Milenovicích. Nejvíce se jí však byly podobné lokality Bavorov, Vitice a oba náhony.

ZÁVĚR

Řeka Blanice ztratila násilnými úpravami koryta z větší části přirozený charakter. Nejhůře je postižena dolní část toku od Vodňan až do Putimi. Navíc od obce Blanice jsou poměry v řece ovlivňovány manipulací s vodou. Nejzachovalejší úseky zůstaly na horním části od Albrechtovic po nádrž Husinec a níže ještě mezi Strunkovicemi a Blanicí. Stávající způsob a intenzita obhospodařování zásadně neovlivňuje existenci přirozených populací vranky, střevle, mřenky, proudníka, hrouzka. V dolní části toku je ichtyocenóza ovlivňována hospodařením na rybnících v povodí, případně v dalších odchovných zařízeních, ze kterých dochází k občasnému úniku různých i nepůvodních, druhů ryb do řeky. Z rozkolísanosti hodnot biomasy v podélném profilu řeky je zřejmý možný vliv několika faktorů podle zjištěných místních podmínek. U Sv. Magdaleny to byla morfologie toku ve spojitosti s vysokými průtoky, v Blanici vliv hydrologických poměrů - minimální průtok díky odvodu vody náhonem, v Bavorově vliv legálního i nelegálního rybářského tlaku, v Arnoštově - způsob rybářského obhospodařování - přirozená produkce, Těšovice - chráněná rybí oblast.

SOUHRN

Průzkum ichtyocenózy řeky Blanice metodicky navazoval na stejná šetření provedená v rámci grantu VaV 610/10/00 na řekách Ostružná, Jelenka, Volyňka, Teplá, Úhlava i na Berounce u Tříman (Křížek 2001; 2002a; 2002b; 2002c; 2003; Pivnička a kol. 2002).
Jejich cílem bylo získat a vyhodnotit relevantní data týkající se integrity toků ve vazbě na naše ichtyocenózy, porovnat toky, zhodnotit stav i dynamiku ichtyocenóz a zařadit získaná data do existující databáze ichtyocenóz ČR.

Tab. 1: Zjištěné hodnoty početnosti a biomasy jednotlivých druhů ryb na dvanácti sledovaných lokalitách řeky Blanice.

DRUH / LOKALITA	Puchérský p.		Arnoštov		Sv.Magdalena		Zábrdský m.		Těšovice		Strunkovice	
	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha
Salmo trutta m. *fario*	560,8	26,7	204,1	6,6	113,6	2,2	1087	42,4	829,8	38,1	859,5	53,8
Thymalus thymalus	0	0	0	0	0	0	173,9	5,8	28,1	2,1	62,9	5
Esox lucius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leuciscus leuciscus	0	0	0	0	0	0	891,3	53,3	0	0	1205,4	82
Leuciscus cephalus	0	0	0	0	0	0	32,6	1,3	0	0	73,4	5,9
Leuciscus idus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gobio gobio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	649,9	7,6
Phoxinus phoxinus	46,7	0	116,6	0,2	0	0	0	0	0	0	251,6	0,1
Alburnus alburnus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0
Chondrostoma nasus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rutilus rutilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	104,8	8,3
Abramis brama	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abramis bjoerkna	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudorasbora parva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94,3	0,2
Aspius aspius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyprinus carpio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barbatula barbatula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	283	1,6
Barbus barbus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perca fluviatilis	0	0	0	0	0	0	32,6	2,3	0	0	0	0
Cottus gobio	724,3	3,3	3265,4	9,3	126,3	0,7	217,4	2	618,9	4,1	0	0
Lepomis gibosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anguilla anguilla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	4,7
Lota lota	0	0	0	0	0	0	10,9	4,4	0	0	10,5	3,2
CELKEM	1331,8	30	3586,1	16,2	239,9	2,9	2445,7	111,4	1476,8	44,3	3637,3	172,4

DRUH / LOKALITA	Blanice		Bavorov		Vitice		Milenovice		N-Vodňany		N-Krašlovice	
	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha	N/ha	B/ha
Salmo trutta m. fario	142	12,3	78	2,5	55,6	4,6	0	0	13,4	0,1	0	0
Thymalus thymalus	94,7	1,5	9,2	0,4	6,9	1,3	0	0	0	0	0	0
Esox lucius	0	0	18,4	2,8	48,6	11,6	15,9	3,5	26,8	1,3	10,9	10,1
Leuciscus leuciscus	698,2	17,8	390,1	20,6	451,7	25,4	111	3,1	1488	127,9	273,5	12
Leuciscus cephalus	177,5	4,7	321,2	19	319,7	52,1	95,2	25,9	1380,7	86,4	196,9	46,6
Leuciscus idus	0	0	13,8	0,9	0	0	0	0	241,3	18,1	0	0
Gobio gobio	201,2	3,4	325,8	6,5	90,3	1,4	0	0	0	0	32,8	0,4
Phoxinus phoxinus	11,8	0	9,2	0	0	0	5,3	0	0	0	0	0
Alburnus alburnus	0	0	4,6	0,2	6,9	0,3	296,1	5	13,4	0	0	0
Chondrostoma nasus	0	0	0	0	0	0	15,9	10,3	0	0	0	0
Rutilus rutilus	11,8	0,2	376,3	10,9	917,3	50,1	84,6	10,6	1219,9	67,9	186	21,2
Abramis brama	0	0	0	0	13,9	2,9	5,3	1	0	0	21,9	8,4
Abramis bjoerkna	0	0	0	0	20,8	3,1	126,9	16	0	0	0	0
Pseudorasbora parva	11,8	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aspius aspius	0	0	0	0	0	0	5,3	1,1	0	0	0	0
Cyprinus carpio	0	0	0	0	0	0	15,9	17,8	13,4	0,8	0	0
Barbatula barbatula	71	0,4	22,9	0,2	48,6	0,5	0	0	53,6	0,3	0	0
Barbus barbus	0	0	0	0	6,9	0,3	0	0	40,2	1,8	0	0
Perca fluviatilis	0	0	82,6	3,8	403	10,9	169,2	3,7	0	0	109,4	4,7
Cottus gobio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepomis gibosus	0	0	0	0	6,9	0,1	0	0	0	0	0	0
Anguilla anguilla	0	0	4,6	0,5	0	0	0	0	13,4	1,5	10,9	3,7
Lota lota	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CELKEM	1420	40,4	1656,7	68,3	2397,1	164,8	946,6	98,1	4504,1	306,2	842,3	107

Tab. 2: Přehled úlovků sportovních rybářů v mimopstruhových revírech Blanice v letech 1997-2003. (Průměrné hodnoty z let 1997-2001 charakterizují stav před povodní.)

ROK	1997-2001		2002		2003	
DRUH	ks	kg	ks	kg	ks	kg
Cyprinus carpio	4651	9423,5	3614	7609,8	3333	7322,4
Tinca tinca	304	115,5	243	139,5	179	91,4
Abramis brama	694	352,9	421	197,1	381	220,3
Leuciscus sp.	240	143,8	191	131,1	105	78,5
Perca fluviatilis	892	114,4	802	133,4	753	106,6
Barbus barbus	2	1,9	0	0,0	0	0,0
Chondrostoma nasus	3	3,3	3	2,6	5	6,9
Vimba vimba	7	3,2	2	2,1	1	0,9
Esox lucius	538	880,2	919	1422,3	735	1100,3
Silurus glanis	4	39,8	3	22,0	2	44,0
Stizostedion lucioperca	94	131,7	249	309,8	144	175,1
Anguilla anguilla	228	127,1	177	90,1	143	77,3
Salmo trutta m. *fario*	298	99,4	27	8,4	40	13,6
Oncorhynchus mykiss	550	157,0	309	102,9	385	141,6
Thymallus thymallus	207	75,5	21	6,5	11	3,8
Salvelinus fontinalis	4	1,5	5	1,7	7	2,6
Aspius aspius	8	12,5	17	35,1	20	36,7
Lota lota	21	11,3	11	8,1	0	0,0
býložravé druhy	34	111,8	31	98,0	75	237,0
CELKEM	8779	11806,0	7045	10320,2	6319	9658,8

Tab. 3: Přehled úlovků sportovních rybářů v pstruhovém revíru Blanice VII v letech 1997-2003. (Průměrné hodnoty z let 1997-2001 charakterizují stav před povodní.)

ROK	1997-2001		2002		2003	
DRUH	ks	kg	ks	kg	ks	kg
Salmo trutta m. *fario*	121	27,6	96	20,4	104	25,7
Oncorhynchus mykiss	137	38,9	168	40,0	177	67,3
Thymallus thymallus	29	9,3	13	4,3	12	3,3
Salvelinus fontinalis	4	0,6	0	0,0	6	1,8
CELKEM	292	76,4	277	64,7	299	98,2

Tab. 4: Přehled úlovků sportovních rybářů v revíru Blanice IV B v letech 1992-2003.

ROK	1992		1993		1994		1995		1996		1997	
DRUH	ks	kg	ks	kg	ks	kg	ks	kg	ks	kg	ks	kg
Salmo trutta m. *fario*	532	175,7	415	130,5	391	134,0	421	134,9	379	133,0	509	183,7
Oncorhynchus mykiss	221	77,8	78	28,1	23	11,2	53	19,0	83	29,0	20	8,2
Thymallus thymallus	165	65,8	123	43,2	159	58,6	126	47,5	114	41,1	164	67,6
Salvelinus fontinalis	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6	1,8	1	0,4	2	0,6
Ostatní	39	16,6	21	11,5	48	33,9	145	54,0	60	54,4	101	37,0
CELKEM	957	335,9	637	213,3	621	237,8	751	257,1	637	257,9	796	297,0

ROK	1998		1999		2000		2001		2002		2003	
DRUH	ks	kg	ks	kg	ks	kg	ks	kg	ks	kg	ks	kg
Salmo trutta m. *fario*	486	174,4	239	80,1	203	64,4	113	42,4	70	23,8	103	33,7
Oncorhynchus mykiss	7	3,6	72	22,3	39	12,9	3	1,5	0	0,0	3	1,5
Thymallus thymallus	130	50,3	44	14,8	18	5,6	22	7,6	9	2,8	6	2,6
Salvelinus fontinalis	1	0,3	0	0,0	2	0,7	0	0,0	1	0,2	16	2,6
Ostatní	38	7,5	75	12,6	22	2,8	12	3,1	20	14,3	15	8,3
CELKEM	662	236,0	430	129,8	284	86,4	150	54,7	100	41,2	143	48,8

Poděkování

Řešitel děkuje představitelům Jihočeskému JčÚS ČRS a MO ČRS v Husinci, Bavorově, VÚRH JU ve Vodňanech a ředitelství SRŠ ve Vodňanech za umožnění ichtyologického průzkumu, poskytnutí informací o množství vysazovaných násad a pomoc při odlovech ryb.

LITERATURA:

ČSN 75 7221, 1989: Klasifikace jakosti povrchových vod. 18 s. (in Czech)

Karr, J.R., 1981: Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries A Bull. Of AFS, 6:21-27.

Křížek, J., 2001: Ichtyologický průzkum a biotická integrita řeky Ostružné (levostranný přítok řeky Otavy). Zpráva dílčího úkolu grantu VaV 610/10/00 za rok 2001 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“. Zpráva L.I.F.E., Sibřina, s. 29.

Křížek, J., 2002a: Ichtyologický průzkum a biotická integrita řeky Ostružné (levostranný přítok řeky Otavy). Zpráva dílčího úkolu grantu VaV 610/10/00 za rok 2001 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“. Zpráva L.I.F.E., Sibřina, s. 20.

Křížek, J., 2002b: Ichtyologický průzkum a charakteristika povodí řeky Teplé a části toku Ohře v CHKO Slavkovský les. Zpráva dílčího úkolu grantu VaV 610/10/00 za rok 2002 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“. Zpráva L.I.F.E., Sibřina, ss. 50.

Křížek, J., 2002c: Ichtyologický průzkum a charakteristika povodí horní Úhlavy v CHKO Šumava od pramene po Janovice nad Úhlavou. Zpráva dílčího úkolu grantu VaV 610/10/00 za rok 2002 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“. Zpráva L.I.F.E., Sibřina, ss. 25.

Křížek, J., 2003: Ichtyologický průzkum a charakteristika povodí řeky Volyňky, pramenící v CHKO Šumava, od pramene po Strakonice. Zpráva dílčího úkolu grantu VaV 610/10/00 za rok 2003 „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity ve zvláště chráněných územích“. Zpráva L.I.F.E., Sibřina, ss. 26.

Pivnička, K., Švátora, M., Křížek, J., Sýkora, P., Humpl, M., 2002: Variabilita odhadů diverzity, přežívání, početnosti a biomasy ichtyocenózy v Berounce u Radnic. Sborník referátů z V. české ichtyologické konference konference, Brno 2002: 22-27.

Vlček, V., a kol., 1984: Zeměpisný lexikon ČSR. Vodní toky a nádrže. Academia, Praha.

Adresy autorů

RNDr. *Josef Křížek*, Laboratoř ichtyologie a ekologie ryb, 250 84 Sibřina 82; jkrizeklife@iol.cz

Ing. *Karel Dubský*, Střední rybářská škola a vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie, 389 19 Vodňany; srs-vodnany@iol.cz

Ing. *Tomáš Randák*, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské university ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany; randak@vurh.jcu.cz

ICHTYOCENÓZA STREDNEJ ČASTI TOKU HANDLOVKA
Ichthyocenosis of middle part of the Handlovka stream

ANDREJI, J. – STRÁŇAI, I.

Summary

Seven fish species (Phoxynus phoxynus, Gobio gobio, Leuciscus cephalus, Rutilus rutilus, Barbatula barbatula, Salmo labrax m. fario, Perca fluviatilis) belonging to 4 family (Cyprinidae, Balitoridae, Salmonidae, Percidae) were fished out in the middle part of the Handlovka stream. Ichthyological screening was performed at 3 localities in May 18th, 2002. Selected localities represent natural flow, channelized flow and "hybrid flow" - natural flow within straightening. Individual dominance of fish species at the particular localities reached 0.59-79.77 %; mass dominance reached the values 0.68-95.91 %. Abundance in term of pcs.ha^{-1} reached at particular localities values from 2000 to 10365, with higher value for a natural flow. Biomass in term of kg.ha^{-1} reached the values from 125.3 to 179.4, with higher value for a hybrid flow. High values of diversity index (1.37) and equitabililty (0.86) was determined in the channelized flow, with minimum fish species.

ÚVOD

Rieka Handlovka je podhorský tok III. rádu, s dĺžkou 32 km a plochou povodia 178,3 km^2 (LUKNIŠ, et al., 1972). Od 40.-tych rokov 20. storočia bola táto rieka považovaná za mŕtvu rieku. Aj keď bola Handlovka evidovaná ako rybársky revír, ryby sa v nej prakticky vôbec nevyskytovali a športový lov rýb sa realizoval iba na jej prítokoch (BUDAJ - SKÁCEL, 1965). Pravdepodobne z tohto dôvodu sa tam nikdy neuskutočnil ichtyologický prieskum (HOLČÍK, 2003 – ústne podanie). Z tohto dôvodu sme sa podujali v spolupráci s MO SRZ Handlová uskutočniť inventarizačný ichtyologický prieskum strednej časti rieky Handlovka.

MATERIÁL A METODIKA

Ichtyologický prieskum sa uskutočnil 18. mája 2002 na troch lokalitách rieky Handlovka (r. km 12,1 – 19,7), spadajúcich pod rybársky revír č. 3-0870-4-1 v správe MO SRZ Handlová. Jednotlivé lokality zahŕňajú prirodzený úsek (Veľká Čausa), regulovaný úsek (Ráztočno-Blatina) a tzv. „hybrid" – rovný prirodzený úsek (nad obcou Ráztočno). Dĺžka prelovených úsekov sa pohybovala od 65 – 85 m, podľa množstva ulovených rýb. Ich bližšia charakteristika je uvedená v Tab. 1. Samotný odlov sa uskutočnil elektrickým agregátom typu ELT 60 II GI (203 – 400 V, 2,8 – 5,2 A) s motorom Honda GXV50 (1,8 kW). Ulovené ryby sa po odmeraní a zvážení vrátili naspäť do toku. Kvalitatívne a kvantitatívne vyhodnotenie úlovku sa vykonalo podľa HOLČÍKA (1998), LOSOSA et al. (1984), LUSKA et al. (1998), SHANNON – WEAVER (1949), SHELDONA (1969) a LESLIE – DAVIS (1939).

Tab. 1: Charakteristika jednotlivých lokalít strednej časti toku Handlovka

Lokalita	Charakter toku	r. km	Nadmorská výška (m n. m.)	Prelovený úsek		
				dĺžka (m)	šírka (m)	plocha (m^2)
1 - nad Ráztočnom	hybridný	19,7	366	65	5,5	357
2 - Ráztočno-Blatina	regulovaný	18,8	352	85	5,0	425
3 - Veľká Čausa	prirodzený	12,1	310	70	5,5	385

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Na troch lokalitách rieky Handlovky sme celkovo zistili výskyt 7 druhov rýb, patriacich do 4 čeľadí (Tab. 2): kaprovité (*Cyprinidae*) – čerebľa pestrá (*Phoxinus phoxinus*), hrúz škvrnitý (*Gobio gobio*), jalec hlavatý (*Leuciscus cephalus*) a plotica červenooká (*Rutilus rutilus*); slížovité (*Balitoridae*) – slíž severný (*Barbatula barbatula*); lososovité (*Salmonidae*) – pstruh potočný (*Salmo labrax* m. *fario*) a ostriežovité (*Percidae*) – ostrież zelenkavý (*Perca fluviatilis*). Z celkového počtu zistených druhov možno označiť výskyt plotice červenookej a ostrieža zelenkavého v strednej časti rieky Handlovky za netypické, nakoľko táto časť je pstruhového charakteru a tieto druhy sa do toku dostali z retenčnej nádrže situovanej nad mestom Handlová počas prívalových vôd. STRÁŇAI – ANDREJI (2002) v roku 2000 na rovnakých lokalitách zistili iba 6 druhov, pričom ostrież zelenkavý sa v ich úlovku nevyskytoval. O rok neskôr ANDREJI – STRÁŇAI (2003) opäť na tých istých lokalitách už zaznamenali 9 druhov, v ich úlovku sa navyše objavil pstruh dúhový, lipeň tymianový a hlaváč pásoplutvý. Na všetkých troch lokalitách sa vyskytoval iba hrúz škvrnitý, slíž severný a pstruh potočný (Tab. 3). Tento stav zistili aj v roku 2001 ANDREJI – STRÁŇAI (2003). O rok skôr publikujú STRÁŇAI – ANDREJI (2002) prítomnosť na všetkých troch lokalitách iba u hrúza škvrnitého a pstruha potočného.

Tab. 2: Ichtyofauna strednej časti toku Handlovka a krátka charakteristika jednotlivých druhov z hľadiska ekologického, ochranárskeho a hospodárskeho.

Čeľaď / druh	Skupiny podľa				
	reprodukcie	vzťahu k prúdu	vzťahu k migrácii	stupňa ohrozenia	hospodárskeho významu
I. KAPROVITÉ *(CYPRINIDAE)*					
1. čerebľa pestrá *(Phoxinus phoxinus)*	A.1.3	Re	NM	VU	S
2. hrúz škvrnitý (*Gobio gobio*)	A.1.6	Et	NM	-	S
3. jalec hlavatý *(Leuciscus cephalus)*	A.1.3	Re	SD	-	V
4. plotica červenooká (*Rutilus rutilus*)	A.1.4	Et	SD	-	S
II. SLÍŽOVITÉ *(BALITORIDAE)*					
5. slíž severný *(Barbatula barbatula)*	A.1.6	Re	NM	-	S
III. LOSOSOVITÉ *(SALMONIDAE)*					
6. pstruh potočný *(Salmo labrax* m. *fario)*	A.2.3	Re	SD	-	HP
IV. OSTRIEŽOVITÉ *(PERCIDAE)*					
7. ostrież zelenkavý (*Perca fluviatilis*)	A.1.4	Et	SD	-	V

A – nehniezdiče, A.1 – neres na otvorenom podklade, A.1.3 – litofily, A.1.4 – fytolitofily, A.1.6 – psamofily, A.2 – ukrývače, A.2.3 – litofily, Et – eurytopný, Re – reofilný, SD – migrácia do 100 km, NM – nemigračný druh, HP – hospodársky preferovaný, S – sprievodný, V – vedľajší, VU – zraniteľný

Tab. 3: Výskyt a frekvencia výskytu jednotlivých druhov rýb strednej časti toku Handlovka

Druh ryby	Lokalita			F (%)
	1	2	3	
čerebľa pestrá *(Phoxinus phoxinus)*			+	33,3
hrúz škvrnitý *(Gobio gobio)*	+	+	+	100
jalec hlavatý *(Leuciscus cephalus)*			+	33,3
plotica červenooká *(Rutilus rutilus)*			+	33,3
slíž severný *(Barbatula barbatula)*	+	+	+	100
pstruh potočný *(Salmo labrax* m. *fario)*	+	+	+	100
ostrież zelenkavý *(Perca fluviatilis)*	+			33,3

1 – nad obcou Ráztočno, 2 – Ráztočno-Blatina, 3 – Veľká Čausa,
F – frekvencia (konštantnosť) výskytu

Z pohľadu kusovej dominancie (Tab. 4) na úseku nad obcou Ráztočno, najvyššie percento (76,81 %) dosiahol pstruh potočný. Druhú najvyššiu hodnotu (13,04 %) dosiahol hrúz škvrnitý. Rovnaké hodnoty zistili aj Na úseku Ráztočno-Blatina opäť dominoval pstruh potočný (57,32 %). Hranicu 10 % pritom prekročili obidva druhy vyskytujúce sa na sledovanom úseku (hrúz škvrnitý 29,27 % a slíž severný 13,41 %). Takmer zhodné výsledky z roku 2000 publikujú na týchto dvoch úsekoch STRÁŇAI – ANDREJI (2002). Avšak o rok neskôr ANDREJI – STRÁŇAI (2003) uvádzajú na spomínaných dvoch úsekoch vysokú dominanciu slíža severného (78,69 % a 91,11 %). Na poslednom úseku (Veľká Čausa) smerom po toku, pomerne vysoké percento dominancie (79,77 %) dosiahol slíž severný a hranicu 10 % prekročila iba čerebľa pestrá (11,14 %). Podobné výsledky zistili aj STRÁŇAI – ANDREJI (2002) a ANDREJI – STRÁŇAI (2003), pričom hranicu 10 % zaznamenali aj u hrúza škvrnitého.

Tab. 4: Kusová dominancia rýb strednej časti toku Handlovka na jednotlivých lokalitách

Stupeň dominancie	Nad obcou Ráztočno		Ráztočno-Blatina		Veľká Čausa	
	Druh	%	Druh	%	Druh	%
superdominantný (> 30)	pstruh potočný	76,81	pstruh potočný	57,32	slíž severný	79,77
eudominantný (10 - 30)	hrúz škvrnitý	13,04	hrúz škvrnitý slíž severný	29,27 13,41	čerebľa pestrá	11,14
dominantný (5 - 10)	slíž severný	7,25			hrúz škvrnitý	5,28
subdominantný (2 - 5)	ostrież zelenkavý	2,90			pstruh potočný	2,35
subrecedentný (< 1)					plotica červenooká jalec hlavatý	0,88 0,59

Tab. 5: Hmotnostná dominancia rýb strednej časti toku Handlovka na jednotlivých lokalitách

Stupeň dominancie	nad obcou Ráztočno		Ráztočno-Blatina		Veľká Čausa	
	Druh	%	Druh	%	Druh	%
superdominantný (> 30)	pstruh potočný	95,91	pstruh potočný	92,93	slíž severný	53,21
eudominantný (10 - 30)					plotica červenooká pstruh potočný hrúz škvrnitý	15,53 12,69 11,23
dominantný (5 - 10)			hrúz škvrnitý	5,41	čerebľa pestrá	5,26
subdominantný (2 - 5)	hrúz škvrnitý	2,43				
recedentný (1 - 2)			slíž severný	1,66	jalec hlavatý	1,72
subrecedentný (< 1)	ostrież zelenkastý slíž severný	0,98 0,68				

Pri hmotnostnej dominancii (Tab. 5) na úseku nad obcou Ráztočno a Ráztočno-Blatina najvyššiu hodnotu dosiahol pstruh potočný s pomerne vysokým percentom dominancie (nad 90 %). Takmer zhodné výsledky z týchto dvoch úsekov uvádzajú STRÁŇAI – ANDREJI (2002), pričom na úseku Ráztočno-Blatina 10 %-nú hranicu prekročil aj hrúz škvrnitý (10,70 %). Aj ANDREJI – STRÁŇAI (2003) publikujú vo svojej práci na týchto dvoch úsekoch dominanciu pstruha potočného, ale v menšej miere (55,13 – 62,11 %). Pričom z druhov rýb, ktoré prekročili hranicu 10 % uvádzajú slíža severného a pstruha dúhového. Na úseku Veľká Čausa však prekvapivo najvyššiu hodnotu dominancie dosiahol slíž severný (53,21 %). Hodnoty dominancie nad 10 % dosiahli ešte plotica červenooká (15,53 %), pstruh potočný (12,69 %) a hrúz škvrnitý (11,23 %). STRÁŇAI – ANDREJI (2002) na tomto úseku zistili hmotnostnú dominanciu pstruha potočného, jalca hlavatého a slíža severného. Taktiež ANDREJI – STRÁŇAI (2003) uvádzajú z tohto úseku najvyššie hodnoty hmotnostnej dominancie pre pstruha potočného, hrúza škvrnitého a jalca hlavatého.

Abundancia a biomasa (Tab. 6) sa v prepočte na 1 ha pohybovala na sledovaných lokalitách v rozpätí 2000 – 10365 ks.ha^{-1}, resp. 125,28 – 179,40 kg.ha^{-1}. Najvyššie hodnoty abundancie sa zistili na prirodzenom úseku (10365 ks.ha^{-1}), najnižšie na regulovanom. Paradoxne však vyššie hodnoty biomasy boli zaznamenané na hybridnom (179,4 kg.ha^{-1}), resp. regulovanom úseku ako v prirodzenom (125,3 kg.ha^{-1}). Nižšie hodnoty zistili STRÁŇAI – ANDREJI (2002) na týchto lokalitách v roku 2000, kde abundancia bola 1734 – 4650 ks.ha^{-1} a biomasa 93,2 – 132,4 kg.ha^{-1}, pričom najvyššie hodnoty abundancie zaznamenali na prirodzenom úseku a najvyššiu biomasu na regulovanom úseku. Podobné hodnoty zistili v roku 2001 ANDREJI – STRÁŇAI (2003), ktorí zaznamenali abundanciu 3245 – 9672 ks.ha^{-1} a biomasu 66,9 – 157,9 kg.ha^{-1}, pričom najvyššie hodnoty abundancie i biomasy vykazoval regulovaný úsek. Z jednotlivých druhov rýb najvyššiu abundanciu v prepočte na 1 ha dosiahol pstruh potočný na lokalitách nad obcou Ráztočno (1538 ks.ha^{-1}) a Ráztočno-Blatina (1106 ks.ha^{-1}). Na lokalite Veľká Čausa najvyššiu abundanciu v prepočte na 1 ha dosiahol slíž severný (8130 ks.ha^{-1}). Hodnotu 1000 ks.ha^{-1} prekročila na tomto úseku ešte čerebľa pestrá (1403 ks.ha^{-1}). Pokiaľ ide o biomasu, v prepočte na 1 ha najvyššie hodnoty opäť dosiahol pstruh potočný a to na lokalite nad obcou Ráztočno (171,47 kg.ha^{-1}) a Ráztočno-Blatina (144,94 kg.ha^{-1}). Na poslednej lokalite (Veľká Čausa) najvyššiu hodnotu biomasy dosiahol slíž severný (68,0 kg.ha^{-1}). Hranicu 10 kg.ha^{-1} prekročili na tomto úseku ešte plotica červenooká (18,6 kg.ha^{-1}), pstruh potočný (14,81 kg.ha^{-1}) a hrúz škvrnitý (13,09 kg.ha^{-1}).

Tab. 6 Abundancia a biomasa rýb strednej časti toku Handlovka na jednotlivých lokalitách v prepočte na 1 ha a 1 km

Druh	nad obcou Ráztočno				Ráztočno-Blatina				Veľká Čausa			
	na 1ha		na 1 km		na 1ha		na 1 km		na 1ha		na 1 km	
	A (ks)	B (kg)	A (ks)	B (kg)	A (ks)	B (kg)	A (ks)	B (kg)	A (ks)	B (kg)	A (ks)	B (kg)
čerebľa pestrá	0	0	0	0	0	0	0	0	1403	8,52	771	4,69
hrúz škvrnitý	280	5,04	154	2,77	588	8,64	294	4,32	494	13,09	271	7,20
jalec hlavatý	0	0	0	0	0	0	0	0	52	2,23	29	1,23
plotica červenooká	0	0	0	0	0	0	0	0	78	18,60	43	10,23
slíž severný	140	1,18	77	0,65	306	2,89	153	1,45	8130	68,00	4471	37,41
pstruh potočný	1538	171,47	846	94,31	1106	144,94	553	72,47	208	14,81	114	8,14
ostrież zelenkavý	56	1,71	31	0,94	0	0	0	0	0	0	0	0
Σ	**2014**	**179,4**	**1108**	**98,67**	**2000**	**156,5**	**1000**	**78,24**	**10365**	**125,3**	**5699**	**68,9**

A – abundancia, B - biomasa

Najvyššie hodnoty indexu diverzity a ekvitability (Tab. 7) boli paradoxne zaznamenané na regulovanom úseku lokality č. 2 (Ráztočno-Blatina) pri najmenšom počte zistených druhov (3). V roku 2000 na totožných lokalitách STRÁŇAI – ANDREJI (2002) zistili najvyšší index diverzity (1,76) na lokalite č. 3 (Veľká Čausa) pri najvyššom počte druhov (6) a najnižší (0,85) na lokalite č. 1 (nad obcou Ráztočno) pri počte druhov 2. Ekvitabilita bola zhodne najvyššia (0,85) na lokalite č. 1 a 2, najnižšia (0,69) na lokalite č. 3. V roku 2001 uvádzajú ANDREJI – STRÁŇAI (2003) najvyšší index diverzity (1,66) taktiež na lokalite č. 3 (Veľká Čausa) a najnižší (0,55) na lokalite č. 2 (Ráztočno-Blatina). Rovnaká situácia bola aj pri hodnotách ekvitability.

Tab. 7 Index diverzity a ekvitabilita na jednotlivých lokalitách strednej časti toku Handlovka

Lokalita	Index diverzity H`	Ekvitabilita E
1 - nad obcou Ráztočno	1,07	0,41
2 - Ráztočno-Blatina	1,37	0,86
3 - Veľká Čausa	1,10	0,55

ZÁVER

Ichtyocenózu strednej časti toku Handlovka môžeme označiť za pomerne vyrovnanú a stabilizovanú, aj keď je to ichtyocenóza umelo vysadená a pomerne mladá. Napriek tomu sa pomerne rýchlo aklimatizovala a adaptovala na miestne podmienky, v ktorých sa už aj prirodzene neresí. Väčšie výkyvy v abundancii a biomase medzi jednotlivými úsekmi nastávajú iba počas prívalových vôd, kedy sú ryby splavované z vyšších úsekov do nižšie položených. Taktiež športový rybolov hýbe do určitej miery abundanciou a biomasou v priebehu roka, predovšetkým hospodársky cenných druhov rýb, ktoré sa však každoročne vracajú späť do toku vo forme 1 – 2 ročných násad. Záverom možno povedať, že sa jedná o rybársky revír pstruhového charakteru s vysokou úrovňou obhospodarovania, o čom svedčí aj bohatá návštevnosť a spokojnosť zo strany športových rybárov. Jediný návrh z našej strany ohľadom obhospodarovania revíru je častejšia realizácia kontrolných odlovov a následná eliminácia nežiadúcich druhov rýb - ostrieža zelenkavého a jalca hlavatého.

SÚHRN

Počas ichtyologického prieskumu (18.5.2002) na troch lokalitách strednej časti rieky Handlovky bolo celkovo ulovených 7 druhov rýb (*Phoxynus phoxynus*, *Gobio gobio*, *Leuciscus cephalus*, *Rutilus rutilus*, *Barbatula barbatula*, *Salmo labrax* m. *fario*, *Perca fluviatilis*), patriacich do 4 čeľadí (*Cyprinidae*, *Balitoridae*, *Salmonidae*, *Percidae*). Jednotlivé lokality predstavovali prirodzený tok, regulovaný tok a tzv. "hybridný tok" – prirodzený tok s napriameným korytom. Kusová dominancia jednotlivých druhov rýb sa na týchto úsekoch pohybovala v rozpätí 0,59 – 79,77 %; hmotnostná dominancia na týchto lokalitách dosahovala hodnôt 0,68 – 95,91 %. Abundancia v prepočte $ks.ha^{-1}$ predstavovala na jednotlivých lokalitách hodnoty od 2000 do 10365, s vyššou hodnotou pre prirodzený tok. Biomasa v prepočte $kg.ha^{-1}$ dosahovala hodnoty od 125,3 do 179,4, s vyššou hodnotou pre hybridný tok. Najvyššie hodnoty indexu diverzity (1,37) a ekvitability (0,86) boli zistené v regulovanom toku, paradoxne s najnižším počtom druhov.

Poďakovanie

Autori ďakujú zástupcom MO SRZ v Handlovej za pomoc pri výbere vhodných lokalít a pomoc pri samotných odlovoch.

LITERATÚRA

ANDREJI, J. – STRÁŇAI, I. 2003. Život v Handlovke. In:Poľovníctvo a rybárstvo, roč. 55, 2003, č. 8, s. 44-45.

BUDAJ, O. - SKÁCEL, L.: S rybárskym prútom po stredoslovenskom kraji. Banská Bystrica : Stredoslovenské vydavateľstvo, 1965. 142 s.

HOLČÍK, J.: Ichtyológia. Bratislava : Príroda, 1998. 310 s. ISBN 80-07-01035-1.

LESLIE, P.H. – DAVIS, D.H.S.: An attempt to determine the absolute numbers of rats on a given area. In: Journal of animal ecology., 8, 1939, s. 94 – 113.

LOSOS, B. et al.: Ekológie živočíchů. Praha : SPN, 1984. 316 s.

LUKNIŠ, M. et al.: Slovensko: Príroda 2. diel. Bratislava : Obzor, 1972. 917 s.

LUSK, S. – HALAČKA, K. – LUSKOVÁ, V.: The effect of an extreme flood on the fish communities in the upper reaches of the tichá Orlice river (the Labe drainage area). In: Czech J. Anim. Sci., 43, 1998, s. 531 – 536.

SHANNON, C.E. – WEAVER, W.: The matematical theory of communication. Urbana – Illinois : The University of Illinois. 187 s.

SHELDON, A.L.: Equitability indices: Dependence on the species count. In: Ecology, vol., 50, 1969, s. 466 – 467.

STRÁŇAI, I. – ANDREJI, J. 2002. Rybie spoločenstvo v rieke Handlovka. In: Zborník z medzinárodnej vedeckej konferencie „Chov hydiny a malých hospodárskych zvierat v 3. tisícročí". Nitra : SPU, 2002, s. 282 – 287., ISBN 80-8069-074-X.

Adresa autorov

Ing. ***Jaroslav Andreji***, doc. Ing. ***Ivan Stráňai***, CSc., Katedra hydinárstva a malých hospodárskych zvierat, FAPZ SPU v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika, e-mail: Jaroslav.Andreji@uniag.sk ; Ivan.Stranai@uniag.sk

RYBIE SPOLOČENSTVO BREZNICKÉHO POTOKA Z OBLASTI KREMNICKÝCH VRCHOV

Fish community of Breznica stream from Kremnica mountains area

STRÁŇAI, I., ANDREJI, J.

SUMMARY

In 2003 we studied in the Breznica stream the species composition, abundance, biomass, available production and age structure of fish population at 6 selected localities. It is a monospecies population of brown trout (Salmo labrax m. fario) represents 0+ to III+ age categories. Population majority represent fishes with body size to 150 mm (77,25 %). Values of abundance in term of pcs.ha^{-1} reached 500 – 7045 pcs and biomass 40 – 230 kg.ha^{-1}. These values produces the population of brown trout only within the natural reproduction.

ÚVOD

Breznický potok je pravostranný prítok rieky Hron, do ktorého sa vlieva na 158 r. km. Pramení v nadmorskej výške 900 m n. m. a jeho dĺžka od prameňa po ústie je 10,2 km. Uvedený tok obhospodaruje Vysokoškolský lesnícky podnik Technickej univerzity vo Zvolene. Z rybochovného pohľadu možno zaradiť tok so živelným formovaním obsádky, nakoľko obhospodarovateľ nezasahuje do toku v podobe vysádzania násad už niekoľko desiatok rokov. Z tohto dôvodu sme sa orientovali na zistenie kvalitatívnych ako aj kvantitatívnych pomerov ichtyocenózy tejto oblasti.

MATERIÁL A METODIKA

Materiál bol lovený na šiestich úsekoch od ústia do Hrona po lokalitu nad obcou Železná Breznica, kde tok prechádza do vlásočnice so šírkou do 1 m. Prelovovali sa úseky 100 m dlhú a len lokalita č. 1 mala dĺžku 120 m. V každom úseku sa vykonali 3 odlovy. Po každom love sa ryby spočítali, odmerali, odvážili a odobralo sa im niekoľko šupín na určenie veku. Z týchto údajov sa vypočítala abundancia a ichtyomasa podľa metódy LESLIE – DAVIS (1939) a dostupná produkcia podľa BURMAKIN – ŽAKOVOV (1961). Ryby sa lovili prenosným elektrickým agregátom typu ELT 60 II GI, s benzínovým motorom Honda GXV50 (1,8 kW), s napätím 230 – 400 V a prúdom 2,8 – 5,2 A. Po ulovení boli uložené v priechovnici mimo dosahu elektrického poľa.

Jednotlivé analyzované lokality:
1) nad malou zverničkou pre diviačiu zver (r. km 8)
2) nad obcou Železná Breznica (r. km 6)
3) pod obcou Huta (r. km 3,5)
4) lavica (r. km 2,5)
5) ostrá zákruta (r. km 1,75)
6) nad obcou Hronská dúbrava (r. km 0,6)

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Breznický potok sme sledovali v roku 2003 na zhodných lokalitách ako v roku 2002 s cieľom potvrdiť, či obsádka je schopná sa formovať živelne so zhodnými parametrami v rozdielnych rokoch. Ichtyofauna Breznického potoka je v roku 2003 tvorená len jedným druhom a to pstruhom potočným. Prítomnosť iných druhov rýb sme v tomto roku nezaevidovali, aj keď v oblasti sútoku s Hronom je predpoklad migrácie. V predchádzajúcom roku sme zaevidovali sporadický výskyt čereble pestrej, slíža severného, jalca hlavatého a mreny severnej.

Hodnoty početnosti a biomasy pstruha potočného z jednotlivých úsekov sú dosť rozdielne, čo však súvisí s charakterom toku, jeho členitosťou, prítomnosťou prekážok, hĺbky toku ako aj s jeho celkovou úpravou. Breznický potok má prirodzený meandrovitý charakter s čiastočnou úpravou koryta v troch obciach, ktorými preteká. Na toku vybudovaných niekoľko stupňov priechodných pre pstruha len pri zvýšených prietokoch a jeden nepriechodný stupeň v obci Železná Breznica. Pri nízkych stavoch sú aj bežné kaskády nepriechodné a tak sa tok môže rozdeliť na tri, resp. štyri samostatné časti, v ktorých sa formuje nezávisle samostatná obsádka. Nepriaznivým faktorom sú aj samotné obce, pod ktorými sa znižuje početnosť pstruha pre vypúšťanie odpadových vôd z jednotlivých domácnosti priamo do potoka Breznica.

Prvý prelovený úsek možno charakterizovať od prameňa po chatu Podjavor, kde sú zhotovené nefunkčné kaskády, pri nízkych stavoch neprietočné, pri vysokých stavoch miznú, nakoľko ich voda podomelie. Druhý samostatný úsek je po obec Železná Breznica, kde je zhotovená 3 m vysoká kaskáda. Tretí úsek predstavujú lokality 3 a 4 nachádzajúce sa približne v ¾ dĺžky celého toku, kde je cca 80 cm vysoká kaskáda, ktorú pri nízkych stavoch voda sotva obmýva.

Najvyššiu početnosť pstruha potočného sme zistili na úsekoch č. 1 a 2, kde hodnoty v prepočte na 1 ha predstavujú 7045 ks (1) a 5524 ks (2). Najnižšiu početnosť vykazujú úseky č. 3 (1634 ks) a č. 6 (500 ks), ktoré sú pod obcami, kde je zhoršená kvalita vody. Podľa pozorovaní v roku 2002 (STRÁŇAI – ANDREJI, 2003), najvyššie hodnoty početnosti sa zistili na úsekoch č. 1, 2, 4 a 5, kde hodnoty v prepočte na 1 ha toku sa pohybovali v rozpätí 3359 – 4840 ks. Z ostatných tokov BASTL et al. (1991) uvádza početnosť pstruha potočného na Ipli od 2727 – 6787 ks. ha^{-1}, resp. MUŽÍK (1995) 1104 ks.ha^{-1} pstruha potočného v Ľubochnianke. Na hornej časti Turca v obci Dolný Turček vykazuje pstruh potočný početnosť 1535 ks.ha^{-1} a v Sklenom 4708 ks.ha^{-1} (STRÁŇAI – ANDREJI, 2002).

Ichtyomasa približne korešponduje s početnosťou, nakoľko najvyššiu hodnotu v prepočte na 1 ha sme zistili na úseku č. 2 (230,3 kg). Nie vždy je však ichtyomasa najvyššia pri najväčšej početnosti rýb, čo je zrejmé aj z úseku č. 1, kde je vyššia početnosť pstruha nižších vekových skupín, čo spôsobuje, že 7045 ks.ha^{-1} vyprodukuje ichtyomasu o hodnote len 87,6 kg.ha^{-1}. V predchádzajúcom roku sa taktiež zaevidoval tento jav, pričom 3359 ks.ha^{-1} vyprodukovalo ichtyomasu len 61,1 kg.ha^{-1}.

Najnižšiu ichtyomasu vykazujú úseky č. 3 (46,6 kg.ha^{-1}) a č. 6 (40,3 kg.ha^{-1}). Tieto parametre súvisia s vekovým zložením úseku, na ktorých sú zastúpené málopočetné staršie vekové skupiny a početnosť na týchto úsekoch je takisto najnižšia.

Je zaujímavé, že v sledovaniach pred rokom (STRÁŇAI – ANDREJI, 2003), tieto úseky vykazovali najnižšie parametre ichtyomasy v obrátenom poradí a to úsek č. 6 (62,7 kg.ha^{-1}) a úsek č. 3 (38,6 kg.ha^{-1}). Parametre biomasy pstruha potočného na Ipli (BASTL et al., 1991) vykazujú 86 – 179 kg.ha^{-1}, resp. na Ľubochnianke (MUŽÍK, 1995) 88 kg.ha^{-1}. Pásmo pstruha na Turci vykazuje biomasu tohto druhu 67,6 kg.ha^{-1} v v Dolnom Turčeku a 188 kg.ha^{-1} v Sklenom (STRÁŇAI – ANDREJI, 2002).

Hodnoty produkcie toku dosahované na jednotlivých úsekoch zodpovedajú hodnotám biomasy pstruha potočného v jednotlivých úsekoch, pričom sa pohybujú v rozpätí 39 – 54 % z tejto hodnoty. Na úseku č. 1 je však produkcia neúmerne vysoká a predstavuje až 79 % z hodnoty biomasy pstruha potočného. Je zaujímavé, že v predchádzajúcom roku (STRÁŇAI – ANDREJI, 2003) vykazuje úsek č. 1 najvyššiu produkciu, a to 55 % z hodnoty biomasy úseku. V roku 2002 produkcia na ostatných úsekoch predstavovala 37 – 46 % z biomasy.

Tab. 1: Početnosť, ichtyomasa a dostupná produkcia pstruha potočného na Breznickom potoku v roku 2003 v prepočte na 1 ha

Lokalita	Početnosť (ks)	Biomasa (kg)	Produkcia (kg)	% produkcie z biomasy
1	7045	87,6	69,1	78,7
2	5524	230,3	103,4	44,8
3	1634	46,6	18,3	39,3
4	3225	92,2	49,2	53,4
5	2400	99,7	54,1	54,2
6	500	40,3	16,7	41,4

V tabuľke 2 uvádzame zastúpenie pstruha potočného v dĺžkových skupinách. Jedince s dĺžkou tela do 150 mm, teda pohlavne nedospelé ryby, ktoré z hľadiska štruktúry populácie možno označiť ako doplnok, sa vyskytovali vo všetkých lokalitách a tvorili 77,25 % zo všetkých ulovených pstruhov. V jednotlivých úsekoch ich podiel predstavoval: 98 % úsek č. 1, 70 – 77 % vo všetkých ostatných úsekoch okrem úseku č. 6, kde ich podiel tvoril len 31 %.

Porovnaním štruktúry populácie v predchádzajúcom roku (STRÁŇAI – ANDREJI, 2003), táto skupina vykazovala o niečo vyššie hodnoty – v priemere o 5 %. Takisto v jednotlivých úsekoch sú hodnoty veľmi podobné, aj keď o niečo vyššie. Ryby lovnej veľkosti (nad 230 mm celkovej dĺžky tela, t. j. nad 200 mm dĺžky tela) sa vyskytovali na štyroch úsekoch s 3 % podielom na celkovom počte ulovených pstruhov. Z celkového množstva vylovených pstruhov sa na reprodukcii podieľa 23 % rýb, ktoré vytvárajú súčasnú populáciu v Breznickom potoku, s hodnotami uvedenými v predchádzajúcej časti. V roku 2002 (STRÁŇAI – ANDREJI, 2003) sa na reprodukcii podieľalo 17 % rýb.

Tab. 2: Zastúpenie pstruha potočného (ks) v dĺžkových skupinách

Lokalita	Dĺžkové skupiny (mm)					Spolu
	do 50	51 - 100	101 - 150	151 - 200	201 - 250	
1	36	40	15	2		93
2		17	56	25	3	101
3	17		7	4	4	32
4	29	5	39	22		95
5		7	35	15	3	60
6		1	5	11	2	19
Spolu	82	70	157	79	12	400

Ak tieto údaje porovnávame s údajmi BASTLA et al. (1991) na Varínke je to zo 4 lokalít až 54 % a Zázrivke zo 7 lokalít 43 %. Taktiež na týchto tokoch je vyššie zastúpenie lovných jedincov a to vo Varínke 9 % a v Zázrivke 15 %.

Porovnaním výsledkov z obidvoch rokov je zrejmé, že súčasná ichtyofauna Breznického potoka je pomerne stabilná, aj keď jej vekové zloženie je dosť nízke. Na úseku č. 1, 3 a 4 sme zistili zástupcov 0+ vekovej skupiny, ktorí sú po rozšírení v rozpätí 1 ks na 2,8 – 5,3 m. I+ veková skupina je prítomná vo všetkých úsekoch

v rozpätí 1,1 – 12,5 m. Taktiež aj II+ veková skupina je prítomná vo všetkých úsekoch, v priemere 1 ks na 6,7 – 12,5 m, pričom v úseku č. 1 to bolo až 1 ks na 120 m a v úseku č. 3 1 ks na 50 m. Jedince III+ vekovej skupiny sa na lokalite č. 1 nevyskytovali, na ostatných úsekoch sú rozšírené v rozpätí 1 ks na 20 – 33 m. Staršie jedince sme nezaznamenali, aj keď v predchádzajúcom roku (STRÁŇAI – ANDREJI, 2003) sa na úsekoch č. 2 a 4 zistila prítomnosť IV+ vekovej skupiny a na úseku č. 3 aj V+ vekovej skupiny.

Tab. 3: Početné a dĺžkové zastúpenie pstruha potočného v jednotlivých vekových kategóriách

Lokalita	0.		I.		II.		III.		Spolu
	ks	mm	ks	mm	ks	mm	ks	mm	
1	36	28 - 30	56	75 - 158	1	175			93
2			85	71 - 148	12	152 - 182	4	191 - 230	101
3	17	42 - 46	9	131 - 155	2	173 - 180	4	200 - 249	32
4	29	36 - 39	48	108 - 152	15	160 - 186	3	196 - 198	95
5			44	91 - 157	11	160 - 184	5	192 - 215	60
6			7	98 - 142	8	161 - 187	4	192 - 235	19
Spolu	82		249		49		20		400

ZÁVER

Menej jedincov starších vekových skupín v Breznickom potoku neohrozuje prevažnú časť populácie pstruha potočného, ktorý aj pri takomto vekovom zložení je schopný vytvoriť relatívne dostatočnú početnosť i biomasu len na báze prirodzenej reprodukcie. Predovšetkým horná časť toku nad obcou Železná Breznica vyzerá ako vhodný úsek na reprodukciu. Na obsádku toku ako aj na jej vekové zloženie výrazne vplýva prítomnosť rybožravých vtákov ako aj človeka. Na dolnom úseku v blízkosti Hrona sú to volavky, na ostatnom toku skupina čiernych bocianov. Na zvýšenie rybnatosti Breznického potoka možno doporučiť jeho rybochovné využívanie a to pravidelným vysádzaním pstruha potočného, poprípade aj introdukciou čereble a slíža ako potencionálnej potravy pstruhov.

SÚHRN

Na Breznickom potoku sme v roku 2003 v rámci ichtyologického prieskumu sledovali druhové zloženie toku, abundanciu, biomasu, dostupnú produkciu rýb ako i vekovú štruktúru populácie na 6 lokalitách. Jedná sa o monokultúrnu populáciu pstruha potočného (*Salmo labrax* m. *fario*), zastúpeného od 0+ po III+ vekovú kategóriu. Prevážnu väčšinu populácie predstavujú ryby o veľkosti do 150 mm dĺžky tela (77,25 %). Hodnoty abundancie v prepočte na 1 ha dosiahli 500 – 7045 ks a biomasy 40 – 230 $kg.ha^{-1}$. Tieto hodnoty vytvára populácia pstruha potočného len vlastnou reprodukciou.

POUŽITÁ LITERATÚRA

BURMAKIN, E.V. – ŽAKOVOV, L.A. 1961. Opyt predelenija ryboproduktivnosti okunego ozera. Naučno-technič. bjull. Gosniorch, 13 – 14, 1961, s. 25 – 27.

BASTL, I. – KIRKA, A. – KIRKOVÁ, Ž. 1991. Ichtyofauna pramennej oblasti Ipľa a jej parametre so zreteľom na pstruha potočného. In: Poľnohospodárstvo, 37, 1991, č. 6, s. 565 – 574

BASTL, I. – NAGY, Š. – MÉSZÁROS, J. – KRNOVÁ, M. 1992. Zoobentos, ichtyofauna a helmintofauna rýb tokov NP Malá Fatra a návrh opatrení na ochranu hydrofauny. In: Ochrana prírody, 1, 1992, s. 117 - 168

LESLIE, P.H. – DAVIS, D.H.S. 1939. An attempt to determine the absolute numbers of rats on a given area. In: Journal of animal ecology., 8, 1939, s. 94 – 113.

MUŽÍK, V. 1995. Vplyv malej vodnej elektrárne na ichtyofaunu potoka Ľubochnianka. In: Živočíšna výroba, 40, 1995, č. 5, s. 221 - 226

STRÁŇAI, I. - ANDREJI, J. 2002. Kvantitatívne zhodnotenie ichtyofauny horného toku rieky Turiec nad chráneným náleziskom hlavátky. In: Acta fytotechnica et zootechnica, roč. 5, 2002, č. 3, s. 80 - 84.

STRÁŇAI, I. – ANDREJI, J. 2003. Inventarizácia ichtyofauny potoka Breznica. In: Zborník referátov „Poľovnícky manažment a ochrana zveri“. Zvolen: TU, 2003, s. 239 – 245, ISBN 80-228-1256-0.

Adresa autorov

doc. Ing. ***Ivan Stráňai***, CSc., Ing. ***Jaroslav Andreji***, Katedra hydinárstva a malých hospodárskych zvierat, FAPZ SPU v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika, e-mail: Ivan.Stranai@uniag.sk; Jaroslav.Andreji@uniag.sk

STAV RYBÍHO SPOLEČENSTVA ŘEKY OSLAVY V RYBÁŘSKÝCH REVÍRECH OSLAVA 5 A OSLAVA 3

The fish community structure of the Oslava 5 and Oslava 3 River fisheries

VÍTEK, T., VAVŘINA, A., SPURNÝ, P.

Summary:

As a part of two diploma dissertations developed by Mendel university department of fishery and hydrobiology students in 2001 and 2002 years there were realized two ichthyological researches in six localities of Oslava 5 and Oslava 3 upper reach fishery. Results of these researches in this contribution are discussed and fish management corrections to improve actual state of fish community are included.

The researches displayed the occurence of 18 fish species of 7 families. In Oslava 5 fishery, in term of fish species occurence the chub dominated in all of localities. Roach, gudgeon, stone loach, riffle minnow and in third locality brown trout and bullhead were the other frequently represented species. Barbel and nase almost missed. Second locality is affected adversely by oversized mill race water diversion. Fish community abundance amounted to 575-9025 fish.ha^{-1}, biomass 108.77-190.79 kg.ha^{-1}. Diversity index values fluctuated by 1.20-2.16, equitability index values were 0.46-0.77. Chub, roach, nase, gudgeon and riffle minnow were most frequently represented species in Oslava 3 upper reach fishery. Very low abundance of barbel and especially higher age categories presence was detected. Fish community abundance here ranged 1385-5963 fish.ha^{-1} and biomass 186-860 kg.ha^{-1} according to locality. Diversity and equitability index values were 2.05-2.71 and 0.65-0.85. In term of saprobity the water in both Oslava 5 and Oslava 3 upper reach fisheries was β-mesosaprobic.

Main conditions for improving fish community of objective part of Oslava river are listed below (we think main task is to stabilize nase and barbel population here). For Oslava 5 fishery fish management we suggest stock nase at a rate of 1500 fish.ha^{-1} and barbel at a rate of 1000 fish.ha^{-1} to lotic middle and lower reach, restrain chub stocking to 80 fish.ha^{-1}, support the population of brown trout by repeated stocking 400 fish.ha^{-1} in upper reach. In Oslava 3 upper reach fishery nase stocking level should be 1500 fish.ha^{-1} for one-year old specimen and 500 fish.ha^{-1} for two-years old, optimal amount of barbel fish stock is 500 fish.ha^{-1} of yearling and 300 fish.ha^{-1} of two-years old. In both Oslava 5 and Oslava 3 upper reach fisheries reduce common carp stocking to 120 fish.ha^{-1} and stock it to back of weirs only.

ÚVOD

Vzrůstající popularita sportovního rybolovu v České republice při současné stagnaci či mírném poklesu ploch rybářských revírů v rámci Moravského rybářského svazu vede zákonitě k vyššímu rybářskému tlaku na revíry a tím ke zvyšování nároků na rybářské obhospodařování těchto revírů. Je proto v první řadě nutno racionálně a efektivně využívat všechny existující rybářské revíry a zajistit jejich atraktivitu pro sportovní rybolov za současného zachování trvalé udržitelnosti vodních ekosystémů.

V letech 2001 a 2002 probíhala terénní sledování v rámci dvou diplomových prací studentů rybářské specializace Ústavu rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity na řece Oslavě v úseku mezi Náměští nad Oslavou a spodní hranicí pstruhového rybářského revíru Oslava 6 pod vodárenskou údolní nádrží Mostiště (rybářský revír Oslava 5 a horní část revíru Oslava 3). Z výsledků těchto průzkumů lze usuzovat na současný stav ichtyocenózy řeky Oslavy ve sledovaném úseku. Ichtyologické průzkumy v řece Oslavě v minulosti prováděli především Hochman a Jirásek (1969), Lusk (1978, 1992), Chára (1999) a Ulrych (2001).

MATERIÁL A METODIKA

Sledovaný úsek řeky Oslavy je vymezen od ústí Vícenického potoka pod Náměští nad Oslavou po jez Dobrovolného mlýna ve Vanči (horní úsek rybářského revíru Oslava 3, délka zhruba 13 km) a dále zahrnuje celý revír Oslava 5 (10,0 km, 7,0 ha) a končí na hranici pstruhového revíru Oslava 6 s revírem Oslava 5 (jez Eliášova mlýna pod rekreační oblastí Nesměř).

V letech 2001 a 2002 byly prováděny terénní průzkumy na celkem šesti vybraných lokalitách sledovaného říčního úseku zaměřené na sledování základních fyzikálně-chemických parametrů vodního prostředí (teplota, pH, konduktivita, obsah kyslíku a nasycení kyslíkem), odběr vzorků zoobentosu a odlov ryb elektrickým agregátem (Honda EX 1000, 0,9 kW). Ulovené ryby byly druhově determinovány a byla zjišťována jejich délko-hmotnostní charakteristika (TL, w).

Na základě získaných dat byly vypočteny následující ichtyologické ukazatele: abundance celková a abundance populací jednotlivých druhů ryb, biomasa celková a biomasa populací jednotlivých druhů ryb, početnostní a hmotnostní dominance druhových populací, index diverzity (vypočten pomocí přirozeného logaritmu dle Shannona a Weavera, 1963), index ekvitability (vypočten pomocí přirozeného logaritmu dle Sheldona, 1969). Na základě rozboru vzorků zoobentosu byl vypočten saprobní index (dle Zelinky a Marvana, 1961).

Tab. 1: Základní charakteristika sledovaných lokalit

Rybářský revír	Lokalita	Délka úseku v m	Šířka toku v m	Prolovená plocha v m^2	Průměrná hloubka v m
Oslava 5	1	75,0	8,5	637,5	1,00
	2	88,8	7,3	648,2	0,70
	3	82,5	12,3	1014,8	0,50
Oslava 3	1	90,0	15,5	1395,0	0,20-1,20
	2	97,5	11,0	1073,0	0,15-1,40
	3	87,0	8,30	722,0	-

VÝSLEDKY A DISKUSE

Dva ichtyologické průzkumy sledovaného úseku řeky Oslavy (říjen 2001 a květen 2002) prokázaly výskyt 18 druhů ryb ze 7 čeledí. V rybářském revíru Oslava 5 se vyskytovaly následující druhy ryb: Pstruh obecný f. potoční (*Salmo trutta* m. *fario*), lipan podhorní (*Thymallus thymallus*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), parma obecná (*Barbus barbus*), ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), ouklejka pruhovaná (*Alburnoides bipunctatus*), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), vranka obecná (*Cottus gobio*). Ve zkoumaném úseku rybářského revíru Oslava 3 bylo druhové složení rybího společenstva podobné, chybí zde však vranka obecná a navíc jsou přítomny druhy štika obecná (*Esox lucius*), lín obecný (*Tinca tinca*), karas obecný (*Carassius carassius*) a karas stříbřitý (*Carassius auratus*).

Sledované fyzikálně-chemické parametry vodního prostředí nevykazovaly na výzkumných lokalitách extrémní hodnoty (viz. Vítek, 2003 a Vavřina, 2003) a nebyly na žádné z lokalit limitujícím faktorem výskytu jednotlivých druhů ryb. Rovněž výraznější zastoupení na podmínky prostředí náročnějších druhů (ouklejka pruhovaná byla zjištěna na 5 ze 6 lokalit v abundanci od 11,6 do 1333,3 $ks.ha^{-1}$, výskyt vranky obecné na horní lokalitě revíru Oslava 5 v početnosti 72,6 $ks.ha^{-1}$) v ichtyocenóze svědčí o dobré kvalitě vody. Tuto skutečnost dokládá i saprobní index sledovaného úseku řeky Oslavy (β-mezosaprobita s hodnotami 1,60-2,38).

Zkoumanou část revíru Oslava 3 lze z hlediska charakteru toku i podmínek prostředí považovat za typicky parmový úsek, čemuž odpovídá i druhové spektrum rybího společenstva. Výrazněji zastoupenými druhy jsou zde jelec tloušť (početnostní dominance 29,95-53,45%), ostroretka stěhovavá (3,92-26,78%), hrouzek obecný (5,02-30,30%), plotice obecná (8,18-22,27%). Výraznější výskyt pstruha obecného formy potoční na lokalitě 3 (693-1149 $ks.ha^{-1}$) lze přisuzovat ústí odchovného pstruhového potoka do hlavního toku řeky Oslavy v oblasti této lokality. Výskyt dalších druhů ryb, svými nároky na podmínky prostředí patřících spíše do dolních úseků toků či do vod stojatých (*T.tinca, C. auratus, C. carassius*), byl ve zkoumaném úseku revíru Oslava 3 ojedinělý a jedná se pravděpodobně o ryby z okolních rybníků, které se během výlovů dostávají do řeky a dokáží se zde udržet.

Z hlediska populací hospodářsky významných druhů ryb v předmětném úseku Oslavy 3 lze v případě jelce tlouště hovořit o optimálním stavu (zjištěná abundance 634-2705 $ks.ha^{-1}$). U tohoto druhu dochází k pravidelné a dostatečně intenzivní přirozené reprodukci (v populaci zastoupeni starší jedinci i dostatečný počet mladších věkových kategorií, viz. Vavřina, 2003) a jeho populace se v posledních letech jeví stabilní. V případě ostroretky stěhovavé dochází v posledních letech k výraznějšímu nárůstu početnosti vlivem každoročního vysazování násad tohoto druhu (početnost ostroretky se začíná opět přibližovat stavu z konce sedmdesátých let minulého století (tab. 5 a Vavřina, 2003) a i věková struktura vypovídá o dostatečné stabilitě populace (viz. Vavřina, 2003). Do budoucna je však nutno počítat s ostroretkou stěhovavou jako s hlavním hospodářsky významným druhem v horní polovině revíru Oslava 3 (spolu s jelcem tlouštěm a parmou obecnou). Proto bude vhodné ještě navýšit množství vysazovaných násad. Neuspokojivá se jeví situace v případě parmy obecné. Její výskyt je spíše ojedinělý (abundance 21-180 $ks.ha^{-1}$ a početnostní dominance 0,41-2,3%) a vyskytují se především jedinci vyšší věkové kategorie (hmotnostní dominance 0,79-18,24%, tab. 4 a Vavřina, 2003). K úspěšné přirozené reprodukci tohoto druhu zřejmě dochází pouze v nedostatečné míře. Proto bude nutné pro posílení a trvalou stabilizaci populace parmy obecné vysazovat výrazně vyšší množství jejích násad, a to pravidelně každoročně po dobu alespoň tří let.

Rybářský revír Oslava 5 je z hlediska charakteru toku velmi variabilní. Je tvořen proudnými přímými úseky s nižší členitostí dna i břehové linie až po úseky bohatě meandrující s podemletými břehy a členitým dnem. Vyskytují se i dlouhá nadjezí s větší hloubkou (přes 2 m) a silnější vrstvou jemného sedimentu. Ichtyologický průzkum byl zaměřen pouze na proudné úseky.

Horní hranicí revír Oslava 5 navazuje na pstruhový revír Oslava 6. Pstruh obecný f. potoční byl výrazněji zastoupen na horní lokalitě revíru Oslava 5 (abundance 52-58 $ks.ha^{-1}$, početnostní dominance 3-7%), přestože do tohoto revíru není dle hospodářské evidence MRS vůbec vysazován. V úseku odpovídajícím zhruba horní třetině revíru Oslava 5 nachází tento druh ryby vhodné podmínky jak z hlediska charakteru prostředí a fyzikálně-chemických parametrů vody (zřejmě až sem doznívá vliv údolní nádrže Mostiště), tak z hlediska potravní základny (např. výskyt vranky obecné, analýza zoobentosu viz. Vítek, 2003). Do budoucna lze tedy uvažovat o podpoře stávající populace pstruha obecného formy potoční vysazováním násad ve zmíněném úseku revíru Oslava 5.

Zbývající dvě třetiny revíru Oslava 5 představují svým charakterem spíše parmové pásmo. Jednoznačně zde dominuje jelec tloušť (eudominantní druh na obou sledovaných lokalitách v tomto úseku), ale výskyt parmy

obecné a ostroretky stěhovavé je téměř nulový (početnostní dominance těchto druhů na lokalitě 2 nepřesáhla 3% a na lokalitě 1 nebyly při ichtyologickém průzkumu zachyceny vůbec). Navíc se parma obecná ani ostroretka stěhovavá téměř nevyskytují v evidenci úlovků sportovních rybářů (tab. 3 a Vítek, 2003). Populace těchto druhů je při zachování stávajícího způsobu hospodaření na revíru, především z hlediska úrovně vysazování jejich násad, dlouhodobě neudržitelná, protože početnost jejich populací je nedostatečná pro přirozenou reprodukci. V případě jelce tlouště se jeho vysazováním v minulých letech podařilo dosáhnout stability populace a v současné době úspěšně probíhá jeho přirozená reprodukce (TL lovených jedinců 100-500 mm, mladší věkové kategorie zastoupeny v dostatečném množství). Tento druh nenachází v daném prostředí žádnou konkurenci, proto jednoznačně dominuje. Jelec tloušť obecně platí za druh ryby dominující v rybářských revírech hospodářsky zanedbávaných, což je podle názoru autorů i případ revíru Oslava 5, přičemž MO MRS Velké Meziříčí zcela bezdůvodně výrazně preferuje pstruhový revír Oslava 6 a jedinou výraznější aktivitou v revíru Oslava 5 je vysazování kapra obecného, což je nutno považovat v daném množství vysazovaných násad (360 kg.ha^{-1} v roce 2002) a pro dané podmínky prostředí za přinejmenším nešťastné řešení snahy o rybářské zatraktivnění revíru. Z detailnějšího rozboru ukazatelů odvozených z hospodářské evidence MRS (Vítek, 2003) vyplývá, že násada kapra v tak vysokém počtu nenachází v daném prostředí dostatečnou potravní základnu, hladoví, a je během několika týdnů zcela vychytána sportovními rybáři, přičemž dosažený kusový přírůstek je téměř nulový. Výše popsaný fakt ke stabilitě ichtyocenózy v revíru Oslava 5 rozhodně nepřispívá, proto je třeba zásadně změnit přístup k rybářskému obhospodařování předmětného revíru a zaměřit se především na reofilní druhy ryb, vhodné do konkrétních podmínek dané oblasti (parma obecná a ostroretka stěhovavá), jejichž populace je v současném stavu nutno považovat za silně ohrožené. Populaci hrouzka obecného a mřenky mramorované lze v lotických úsecích revíru Oslava 5 považovat za dostatečně početnou a stabilní. Byl zaznamenán vysoký výskyt 1-2 leté mřenky mramorované (především na lokalitě 2), rovněž mladší věkové kategorie hrouzka obecného byly výrazněji zastoupeny.

Při průzkumu 30. 5. 2002 byl na lokalitě 2 revíru Oslava 5 zaznamenán silně snížený průtok vody (asi 5 l.s^{-1}) vlivem nadměrného odběru vody do náhonu Panského mlýna (náhon pro derivační malou vodní elektrárnu). Vyskytovaly se zde pouze drobné druhy ryb a mladší věkové kategorie ostatních druhů, o čemž vypovídá nepoměrně nízká hodnota biomasy (113,7 kg.ha^{-1}) vzhledem k dosažené abundanci (9295 ks.ha^{-1}).

Vypočtené hodnoty indexu diverzity a indexu ekvitability (tab. 2) jsou pro Oslavu 3 srovnatelné s hodnotami z dříve provedených ichtyologických průzkumů v této oblasti (Lusk, 1992, Ulrych, 2001). Hodnoty pro Oslavu 5 jsou poněkud nižší (viz. Tab. 2) a odpovídají zhruba hodnotám uváděným Chárou (1999) pro rybářský revír Oslava 2. Mejta (2002) udává pro pstruhový rybářský revír Oslava 6 hodnoty ještě nižší (0-0,83 pro index diverzity a 0-0,60 pro index ekvitability). Rozdíly hodnot pro jednotlivé lokality korespondují s členitostí dna i břehové linie na dané lokalitě (vyšší hodnoty na členitějších lokalitách).

Tab. 2: Základní charakteristika rybího společenstva řeky Oslavy ve sledovaných úsecích v letech 2001 a 2002

Rybářský revír	Lokalita	Celková abundance v ks.ha^{-1}	Celková biomasa v kg.ha^{-1}	Index diverzity	Index ekvitability
Oslava 5	1	1849 (575)	191	1,79 (1,20)	0,60 (0,46)
	2	9295 (2505)	114	1,74 (2,04)	0,62 (0,61)
	3	1494 (788)	109	2,16 (2,16)	0,68 (0,77)
Oslava 3	1	7782 (4143)	681	2,72 (2,05)	0,73 (0,65)
	2	1579 (1190)	186	2,56 (2,27)	0,74 (0,68)
	3	7055 (4141)	497	2,37 (2,36)	0,71 (0,84)

Pozn.: Hodnoty z roku 2001 jsou uvedeny v závorce – elektrolov jedním průchodem

Tab. 3: Charakteristika populací vybraných druhů ryb v rybářském revíru Oslava 5 v letech 2001 a 2002

ukazatel	lokalita	*S. trutta*	L. cephalus	*Ch. nasus*	*B. barbus*
Abundance v ks.ha^{-1}	1	0 (0)	1057 (453)	0 (0)	0 (0)
	2	114 (36)	267 (1379)	114 (73)	0 (18)
	3	52 (58)	405 (301)	21 (12)	10 (0)
Početnostní dominance v %	1	0 (0)	57 (79)	0 (0)	0 (0)
	2	1 (1)	3 (54)	1 (3)	0 (1)
	3	3 (7)	27 (39)	1 (1)	1 (0)
Biomasa v kg.ha^{-1}	1	0,0	169,4	0,0	0,0
	2	4,6	24,0	0,6	0,0
	3	14,4	61,6	3,8	0,7
Hmotnostní dominance v %	1	0	88	0	0
	2	4	21	0	0
	3	13	57	3	0

Pozn.: Hodnoty z roku 2001 jsou uvedeny v závorce – elektrolov jedním průchodem

Tab. 4: Charakteristika populací vybraných druhů ryb ve sledovaném úseku rybářského revíru Oslava 3 v letech 2001 a 2002

ukazatel	lokalita	*S. trutta*	*L. cephalus*	*Ch. nasus*	*B. barbus*
Abundance v ks.ha^{-1}	1	9 (9)	2330 (1882)	914 (332)	180 (36)
	2	21 (0)	644 (634)	259 (62)	104 (21)
	3	1149 (693)	2705 (1282)	277 (1108)	44 (0)
Početnostní dominance v %	1	0 (0)	30 (45)	12 (8)	2 (1)
	2	1 (0)	43 (53)	16 (5)	6 (2)
	3	16 (17)	38 (31)	4 (27)	1 (0)
Biomasa v kg.ha^{-1}	1	0,7	145,5	224,9	51,2
	2	1,5	87,5	45,8	33,9
	3	71,3	256,8	62,8	3,9
Hmotnostní dominance v %	1	0	21	33	8
	2	1	47	25	18
	3	14	52	13	1

Pozn.: Hodnoty z roku 2001 jsou uvedeny v závorce – elektrolov jedním průchodem

Tab. 5: Vývoj abunbance vybraných druhů ryb v oblasti Náměště nad Oslavou (rybářský revír Oslava 3) v letech 1978-2003 (ks.ha^{-1})

Druh	Lusk (1978)	Lusk (1992)	Ulrych (2001)	Vavřina (2003)
S. trutta	891	116	298	9
L. cephalus	1918	1216	3118	2106
Ch. nasus	1000	241	122	623

ZÁVĚR

Na základě výsledků provedeného výzkumu a víceletého rozboru hospodářských ukazatelů revírů Oslava 3 a Oslava 5 navrhujeme následující soubor opatření.

Rybářský revír Oslava 5 je svým charakterem z hlediska rybích pásem velmi variabilní, proto by mělo zůstat zachováno jeho obhospodařování jako vody mimopstruhové. V horní třetině navrhujeme zvážit posílení populace pstruha obecného f. potoční každoročním vysazováním dvouletých násad v množství 400 ks.ha^{-1}. V proudných úsecích zbývající části revíru bude nutné výrazně zvýšit množství vysazovaných násad ostroretky stěhovavé a parmy obecné, jelikož stav jejich populací je v současné době nutno považovat za kritický. Doporučujeme vysazovat v případě ostroretky stěhovavé 1500 ks.ha^{-1}, v případě parmy obecné 1000 ks.ha^{-1} ročně, a to po dobu minimálně tří let pro vytvoření dostatečně početných generačních hejn. Vysazování jelce tlouště lze omezit na 80 ks.ha^{-1}, protože v revíru úspěšně probíhá jeho přirozená reprodukce. Množství násad kapra obecného bude vhodné omezit na 120 ks.ha^{-1}, a to pouze v nadjezních partiích revíru Oslava 5.

Revír Oslava 3 je ve své horní části (od Náměště nad Oslavou po hranici s revírem Oslava 5) typicky parmovým úsekem. Populace jelce tlouště je zde stabilní, není tedy třeba jej opětovně zařazovat do plánu zarybňování. Populace ostroretky stěhovavé se díky pravidelnému vysazování v posledních letech opět dostává na optimální úroveň, avšak v daném úseku řeky Oslavy se jedná o druh intenzivně lovený sportovními rybáři, proto bude vhodné pro doplňování odlovených jedinců ještě navýšit množství vysazovaných násad, nejlépe na úroveň 1500 ks.ha^{-1} ročka a 500 ks.ha^{-1} dvouleté násady. Početní stav parmy obecné je na velmi nízké úrovni, navíc se jedná o populaci nestabilní z hlediska věkové struktury. Pro udržení tohoto druhu v revíru a stabilizaci jeho populace bude nutno přistoupit ke každoročnímu vysazování alespoň 500 ks.ha^{-1} ročka a 300 ks.ha^{-1} násady vyšší věkové kategorie.U kapra obecného je rovněž žádoucí omezit vysazované množství násad (obdobná situace jako v revíru Oslava 5). Z hlediska rybářské atraktivity revíru Oslava 3 lze uvažovat o zařazení mníka jednovousého do zarybňovacího plánu.

Také by bylo žádoucí zajistit pravidelnou kontrolu průtokových stavů v oblastech pod náhony vodních mlýnů a donutit případnými sankcemi majitele těchto děl k dodržování minimálních povolených průtoků vody v hlavním korytě řeky.

SOUHRN

V letech 2001 a 2002 proběhly dva ichtyologické průzkumy v rámci diplomových prací studentů rybářské specializace Ústavu rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně na celkem šesti lokalitách rybářského revíru Oslava 5 a horního úseku revíru Oslava 3. V tomto příspěvku jsou diskutovány výsledky těchto průzkumů a je zde prezentován návrh opatření pro zlepšení stávající situace.

Průzkumy prokázaly výskyt 18 druhů ryb ze 7 čeledí. V revíru Oslava 5 na všech lokalitách převládal jelec tloušť. Dalšími významněji zastoupenými druhy byly plotice obecná, hrouzek obecný, mřenka mramorovaná, ouklejka pruhovaná a na třetí lokalitě navíc pstruh obecný f. potoční a vranka obecná. Výskyt parmy obecné a ostroretky stěhovavé byl ojedinělý. Na lokalitě 2 byla zaznamenána výrazná degradace říčního úseku, způsobená

nadměrným odběrem vody do náhonu Panského mlýna. Celková abundance ichtyocenózy dosahovala hodnot 575-9025 ks.ha^{-1}, biomasa 108,77-190,79 kg.ha^{-1}. Index diverzity kolísal mezi 1,20 a 2,16, vypočtené hodnoty indexu ekvitability mezi 0,46-0,77. V horním úseku revíru Oslava 3 se významněji vyskytoval jelec tloušť, plotice obecná, ostroretka stěhovavá, hrouzek obecný a ouklejka pruhovaná. Parma obecná byla zastoupena velmi málo a jednalo se především o jedince vyšší věkové kategorie. Abundance rybího společenstva zde dosáhla 1385-5963 ks.ha^{-1} a biomasa 186-860 kg.ha^{-1} v závislosti na lokalitě. Hodnoty indexu diverzity a ekvitability byly 2,05-2,71 a 0,65-0,85. Z hlediska indexu saprobity se jak v revíru Oslava 5, tak i v horní části revíru Oslava 3 jednalo o vodu β-mezosaprobní.

Domníváme se, že hlavním úkolem je ve sledovaném úseku řeky Oslavy stabilizovat populaci ostroretky stěhovavé a parmy obecné. Při obhospodařování revíru Oslava 5 doporučujeme v proudných částech jeho spodních dvou třetin vysazovat ostroretku stěhovavou v množství 1500 ks.ha^{-1} a parmu obecnou v počtu 1000 ks.ha^{-1} ročně, snížit množství násad jelce tlouště na 80 ks.ha^{-1}, podpořit populaci pstruha obecného f. potoční v horní třetině revíru opakovaným vysazováním 400 ks.ha^{-1} dvouleté násady. Za vhodnou strukturu vysazovaných násad reofilních druhů ryb pro horní úsek revíru Oslava 3 považujeme 1500 ks.ha^{-1} ročka a 500 ks.ha^{-1} dvouročka pro ostroretku stěhovavou a 500 ks.ha^{-1} ročka a 300 ks.ha^{-1} dvouročka v případě parmy obecné. V obou sledovaných rybářských revírech je žádoucí omezit vysazování kapra obecného na 120 ks.ha^{-1} a vysazovat jej pouze v nadjezních partiích.

Poděkování

Práce byla podpořena Ministerstvem zemědělství ČR, projektem NAZV QF 3028. Autoři rovněž děkují Ing. Václavu Habánovi a MRS za pomoc při terénních průzkumech a zapůjčení techniky, Ing. Jánu Regendovi a Ing. Romanu Krejčímu za pomoc při odlovech elektrickým agregátem.

LITERATURA

HOCHMAN, L., JIRÁSEK, J., Zarybnění horní části řeky Oslavy a růst hlavních druhů ryb před ovlivněním řeky údolní nádrží u Mostiště. *Acta Univ. Agricult.* 1969, XVII, 2, s. 415-423

CHÁRA, P. *Zhodnocení rybářského obhospodařování revíru Oslava 2.* Brno, 1999. 56 s. Diplomová práce MZLU

LUSK, S. *Výsledky ichtyologického průzkumu.* 1992. Nepublikováno

LUSK, S. The ichthyofauna of the Oslava river. *Folia zoologica.* 1978, 27, 2, s. 165-176

MEJTA, Z. *Vliv úpravny pitné vody na rozvoj rybího společenstva řeky Oslavy pod ÚN Mostiště.* Brno, 2002. Diplomová práce MZLU

SHANNON, C. E., WEAVER, W. *The mathematical theory of communities.* Urbana: Univ. Illinois Press, 1963. 117 s.

SHELDON, A. L. Equitability indices: Dependeces on the species count. *Ekology.* 1969, vol. 50, s. 446-467

ULRYCH, M. *Zhodnocení rybářského obhospodařování revíru Oslava 3.* Brno, 2001. 64 s. Diplomová práce MZLU

VAVŘINA, A. *Revize režimu rybářského obhospodařování parmového úseku revíru Oslava 3.* Brno, 2003. 62 s. Diplomová práce MZLU

VÍTEK, T. *Revize režimu rybářského obhospodařování revíru Oslava 5.* Brno, 2003. 73 s. Diplomová práce MZLU

ZELINKA, M., MARVAN, P. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 1961, 37, s. 389-407

Adresy autorů:

Ing. ***Tomáš Vítek***, Ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity, Zemědělská 1, 61300, Brno, tel. 545133272, e-mail – gabon@centrum.cz

Doc. Ing. ***Petr Spurný***, CSc., Ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity, Zemědělská 1, 61300, Brno, tel. 545133266, e-mail – fishery@mendelu.cz

Ing. ***Aleš Vavřina***, Rybníkářství Pohořelice a.s., Vídeňská 717, 69123, Pohořelice, tel: 19424372 , e-mail – rybnikarstvi.pohorelice@iol.cz

FREKVENCE ÚLOVKŮ PARMY OBECNÉ A OSTRORETKY STĚHOVAVÉ V REVÍRECH MORAVSKÉHO RYBÁŘSKÉHO SVAZU

Catch frequency of the barbel, Barbus barbus (L.) and nase, Chondrostoma nasus (L.) in the Moravian Angling Union fisheries

SPURNÝ, P.

Summary:

Barbel and nase annual catches were analysed during years 1996-2002 in Moravian Angling Union fisheries that cover of 6,832.8 ha cyprinid waters and of 519.2 ha salmonid waters actually (in 2002). The cyprinid fisheries Jihlava 3, Oslava 3, Svitava 1 and Svratka 6 were evaluated individually. Average annual catches of the barbel reach up 837 fish (0.15 fish.ha^{-1}) and 1,223.0 kg (0.18 kg.ha^{-1}), catches of the nase 2,721 fish (0.61 fish.ha^{-1}) and 1,575.6 kg (0.37 kg.ha^{-1}). Increasing trend of the barbel catches is recorded in cyprinid waters from the year 1999, of the nase from the year 1998. Larger catches of the nase arrive from 5.5% of cyprinid water area (377.0 ha) only and from 4.5% (310.2 ha) of the barbel, respectively. Average annual catches of the nase are only 0.35% (by piece) and 0.13% (by weight) and catches of the barbel 0.12% (by piece and weight) of total annual fish catches (in 2002).

ÚVOD

Parma obecná představuje charakteristický dominantní druh parmového pásma s původním rozšířením na celém území České republiky, jejíž výskyt zasahuje i do dolní části lipanového pásma a v nižší početnosti se objevuje i v cejnovém a pstruhovém pásmu. Losos *et al*. (1980) zaznamenali v řece Jihlavě u Hrubšic v letech 1976-1978 abundanci populace parmy 522 ks.ha^{-1}, jejíž biomasa (164,7 kg.ha^{-1}) tvořila 66,8% biomasy celého rybího společenstva. Největší zaznamenaný exemplář parmy obecné o TL 720 mm a hmotnosti 5,58 kg byl uloven v řece Svratce v roce 1974.

Ostroretka stěhovavá je nezastupitelným hospodářsky významným druhem mimopstruhových tekoucích vod, kde tvoří základní prvek přírodních rybích společenstev. Její areál rozšíření pokrývá celé území ČR, s výjimkou povodí řeky Labe (Baruš, Oliva *et al.,* 1995). V Jihomoravském kraji byly nejsilnější populace ostroretky zjišťovány v řece Oslavě s abundancí 1.635 ks.ha^{-1} a biomasou 195,5 kg.ha^{-1} (Lusk, 1978a), v řece Jihlavě s abundancí 912 ks.ha^{-1} a biomasou 226,6 kg.ha^{-1} (Lusk, 1977) a v řece Svratce s abundancí 852 ks.ha^{-1} a biomasou 216,5 kg.ha^{-1} (Lusk, 1978b). Největší úlovek ostroretky o TL 530 mm a hmotnosti 1,87 kg pochází z řeky Dyje u Znojma z roku 1983.

Oba tyto významné reofilní druhy našich říčních systémů byly v druhé polovině 20. století velmi negativně postihovány necitlivými úpravami vodních toků a extrémním znečištěním povrchových vod. Výstavbou vodních děl (údolní nádrže) byla na řadě toků zlikvidována typická parmová pásma. Drasticky se snižovala členitost říčního prostředí a oba druhy ztrácely vhodný výtěrový substrát. Rostoucí znečištění, zejména rezidua polutantů kumulativní povahy (těžké kovy, chlorované uhlovodíky) se významně podílelo na ústupu obou druhů z našich řek. U parmy zaznamenali Peňáz *et al.* (2002) v řece Jihlavě u Hrubšic v letech 1985-1988 pokles populace na 58 ks.ha^{-1} a 14,9 kg.ha^{-1}, která se až v letech 1989 - 1996 zvýšila na 341,2 ks.ha^{-1} a 90,7 kg.ha^{-1}. Stavy ostroretky stěhovavé v některých našich řekách poklesly v období 1965-1970 až o 90% (Baruš, Oliva *et al.,* 1995). Výskyt obou druhů v našich řekách se podařilo zachovat do současnosti především díky propracování technologií umělého výtěru, zavedení odchovu plůdku a jeho vysazování do tekoucích vod rybářskými svazy.

MATERIÁL A METODIKA

Frekvence úlovků parmy obecné a ostroretky stěhovavé byla vyhodnocována za období 1996-2002 v revírech Moravského rybářského svazu, který aktuálně (2002) obhospodařuje 6.832,8 ha mimopstruhových vod a 519,2 ha pstruhových vod. Celkové roční úlovky obou druhů byly hodnoceny odděleně za vody pstruhové a mimopstruhové v kusovém i hmotnostním vyjádření, v přepočtech těchto ukazatelů na 1 ha vodní plochy a sledována byla rovněž průměrná kusová hmotnost úlovků. Současně byly z hlediska těchto parametrů individuálně vyhodnoceny revíry Jihlava 3, Oslava 3, Svitava 1 a Svratka 6, v nichž jsme v posledních 10 letech prováděli ichtyologické průzkumy elektrolovem. Aktuálně (za rok 2002) byl zjišťován podíl plochy mimopstruhových i pstruhových revírů, kde jsou pravidelně zaznamenávány úlovky parmy a ostroretky. Tato plocha revírů byla dále detailněji rozdělena na výměru s ojedinělými úlovky těchto druhů (do 1 ks.ha^{-1}) a na výměru s početnějšími úlovky (nad 1 ks.ha^{-1}). Za rok 2002 byl rovněž vypočten procentický podíl úlovků obou druhů (kusově i hmotnostně) z celkových úlovků na mimopstruhových a pstruhových vodách.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Tab. 1: Celkové roční úlovky parmy obecné z mimopstruhových (MP) a pstruhových (P) revírů MRS v letech 1996-2002

Rok	revíry	výměra (ha)	ks	kg	ks.ha^{-1}	kg.ha^{-1}	kg.ks^{-1}
1996	MP	6.693,0	715	933,0	0,11	0,14	1,31
	P	544,0	53	71,8	0,10	0,13	1,36
1997	MP	6.664,4	550	892,4	0,10	0,13	1,62
	P	549,1	42	58,5	0,11	0,11	1,39
1998	MP	6.697,4	617	937,4	0,10	0,14	1,52
	P	549,1	124	148,7	0,23	0,27	1,20
1999	MP	6.706,1	810	1.191,5	0,12	0,18	1,47
	P	549,1	177	227,0	0,32	0,41	1,28
2000	MP	6.798,9	798	1.191,5	0,12	0,18	1,49
	P	537,3	77	82,4	0,14	0,15	1,10
2001	MP	6.800,7	724	1.129,3	0,11	0,17	1,56
	P	522,8	128	120,2	0,24	0,23	0,94
2002	MP	6.832,8	950	1.491,1	0,14	0,22	1,57
	P	519,2	90	86,0	0,17	0,17	0,96
průměr MP			**738**	**1.109,5**	**0,11**	**0,16**	**1,51**
průměr P			**99**	**113,5**	**0,19**	**0,21**	**1,17**
průměr MP + P			**837**	**1.223,0**	**0,15**	**0,18**	**1,34**

Průměrné roční úlovky parmy obecné (tab. 1) dosahují v revírech MRS za sedmileté sledované období 837 ks (0,15 ks.ha^{-1}) a 1.223,0 kg (0,18 kg.ha^{-1}), průměrná individuální hmotnost úlovků je 1,34 kg. Na mimopstruhové vody připadá 88,2% kusových úlovků a 90,7% hmotnostních, na pstruhové vody 11,8% kusových a 9,3% hmotnostních úlovků. Na mimopstruhových vodách je zaznamenáván rostoucí trend úlovků parmy od roku 1999, na pstruhových vodách úlovky kolísají ve sledovaném období v rozmezí 0,11-0,41 kg.ha^{-1}.

Celkové roční úlovky ostroretky stěhovavé z rybářských revírů MRS jsou uvedeny v tab. 2. Průměřné roční úlovky ostroretky za období 1996-2002 dosahují 721 ks (0,61 ks.ha^{-1}) a 1.575,6 kg (0,37 kg.ha^{-1}), průměrná kusová hmotnost úlovků 0,55 kg. Na mimopstruhových vodách je realizováno 79,7% kusových úlovků a 81,5% hmotnostních úlovků, na pstruhových vodách 20,3% kusových úlovků a 18,5% hmotnostních. Roční úlovky ostroretky stěhovavé na mimopstruhových vodách výrazně stoupají počínaje rokem 1998, na pstruhových vodách od roku 1999.

Tab. 2: Celkové roční úlovky ostroretky stěhovavé z mimopstruhových (MP) a pstruhových (P) revírů MRS v letech 1996-2002

Rok	revíry	výměra (ha)	ks	kg	ks.ha^{-1}	kg.ha^{-1}	kg.ks^{-1}
1996	MP	6.693,0	1.727	1.034,9	0,26	0,16	0,60
	P	544,0	439	190,7	0,81	0,35	0,43
1997	MP	6.664,4	1.078	634,8	0,16	0,10	0,59
	P	549,1	265	111,3	0,48	0,20	0,42
1998	MP	6.697,4	2.500	1.418,5	0,37	0,21	0,57
	P	549,1	369	155	0,67	0,28	0,42
1999	MP	6.706,1	2.113	1.217,8	0,32	0,18	0,58
	P	549,1	527	282,9	0,96	0,52	0,54
2000	MP	6.798,9	2.638	1.568,8	0,39	0,23	0,60
	P	537,3	887	495,9	1,65	0,92	0,56
2001	MP	6.800,7	2.397	1.501,9	0,35	0,22	0,63
	P	522,8	769	443,9	1,47	0,85	0,58
2002	MP	6.832,8	2.721	1.609,2	0,40	0,24	0,59
	P	519,2	612	363,4	1,18	0,70	0,59
průměr MP			**2.168**	**1.283,7**	**0,19**	**0,19**	**0,59**
průměr P			**553**	**291,9**	**1,03**	**0,55**	**0,51**
průměr MP + P			**2.721**	**1.575,6**	**0,61**	**0,37**	**0,55**

Úlovky parmy a ostroretky ze 4 vybraných mimopstruhových revírů MRS jsou uvedeny v tabulkách 3 a 4. V revíru Jihlava 3 (tab. 3) dosahují průměrné úlovky parmy obecné 1,19 ks.ha^{-1} a 1,55 kg.ha^{-1} a průměrná hmotnost úlovků 1,38 kg, u ostroretky stěhovavé 10,28 ks.ha^{-1} a 6,48 kg.ha^{-1} o průměrné kusové hmotnosti 0,68 kg. Abundance obou druhů byla zjišťovaná v roce 1996 (Kovařík, 1997; průměrné hodnoty ze 4 lokalit) a

dosahovala u parmy 173 ks.ha^{-1} a u ostroretky 126 ks.ha^{-1}. To znamená, že sportovním rybolovem bylo v tomto roce odloveno 0,75% jedinců populace parmy a 18,6% jedinců populace ostroretky.

V revíru Oslava 3 (tab. 3) bylo ročně uloveno 1,07 ks.ha^{-1} a 1,21 kg.ha^{-1} parmy obecné o průměrné kusové hmotnosti 1,14 kg a 5,55 ks.ha^{-1} a 2,63 kg.ha^{-1} ostroretky stěhovavé o průměrné kusové hmotnosti 0,49 kg. V dolním úseku tohoto revíru pod Náměští nad Oslavou byla ichtyologickým průzkumem v roce 2000 (Ulrych, 2001; průměrné hodnoty ze 4 lokalit) zjištěna populace parmy o abundanci 26,0 ks.ha^{-1} a biomase 12,30 kg.ha^{-1}, populace ostroretky o abundanci 64,0 ks.ha^{-1} a biomase 12,65 kg.ha^{-1}. Silnější populace obou druhů byly zjištěny v horním úseku revíru v a nad Náměští nad Oslavou v roce 2002 (Vavřina, 2003; průměrné hodnoty ze 3 lokalit). Abundance parmy obecné dosahovala 109,0 ks.ha^{-1} a biomasa 29,7 kg.ha^{-1}, abundance ostroretky stěhovavé 483,0 ks.ha^{-1} a biomasa 111,2 kg.ha^{-1}. Na základě srovnání výsledků těchto ichtyologických průzkumů s úlovky sportovních rybářů v příslušných letech se ukazuje, že v tomto revíru je na udici odlovováno 0,4-6,97% abundance parmy a 0,6-8,4% abundance ostroretky, hmotnostně potom 1,8-17,9% biomasy parmy a 0,9-17,4% biomasy ostroretky.

Tab. 3: Úlovky parmy obecné a ostroretky stěhovavé z revírů Jihlava 3 a Oslava 3 v letech 1996-2002

revír	**Jihlava 3** (plocha 28 ha)						**Oslava 3** (plocha 19 ha)					
rok	ks.ha^{-1}		kg.ha^{-1}		kg.ks^{-1}		ks.ha^{-1}		kg.ha^{-1}		kg.ks^{-1}	
	Pa	Os	Pa	Os	Pa	Os	Pa	Os	Pa	Os	Pa	Os
1996	1,30	23,45	1,40	12,60	1,47	0,76	1,42	8,53	1,40	4,30	0,96	0,51
1997	0,36	5,11	0,50	3,50	1,29	0,68	0,53	1,16	0,70	0,70	1,42	0,63
1998	0,89	9,04	1,20	7,50	1,31	0,82	0,68	8,37	0,80	4,20	1,21	0,50
1999	1,18	7,25	1,50	3,50	1,24	0,49	1,05	4,79	0,90	2,40	0,88	0,50
2000	2,00	6,25	2,50	4,30	1,27	0,68	1,79	5,37	2,20	2,20	1,21	0,42
2001	1,82	6,21	2,34	4,15	1,29	0,67	1,58	7,89	1,93	3,56	1,22	0,45
2002	0,79	14,68	1,38	9,82	1,76	0,67	0,47	2,74	0,53	1,05	1,11	0,39
průměr	**1,19**	**10,28**	**1,55**	**6,48**	**1,38**	**0,68**	**1,07**	**5,55**	**1,21**	**2,63**	**1,14**	**0,49**

Tab. 4: Úlovky parmy obecné a ostroretky stěhovavé z revírů Svitava 1 a Svratka 6 v letech 1996-2002

revír	**Svitava 1** (plocha 29 ha)						**Svratka 6** (plocha 28 ha)					
rok	ks.ha^{-1}		kg.ha^{-1}		kg.ks^{-1}		ks.ha^{-1}		kg.ha^{-1}		kg.ks^{-1}	
	Pa	**Os**	**Pa**	**Os**	**Pa**	**Os**	**Pa**	**Os**	**Pa**	**Os**	**Pa**	**Os**
1996	0,38	6,79	0,40	2,40	1,15	0,35	0,64	5,79	0,60	2,80	1,00	0,48
1997	0	3,24	0	1,10	0	0,35	0,39	4,36	0,40	2,00	1,05	0,45
1998	0,14	20,97	0,30	8,40	1,93	0,40	1,75	7,25	2,00	3,70	1,14	0,51
1999	0	21,31	0	8,0	0	0,37	0,54	6,00	0,60	3,20	1,07	0,53
2000	0,03	32,55	0,03	13,30	1,00	0,41	0,36	10,57	0,50	5,40	1,33	0,51
2001	0,07	26,03	0,08	10,71	1,20	0,41	0,61	4,79	0,65	2,85	1,07	0,60
2002	4,72	27,93	6,17	10,92	1,31	0,39	1,14	2,68	1,28	1,55	1,12	0,58
průměr	**0,76**	**19,83**	**0,99**	**7,83**	**0,94**	**0,38**	**0,78**	**5,92**	**0,86**	**3,07**	**1,11**	**0,52**

V revíru Svitava 1 (tab. 4) činí průměrný roční úlovek parmy obecné 0,76 ks.ha^{-1} a 0,99 kg.ha^{-1} o průměrné kusové hmotnosti 0,94 kg, ostroretky stěhovavé 19,83 ks.ha^{-1} a 7,83 kg.ha^{-1} o průměrné kusové hmotnosti 0,38 kg. Abundance obou druhů byla sledována v letech 1998 a 1999 (Spurný a Stoklas, 2000; průměrné hodnoty ze 4 lokalit) a dosahovala u parmy obecné 35 - 41 ks.ha^{-1} a u ostroretky stěhovavé 18 - 76 ks.ha^{-1}. Sportovním rybolovem bylo v roce 1998 odloveno 0,4% početnosti populace parmy a 27,6% populace ostroretky.

V rybářském revíru Svratka 6 (tab. 4) byl vykázán průměrný roční úlovek parmy 0,78 ks.ha^{-1} a 0,86 kg.ha^{-1} o průměrné kusové hmotnosti 1,11 kg a průměrný roční úlovek ostroretky 5,92 ks.ha^{-1} a 3,07 kg.ha^{-1} o průměrné kusové hmotnosti 0,52 kg. Ichtyologický průzkum byl prováděn v letech 1993-1994 (Ščučka, 1995; průměrné hodnoty ze tří odlovů na dvou lokalitách). Zjištěná abundance parmy obecné dosahovala 64,5 ks.ha^{-1} a ostroretky stěhovavé 52,5 ks.ha^{-1}.

ZÁVĚR

Úlovky parmy obecné jsou registrovány na 17,7% výměry mimopstruhových revírů MRS (1.211,9 ha), přičemž ojedinělé úlovky (do 1 ks.ha^{-1}) na 13,2% plochy (901,7 ha) a častější pouze na 4,5% plochy (310,2 ha). Nejvyšší úlovky jsou dosahovány v revírech Svitava 1, Dyje 3 a 11, Jihlava 4, Morava 2, 4 a 8, Oslava 2 a 3, Svratka 6, Vlára 1 a Želetavka 1. Roční úlovky parmy se na celkových úlovcích z mimopstruhových vod podílejí 0,12% v kusovém i hmotnostním vyjádření. Na pstruhových vodách jsou úlovky parmy zaznamenávány na 22,2% plochy revírů (115,1 ha), z toho ojedinělé úlovky na 18,4% (95,3 ha) plochy a častější úlovky pouze na

3,8% (19,8 ha) plochy. Nejvyšší úlovky jsou dosahovány v revíru Jihlava 5B. Na celkových ročních úlovcích ze pstruhových vod se parma podílí 0,10% kusově a 0,27% hmotnostně.

Úlovky ostroretky stěhovavé jsou zaznamenávány na 14,1% plochy mimopstruhových revírů (962,6 ha), přičemž ojedinělé úlovky (do 1 ks.ha^{-1}) jsou dosahovány na 8,6% plochy (584,9 ha) a častější úlovky na 5,5% plochy (377,7 ha). Mezi rybářské revíry s nejvyššími úlovky patří Svitava 1, Jihlava 3 a 4, Morava 13, Oslava 2 a 3, Svratka 6 a Vlára 1. Roční úlovky ostroretky se na celkových ročních úlovcích ryb z mimopstruhových vod podílejí 0,35% kusově a 0,13% hmotnostně. Na pstruhových vodách je ostroretka lovena na 30,6% plochy (159 ha), z toho ojediněle na 10,6% (55 ha) a častěji na 20,0% plochy (104 ha). Nejvyšší frekvence úlovků je na revírech Svitava 2 a 3 a Svratka 12 (nad Vírskou údolní nádrží). Na celkových ročních úlovcích ze pstruhových vod se ostroretka podílí 0,71% kusově a 1,13% hmotnostně.

Poděkování

Práce byla podpořena Ministerstvem zemědělství ČR, projektem NAZV QF 3028 „Vývoj nových technologií odchovu hospodářsky významných říčních druhů ryb a raků ohrožených degradací přírodního prostředí“. Autor rovněž děkuje sekretariátu Moravského rybářského svazu v Brně za poskytnutí podkladů z hospodářské evidence rybářských revírů.

LITERATURA

BARUŠ, V., OLIVA, O. *et al.*, 1995: Fauna ČR a SR, Mihulovci a ryby (2). Academia Praha, 698 s.

KOVAŘÍK, M., 1997: Ověření možnosti introdukce hlavatky podunajské *(Hucho hucho)* do dolního toku řeky Jihlavy. *Diplomová práce, MZLU v Brně, 84 s.*

LOSOS, B., PEŇÁZ, M., KUBÍČKOVÁ, J., 1980: Food and growth of fishes of the Jihlava River. *Acta Sci. Nat. Brno, 14 (1): 1-46*

LUSK, S., 1977: The ichthyofauna of the middle course of the Jihlava river in relation to the water reservoir at Dalešice. *Folia Zool. 26 (3): 255-269*

LUSK, S., 1978a: The ichthyofauna of the Oslava river. *Folia Zool., 27 (2): 165-176*

LUSK, S., 1978b: Fish stock and angling in the middle course of the Svratka river. *Folia Zool., 27 (11): 71-84*

MORAVSKÝ RYBÁŘSKÝ SVAZ, 1996-2002: Hospodářská evidence mimopstruhových a pstruhových revírů, *Brno*

PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., PROKEŠ, M., SVOBODOVÁ, Z., 2002: Změny některých atributů populace parmy obecné v řece Jihlavě během posledních 25 let a jejich příčiny. In: *Sbor. ref. V. České ichtyologické konference, Brno, s. 5-10*

SPURNÝ, P., STOKLAS, J., 2000: Diverzita rybího společenstva řeky Svitavy na území města Brna. In: *Sbor. ref. IV. České ichtyologické konference, Vodňany, s. 70-74*

ŠČUČKA, D., 1995: Populační dynamika a potravní biologie lipana podhorního v řece Svratce pod Tišnovem. *Diplomová práce, MZLU v Brně, 39 s.*

ULRYCH, M., 2001: Zhodnocení rybářského obhospodařování revíru Oslava 3. *Diplomová práce, MZLU v Brně, 64 s.*

VAVŘINA, A., 2003: Revize rybářského obhospodařování parmového úseku revíru Oslava 3. *Diplomová práce, MZLU v Brně, 62 s.*

SOUHRN

Úlovky parmy obecné a ostroretky stěhovavé byly hodnoceny za období 1996-2002 v revírech Moravského rybářského svazu, který aktuálně (2002) obhospodařuje 6.832,8 ha mimopstruhových vod a 519,2 ha pstruhových vod. Individuálně byly hodnoceny revíry Jihlava 3, Oslava 3, Svitava 1 a Svratka 6. Průměrné roční úlovky parmy dosahují 837 ks (0,15 ks.ha^{-1}) a 1.223,0 kg (0,18 kg.ha^{-1}), úlovky ostroretky stěhovavé 721 ks (0,61 ks.ha^{-1}) a 1.575,6 ks (0,37 kg.ha^{-1}). Na mimopstruhových vodách je zaznamenáván rostoucí trend úlovků parmy od roku 1999, ostroretky od roku 1998. Početnější úlovky ostroretky jsou dosahovány pouze na 5,5% plochy mimopstruhových vod (377,7 ha) a na celkových ročních úlovcích ryb z těchto vod se podílejí 0,35% kusově a 0,13% hmotnostně. Početnější úlovky parmy jsou registrovány na 4,5% plochy mimopstruhových vod (310,2 ha) a podíl úlovků parmy na celkových úlovcích ryb z těchto vod dosahuje 0,12% (kusově i hmotnostně).

Adresa autora:

Doc. Ing. ***Petr Spurný***, CSc.

Ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně

Zemědělská 1, 613 00 Brno

Tel.: +420 / 545 133 266

E-mail: fishery@mendelu.cz

MIHULE MOŘSKÁ *PETROMYZON MARINUS* (L.) VE VODÁCH ŠTĚTÍNSKÉHO ZÁLIVU

Sea lampreys Petromyzon marinus (L.)in Szczecin lagoon

RACZYŃSKI M., WAWRZYNIAK W., CZERNIEJEWSKI P.

ABSTRACT

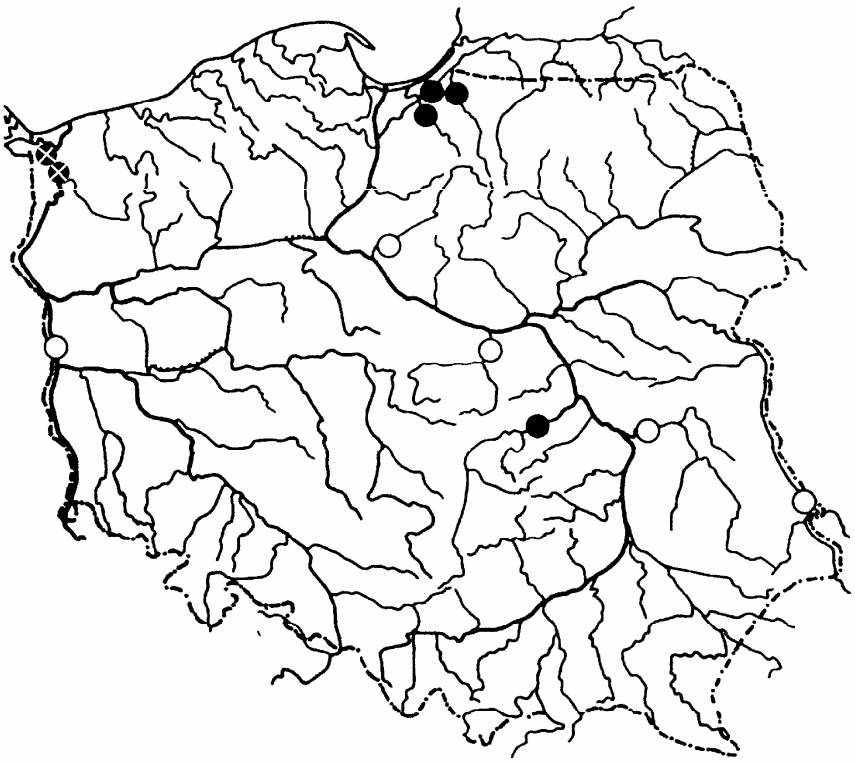
In 1999-2001 6 dead specimens of sea lamprey were collected by fishermen from Szczecin Lagoon and Dąbie Lake. It was very interesting situation, because earlier about single sea lamprey in Odra Estuary mentioned only German (Thumann 1943), and after Second World War last notes (oral remittances) about this species originated from 1950s. First lamprey was collected on 02.04.1999 in Piastowski Channel, and last specimen on 10.04.2001 near Trzebież. Preliminary morphological analysis: total length (TL), body weight (m), gonads weight (mg), sex, Fulton coefficient (K) and gonadosomatic index (GSI) were carried out on sea lampreys. Out of the 6 lampreys, mentioned 3 males and 2 females (one of the lampreys was wasted before this study). The body weight and total length of specimens were found to range within 374,9-1045,8 g and 600,0-788,8 mm.

Key words*: sea lamprey, length, weight, migrations*
Klíčová slova: mihule mořská, délka těla, hmotnost, migrace

ÚVOD

Mihule mořská *Petromyzon marinus* (L. 1758) je největším a současně nejvzácnějším zástupcem čeledi Petromyzontidae v polských vodách. Hojně se vyskytuje v pobřežních vodách a řekách bazénu severozápadního Atlantiku, do Baltu zachází sporadicky. V posledních desetiletích její výskyt v polských vodách (obr. 1.) byl zaznamenán pouze několikrát (Thumann 1943, Penczak 1964, Kaźmierczak 1965, Jokiel 1983, Witkowski 1995). Její biologie a chování je známo vcelku důkladně, ale charakteristika tohoto zajímavého stvoření se opírá hlavně o výsledky výzkumů populací severoamerických mihulí (Hardisty 1986). V polských záznamech je naproti tomu nedostatek ekomorfologických údajů o tomto druhu mihulí.

Z ústního podání rybářů, pracujících v oblasti Štětínského zálivu a jezera Dąbie vyplývá, že v posledním desetiletí se ve vodách, v nichž loví, objevují stále častěji mihule mořské. Tento fakt byl příčinou sledování, jejichž cílem bylo popsat základní biologické parametry (hmotnost, délka těla, složení pohlaví) a morfometrii mihulí mořských zacházejících do Štětínského zálivu a přilehlých vod.

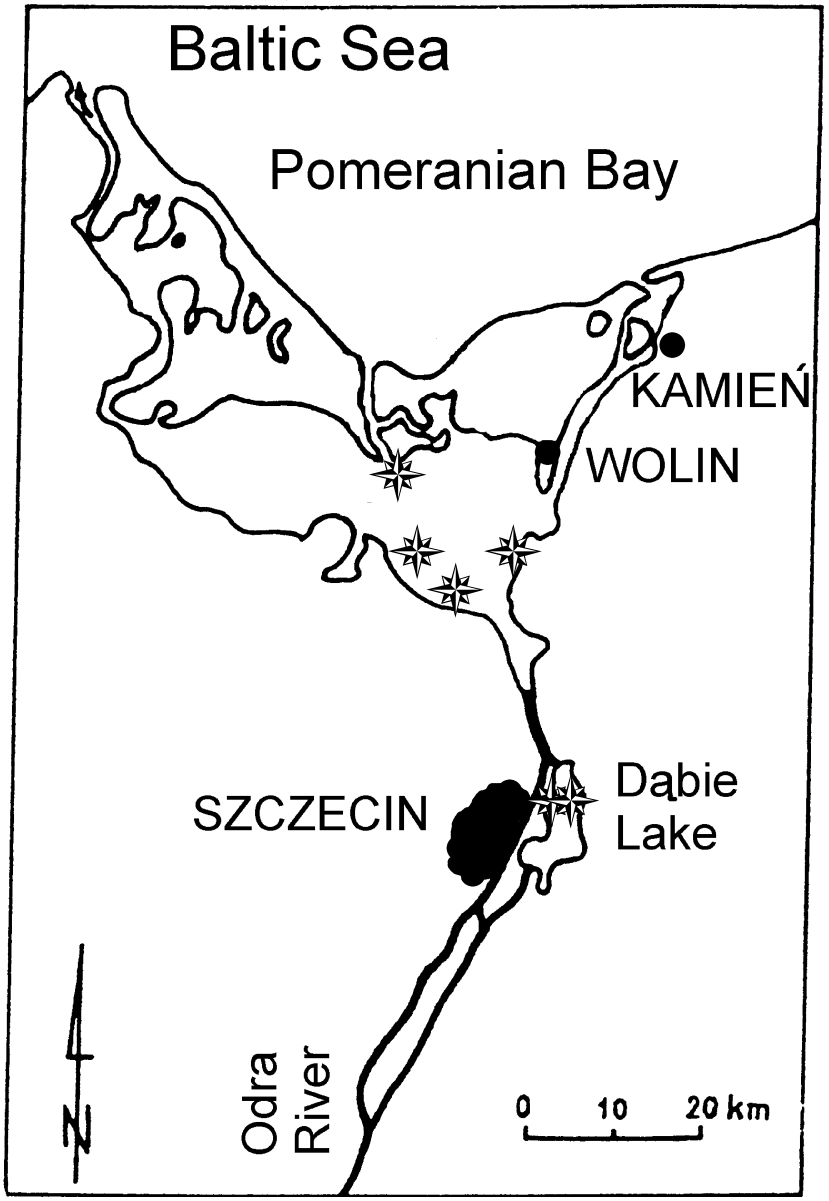


Obr. 1. Výskyt mihule mořské (*Petromyzon marinus*) v Polsku:
Bílá kolečka – historické údaje
Černá kolečka – výskyt zaznamenaný po roce 1945
Kolečka s křížkem – vlastní šetření

MATERIÁL A METODIKA

Zkoumaný materiál tvořilo 6 mrtvých jedinců mihule mořské získaných od rybářů ze Štětínského zálivu a jezera Dąbie v letech 1999-2001.

První ulovená mihule pocházela z 02.04.1999 z ústí Kanału Piastowskiego (obr. 2), a další pak z 10.04.2001 z okolí Trzebieży. Zbývající čtyři mihule byly ulovenyy v roce 2000, z toho 2 kusy v okolí Trzebieży (duben, květen), a zbývající 2 ve střední části jezera Dąbie (červen a září). Všechny byly uloveny pomocí vězenců umístěných v hloubce 2,5 m. Pět mihulí bylo vyšetřeno morfologicky (šestá byla zničena před zahájením zkoumání), to zahrnovalo celkovou délku (Tl), hmotnost těla (m), hmotnost gonád (mg), pohlaví, koeficient kondice (K) a gonadosomatický index GSI (tab. 1). Druhové určení bylo provedeno podle klíče (Baruš a Oliva, 1995) a kritérií týkajících se stavby hlavové přísavky (Vladykov 1967). Hmotnost jedinců byla stanovena s přesností 0,1 g, délkové parametry pak pomocí elektronické průměrky s přesností 0,01 mm. Kromě stanovení pohlaví bylo při otevření dutiny tělní popsáno i naplnění žaludku.



Obr. 2. Estuarium Odry se zaznamenanými místy úlovků mihule mořské v letech 1999-2001

Tab. 1. Základní biologické údaje mihulí mořských odlovených v estuariu Odry

Datum a místo odlovu	Tl [mm]	m [g]	mg [g]	GSI	K	pohlaví
02.04.99, Zalew Szczeciński	ca 730,00	ca 750,00	-	-	-	-
04.2000, Zalew Szczeciński	639,61	431,60	10,30	2,39	1,65	m
05.2000, Zalew Szczeciński	689,63	619,40	29,79	4,81	1,89	f
06.2000, jezioro Dąbie	638,60	414,50	12,21	2,95	1,59	m
09.2000, jezioro Dąbie	600,00	374,90	5,30	1,41	1,74	m
10.04.01, Zalew Szczeciński	788,87	1045,80	48,68	4,65	2,13	f

VÝSLEDKY A DISKUSE

Ačkoliv je objem vzorku malý, jsou provedená šetření velmi zajímavá, protože v relativně krátkém časovém úseku bylo uloveno několik jedinců mihule mořské, která mnoho let nebyla zaznamenávána v bazénu Baltu. Na základě literárních údajů je možno předpokládat, že mihule mořské se v těchto vodách vyskytují sporadicky. Penczak (1964) popsal úlovek mihule o délce 570 mm, s 15 cm jelcem žaludku, v řece Visle. Kaźmierczak (1965) popisuje, že při koupání byl napaden v moři u Ustronia Morskiego 70 cm mihulí, a Jokiel (1983) dokládá, že, kromě dost dobrého monitoringu odlovů na Zalewie Wiślanym i Zatoce Gdańskiej v období několika let bylo zpozorováno pouze několik exemplářů mihulí mořských o délce do 900 mm a 2 kg hmotnosti. Podobná situace je v dalších částech Baltického moře. Svetovidov i Ivanova-Berg (1970) popisují několik případů ulovení mihule mořské v Zatoce Ryskiej i Zalewie Fińskim a 3 exemplářů o hmotnosti nad 1 kg – na jaře v řece Salace. Naproti tomu Tuunainen i další (1980) uvádějí, že u jižního pobřeží Finska od roku 1854 bylo zdokumentováno odlovení pouze 19 jedinců mihule mořské. Z uvedených údajů vyplývá, že mihule mořská v Baltu je nezvykle vzácná, proč se uvažuje o zvýšení početnosti tohoto druhu ve vodách, v kterých se dříve prakticky nevyskytoval? Možná jde o dosud neznámé biologické příčiny, potvrzením může být i popis (Ecomomidis a další, 1999) dvou případů odlovu dospělých a ke tření připravených mořských mihulí v Egejském moři, ačkoliv dříve v tomto regionu nikdy nebyly pozorováni ani dospělci ani minohy v pramenech. Může být nedostatek informací o výskytu tohoto druhu způsoben i něčím jiným? V bazénu Baltu se vyskytuje jiný druh anadromní mihule – mihule říční, která v době třecí migrace do horních částí řek je masově odlovována rybáři v mnoha místech. Odlovené mihule mořské byly vlastně získány při lovu mihulí říčních, a od rybářů bylo zjištěno, že v jejich sítích se mihule mořské objevují ne tak zřídka – až několik desítek kusů za rok. Problém je v rozlišení těchto dvou druhů mihulí, které jsou v úlovcích brány jako jeden druh a nejsou považovány za nic zajímavého.

Všechny získané mihule byly v dokonalé kondici a měly dobře vyvinuté gonády, místa jejich odlovu signalizují, že migrovali do horních částí řek. Při předpokladu, že jedinci tohoto druhu se vyskytují častěji, než je zaznamenáno, bylo by vhodné určit, zda se tento druh v bazénu Odry pravidelně vytírá a pokud ano, tak jaké by to mohlo mít důsledky.

Holčík (1986) udává, že v době fáze života v moři mladí jedinci do délky 400 mm se drží blízko břehu, ačkoliv Lelek (1973) udával úlovek mladé mihule 330 km od břehů Irska. Naproti tomu dospělé mihule krmící se v otevřeném moři se nacházejí ve velkých hloubkách. Nejmenší vyšetřovaná mihule měřila 600 mm, největší 788,8 mm a nepochybně to byli dospělci. Podle hypotézy, že tyto mihule se nevyskytovaly ve Štětínském zálivu a v jezeře Dąbie výlučně s cílem hledání potravy – tyto vody mají střední hloubku 2-3 mm a kromě toho jsou to téměř sladké vody lišící se od typického prostředí uvedeného druhu – bylo by možno tvrdit, že šlo o třecí migrace. Toto očividně velmi zajímavé tvrzení je třeba podpořit nálezem trdlišť v bazénu Štětínského zálivu. Dále by bylo možno znovu analyzovat, zda fakticky ve Štětínském zálivu se nalézají trdliště mihule mořské nebo máme co do činění s populací tohoto druhu, jež zaplouvá výlučně do vod Zálivu. Údaje ze západní literatury ukazují, že mihule mořská je dost plastickým druhem, co se týká prostředí a tzv. landlocked populace se často vyskytují ve vodách amerického kontinentu. Typickým příkladem je výskyt mihule mořské ve velkých severoamerických jezerech, do nichž se dostala po vybudování kanálu Wellanda, ačkoliv Lark (1973) na základě starých ichtyologických záznamů udává, že mihule mořské v jezeře Ontario byly i před výstavbou kanálu spojujícího jezero s Atlantikem. Krueger a Spangler (1981) na základě genetických výzkumů stanovili zřetelné genetické rozdíly mezi populacemi pocházejícími z různých částí velkých jezer a udávají, že každý pramen má svoji populaci, což by mohlo podporovat teorii o mihulých ve Štětínském zálivu. Renaud (1997) obrací pozornost na fakt, že plná ochrana by měla zahrnovat i sladkovodní rezidentní populace anadromních mihulí, ale Maitland (1980) udává, že nebyly tyto formy mihulí pozorovány v Evropě; populace Štětínského zálivu může být první. Je zřejmé, že vytváření závěrů na základě potvrzení výskytu nemůže být dostatečné, podstatné je zda podmínky prostředí v Zálivu a jeho bazénu jsou odpovídající pro život mihulí mořských.

Beamish (1980b) uvažuje, že u mihulí, které se stále zdržují ve sladkých vodách, může být větším problémem přispůsobení se slané vodě, než u typických forem s normálním životním cyklem, které snášejí slanost do 34 ‰, tudíž slanost zálivu be neměla mít vliv na pobyt tohoto druhu. Mihule mořské nemají v těchto vodách problém se sháněním potravy. Farmer (1980) považuje za hlavní složku potravy mihule mořské krev a eventuálně svalovou drť a Farmer i Beamish (1973) ve výzkumech ve speciálních nádržích potvrdili, že mihule si za objekt útoku vybírá sladkovodní ryby zvláště ty velké a i s cykloidními šupinami. V žaludcích čtyř získaných mihulí byly potvrzeny zbytky potravy, včetně velkých fragmentů vaječníků cejna. Ve dvou případech byl trávicí trakt prázdný, ale to lze vysvětlit tím, že trávení u mihulí začíná při 10 °C, nad 20 °C potravu nepřijímají a tyto teploty se v letním období často vyskytují ve vodách Zálivu.

Samice ve sledovaném vzorku byly více připravené než samci, ačkoliv Holčík (1986) udává, že nejsou velké rozdíly ve velikosti mezi pohlavími. Všichni jedinci bez ohledu na jejich velikost měli dobře vyvinuté gonády. Podle Vladykowa i Mukerji (1961) ulovené mihule lze řadit mezi dospělé, připravené k výtěru.

Mají se mihule ve Štětínském zálivu kde vytírat a má jejich potomstvo šanci na přežití? Moore i Beamish (1980) jako hlavní potravu larev uvádějí řasy, rozsivky a detritus, a to u larev z otevřených moří i stacionárních, složení potravy vyjma velmi dravých dospělých forem je stejné jako např. u neparazitické mihule potoční. Podobně to vypadá s výběrem trdliště (čisté, studené, dobře okysličené toky s štěrkovým podložím), ačkoliv vzhledem k rozměrům těla může být struktura substrátu hrubší. Podle Beamisha (1980a) plodnost mihulí mořských je největší z celé čeledi a dosahuje 124000 – 305000 jiker, třecí migrace jsou pozorovány od března do září, není známo jaký počet se vrací do rodného potoka, ale na trdlišti je o něco více samců, ačkoliv je známo

málo případů požírání dospělých mihulí jinými zvířaty v době třecí migrace. Do Zálivu se vlévá několik toků, v nichž se vytírá mihule říční, mihule mořské by mohli využívat stejných trdlišť. Huggins i Thompson (1970) pozorovali, že na společném trdlišti mihule říční a potoční ze nevytírali spolu. Rovněž nemusí docházet k křížení mihulí říčních a mořských, neboť jak předpokládají Piavia a kol. (1970) po křížení dochází k rychlému odumření rozvíjejích se jiker a také velikost jednotlivých exemplářů může být překážkou. Problémem není ani návrat na rodné trdliště, neboť jak udává Bjerselius akol. (2000) dospělé mihule reagují na žlučové kyseliny larev a na základě tohoto pachu si vybírají potoky, v nichž by se mohli vytřít, což odpovídá jevu homingu u lososovitých.

V 50. a 60. letech minulého století způsobili mihule ohromné škody mezi lososovitými rybami v severoamerických Velkých jezerech. To vyvolalo velmi široké výzkumy (zhruba 50 mil dolarů zaplatily USA a Kanada) s cílem popsat škodlivost mihulí pro rybářství (Smith 1971). Ztráty na polských úlovcích ryb, zvláště velkých, způsobené útokem různých druhů mihulí jsou marginální, ale je třeba je brát v úvahu v souvislosti s eventuálním masivním výskytem mihulí mořských ve vodách estuaria Odry. Berst i Wainio (1967) ve vzorku 2614 pstruhů potočních z jezera Huron (délka ryb 25-84 cm) nalezli až 7,1 % ryb s příznaky napadení mihulí mořskou. Všichni napadení pstruzi měřili více než 40 cm, ale nenalezení stop na menších rybách autoři přisuzují tomu, že menší ryby uhynuly, což je vyloučilo z odlovených ryb a výsledkem jsou ještě větší ztráty. Nejčastěji byly stopy po útoku mihule nalezeny na břišní části těla ryb, v blízkosti hrudních a břišních ploutví. Farmer (1980) vyjmenovává 74 druhy sladkovodních ryb a několik desítek mořských, které byly napadeny mihulí mořskou, kromě jiného i žraloci, sumci, štiky, dokonce i candáti a jeseteři. Smith i Tibbles (1980) popisují že v průběhu 20 let od zpozorování prvních migrací mihule téměř vyhubili populace *S. namaycush* a způsobili značný úpadek populací jiných druhů. Proti migrujícím mihulím jsou stavěny elektrické bariéry a používají se chemické prostředky k hubení larev.

Výše uvedené úvahy jsou očividně pouze teoretické, ale vyplývá z nich, že masivní výskyt mihule mořské ve vodách Štětínského zálivu je celkem možný a nepřehlédnutelným faktem je potvrzení na této akvatorii stále se zvyšujícího počtu jedinců tohoto druhu. Dále budou prováděny práce spojené s touto tématikou, může být, že již brzy poznáme skutečné příčiny stavu tohoto druhu.

LITERATURA

Baruš V., O. Oliva, 1995, Mihulovci a Ryby, Academia, Praha, 9-90. (In Czech)

Beamish F. W. H., 1980a, Biology of the north american anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*, Can. J. Fish. Aquat. Sci, 37, 1924-1943.

Beamish F. W. H., 1980b, Osmoregulation of juvenile and adult lampreys, Can. J. Fish. Aquat. Sci, 37, 1739-1750.

Berst A. H., A. A. Wainio, 1967, Lamprey parasitism of rainbow trout in southern Georgian Bay, J. Fish. Res. Board. Can., 24, 12, 2539-2548

Bjerselius R., Li W., Teeter J. H., Seelye J. G., Johnsen P. B., Maniak P. J., Grant C. G., Polkinghorne C. N., Sorensen P. W., 2000, Direct behavioral evidence that unique bile acids released by larval sea lamprey (*Petromyzon marinus*) function as a migratory pheromone, Can. J. Fish. Aquat. Sci, 57, 557-569.

Economidis P. S., Kallianiotis A., Psaltopoulou H., 1999, Two records of sea lamprey from the north Aegean Sea, J. Fish Biol., 55, 1114-1118

Farmer G. J., 1980, Biology and physiology of feeding in adult lampreys, Can. J. Fish. Aquat. Sci, 37, 1751-1761.

Farmer G.J., Beamish F. W. H., 1973, Sea lamprey *Petromyzon marinus* predation on freshwater teleosts, J. Fish. Res. Board. Can., 30, 601-605.

Hardisty M.V., 1986, *Petromyzon marinus* (Linnaues, 1758), in: Holčik J. (red), The freshwater fishes of Europe. 1/1 Petromyzontiformes, AULA Verl., Wiesbaden, 94-116.

Huggins R. J., Thompson A., 1970, Communal spawnning of brook and river lampreys, *Lampetra planeri* Bloch and *Lampetra fluviatilis* L., J. Fish Biol., 2, 53-54.

Holčik J. (red.), 1986: The freshwater fishes of Europe. Vol. 1/I Petromyzontiformes. 313 ss.

Jokiel J., 1983, Minogi w Polsce [Lampreys in Poland], Bull. Sea Fish. Inst. Gdynia, 1-2, 22-26.

Kaźmierczak T., 1965, Jeszcze o minogu morskim *Petromyzon marinus* L. [Note on the sea lamprey *Petromyzon marinus* L.], Przeg. Zool. IX, 4, 444.

Krueger C. C., Spangler G. R., 1981, Genetic identification of sea lamprey (*Petromyzon marinus*) populations from the lake superior basin, Can. J. Fish. Aquat. Sci, 38, 1832-1837.

Lark J. G. I., 1973, An early record of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) from Lake Ontario, J. Fish. Res. Board Can., 30, 1, 131-133.

Lelek A., 1973, Occurrence of the sea lamprey in midwater off Europe, Copeia, 1, 136-137.

Maitland P.S., 1980, Review of the ecology of lampreys in Northern Europe, Can. J. Fish. Aquat. Sci, 37, 1944-1952.

Moore J. W., Beamish F. W. H., 1973, Food of larval sea lamprey (*Petromyzon marinus*) and american brook lamprey (*Lampetra lamottei*), J. Fish. Res. Board Can., 30, 1, 7-15.

Penczak T., 1964, Minóg morski, *Petromyzon marinus* L., złowiony w Pilicy, lewobrzeżnym dopływie środkowej Wisły [Sea lamprey, *Petromyzon marinus* L. caught in river pilica, the left tributary of middle Vistula], Przeg. Zool., VIII, 3, 264-265.

Piavis G. W., Howell J. H., Smith A. J., 1970, Experimental hybrydyzation among five species of lampreys from the Great Lakes, Copeia, 1, 29-37.
Renaud C. B., 1996, Conservation status of Northern Hemisphere lampreys (Petromyzontidae), J. Appl. Ichthyol., 13, 143-148.
Smith B. R., 1971: Sea lampreys in the Great Lakes of North America. W: Hardisty M. W., I. C. Potter, The Biology of lampreys, Vol. 1, Academic Press, London-New York: 207-247.
Smith B. R., Tibbles J. J., 1980, Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lakes Huron, Michigan, and superior: History of invasion and control, 1936-78, Can. J. Fish. Aquat. Sci, 37, 1780-1801.
Svetovidov A. N., Ivanova-Berg M. M., 1970, Novýe danný o nakhozhdeniyakh morskoĭ minogi (*Petromyzon marinus*) v Finskom i Rizhskom zalivakh, Zool. Zhurnal, 49, 160-161.
Thumann, M.E, 1943, Fang eines Meernunauges in der Oder, Fish. Ztg., 46, 149.
Tuunainen P., Ikonen E., Auvinen H., 1980, Lampreys and lamprey fisheries in finland, Can. J. Fish. Aquat. Sci, 37, 1953-1973.
Vladykov V. D., Mukerji G.N., 1961, Order of succession of different types of infraoral lamina in landlocked sea lamprey (*Petromyzon marinus*), J. Fish. Res. Board. Can., 18, 6, 1125-1143.
Vladykov V.D., 1967, The teeth of lampreys (*Petromyzonidae*): their terminology and use in a key to the holarctic genera, J. Fish. Res. Board. Can., 24, 5, 1067-1075.
Witkowski A., 1995, Stan obecny i perspektywy ochrony minogów *Petromyzonidae* w Polsce [The present state and prospects of lampreys *Petromyzonidae* in Polish waters], Chroń. Przyr. Ojcz., 4, 19-29.

Adresa autorů:
dr inž. ***Mariusz RACZYŃSKI***, dr hab. ***Wawrzyniec WAWRZYNIAK*** prof. nadz., dr inž. ***Przemysław CZERNIEJEWSKI***

Zakład Gospodarki Rybackiej na Wodach Otwartych
Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa
Akademia Rolnicza w Szczecinie
Ul. K. Królewicza 4
71-550 Szczecin
raku@fish.ar.szczecin.pl

KRAB (*ERIOCHEIR SINENSIS* H. MILNE EDWARDS, 1853) VE VODÁCH ŠTĚTÍNSKÉHO ZÁLIVU
Chinese mitten crab (Eriocheir sinensis H. Milne Edwards, 1853) in Szczecin lagoon

CZERNIEJEWSKI P., WAWRZYNIAK W., RACZYŃSKI M.

Abstract

The Chinese mitten crab is a newcomer to the Baltic Sea, where it is especially abundant in the Szczecin Lagoon (North-West of Poland). Body weight, carapace width and length was studied on 647 individuals collected within 30.III. –18.VI.2001 and in 5.IX-21.XI 2001 in fyke nets in the Szczecin Lagoon. Of the 543 specimens captured in autumn, 51,01% were males and of 113 specimens captured in spring males were only 30,97%. The body weight of these crabs varied between 45,1-306,5 g, carapace length and width properly 41,07-81,02 mm and 46,68-88,85 mm The autumn crabs being significantly heavier than specimens collected in spring.

ÚVOD

Krab (*Eriocheir sinensis* Milne-Edwards 1853) řazený společně s několika podobnými druhy do rodu *Eriocheir*, druhá část názvu *sinensis* pochází z přirozeného teritoria jeho výskytu sahajícího od province Fukien v Číně až po poloostrov Korea. (40 °N) (Veldhuizen a Stanish, 1999). Není přesně známo, kdy a kde se prvně objevil v brakických vodách Evropy. Po prvé byl zaznamenán jeho výskyt v roce 1912 v německé řece Aller – přítoku Wezery, v níž byly odloveny jednotlivé exempláře (Pannig, 1939). Nejvíce pravděpodobné je, že tento druh byl zavlečen do vod Severního moře s balastní vodou z lodí (Cohen a Carlton, 1997). Potvrzuje to I fakt, že v roce 1932 byly v Hamburku nalezeny dva dospělé exempláře (40 a 50 mm) v nádržích s mořskou vodou vraku lodi "Artemia!, která velmi často zaplouvala do přístavů Dálného východu (Grabda, 1973). Potravní podmínky v řekách vlévajících se Severního moře a dobrý systém řek a kanálů v Evropě umožnil tomuto krabu osídlení nových teritorií I rychlý růst početnosti jeho populace. Byl nalezen ve vodách od Portugalska a Velké Británie na západě (Cabral a Costa, 1999, Ingle, 1986) po Finsko a Estonsko na východě (Haathela, 1963). Na teritorii současného Polska se poprvé uvažovalo o jeho přítomnosti v roce 1927 ve Štětínském zálivu, o rok později byl jeho výskyt potvrzen ve všech přítocích Odry pod Wroclaví - Nysie Łużyckiej, Bobrze, Kwisie, Ślęzie i Oławie. Ve 30. letech byl nalezen také povodí Noteci, Warty, Wisły w Zatoce Puckiej i na Helu (Grabda 1973), a také v Mazurských jezerech (Stańczykowska 1986). Nyní se výskyt tohoto allochtonního druhu v polských vodách omezuje na estuarium Odry (Štětínský záliv), přímořských jezer a Gdaňské zátoky. V první akvatorii početnost krabů má výrazně rostoucí tendenci, o čemž svědčí jejich značný výskyt v úlovcích rybářů (Czerniejewski i Filipiak 2001). Znalosti o těchto invazních druzích jsou omezené, což znemožňuje správné závěry ohledně významu a vlivu tohoto druhu na původní akvatickou faunu.

Záliv je pobřežním rezervoárem typu průtočného jezera, zaujímá část tzv. Štětínské pánve (Mikolajski, 1966), intenzivně proplachované vodami ledovcového původu – řeka Odra (obr.1). Geograficky patří k Baltickému moři, od něhož je oddělen dvěma ostrovy – Wolin a Uznam. Vody celého hydrosystému se mísí mezi rovnoběžkami 52°24´N (jižní kraj jezera Dąbie) a 54°08´N (Peenemünde), což dává vzdálenost zhruba 85,5 km a mezi poledníky 13°45'E (Peenemünde) a 14°48'E (východní kraj Zatoki Wrzosowskiej), což je zhruba 70,5 km. Vodní spojení s mořem vytváří tři úzké dlouhé úžiny: Dziwna, Świna a Piana (Peene-Strom). Těmito úžinami probíhá výměna vody v obou směrech, navíc do moře odcházejí vody, které se hromadí v okolí rezervoáru a periodicky vtéká do Zálivu slaná voda z Zatoki Pomorskiej (Mikołajski 1966).

Cílem této práce byl popis biologických (velikost a kondice ulovených krabů) a populačních parametrů (kromě jiného i poměr pohlaví) krabů získaných z Štětínského zálivu (severovýchodní Polsko).

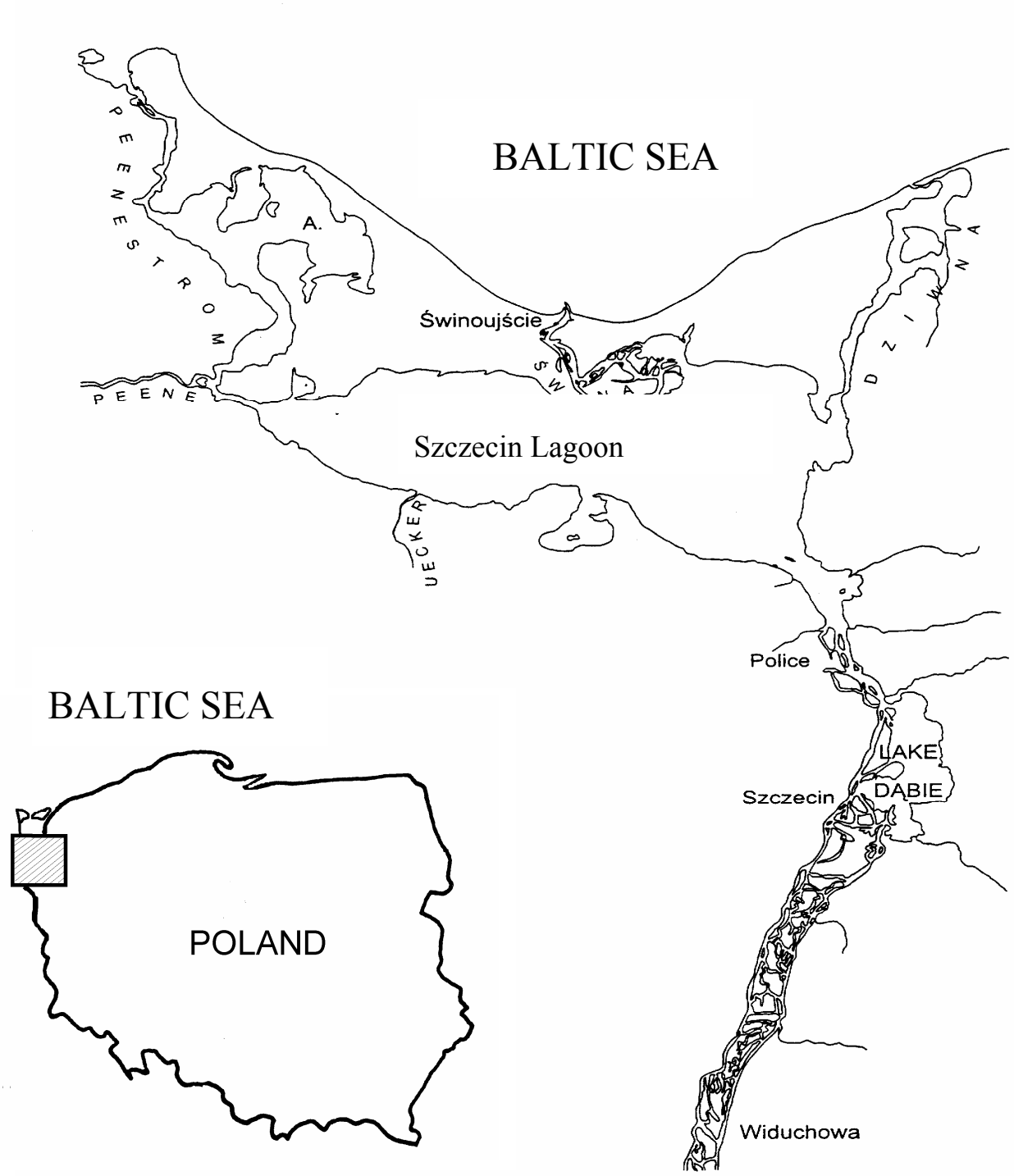
MATERIÁL A METODIKA

Výzkumný materiál obsahoval 656 jedinců krabů odchycených pomocí vězenců v jarním období (113 ks odlovených v době od 30.3 do 18.6.2001) a podzimním období (543 ks odlovených v odbě 5.9.-21.11.2001) při průmyslových odlovech v jižní části Štetínského zálivu (obr. 1). Po převozu do laboratoře Zakładu Gospodarki Rybackiej na Wodach Otwartych, Akademii Rolniczej w Szczecinie byly odlovení jedinci zváženi s přesností na 0,1 g na elektronických vahách typu Axis 2000Ba poté zamraženi (-20 °C) v plastikových sáčcích zabraňujících sublimaci vody z tkání. Po rozmražení každé části krabů byla popsána stavba jejich pohlavních orgánů metodou podle Schäferna (1935). Délka a šířka karapaxu byla měřena pomocí elektronické průměrky spojené s počítačem (přesnost 0,01 mm). Získané výsledky byly statisticky zpracovány, stanoven byl aritmetický průměr, standardní odchylka a statisticky významné rozdíly mezi vzorky z obou období pomocí t-testu.

Kondice krabů byly stanovena pomocí vzorce:

$$W=a*L^b$$

kde:
W- kusová hmotnost (g);
L – šířka karapaxu (mm);
a i b – koeficienty regrese vypočtené na základě empirických údajů.
Kromě toho, aby bylo možno porovnat velikostní strukturu samců a samic sledovaného druhu, byly krabi rozděleni do skupin podle šířky karapaxu (krok 5 mm).



Obr. 1: Umístění Štětínského zálivu a míst odlovu krabů

VÝSLEDKY A DISKUSE

Získaní krabi z obou období odlovu byli charakterizováni výraznou disproporcí v poměru pohlaví. Mezi 113 kraby odlovenými na jaře bylo 69,03 % samců, zatímco v podzimních odlovech se poměr pohlaví téměř vyrovnal (51,01 % samců). V podobných výzkumech provedených na krabech z Štětínského zálivu v podzimním období roku 1999 byly zjištěny také pouze nevelké rozdíly v poměru pohlaví, samců bylo 52,1 % (Czerniejewski a Filipiak, 2001).

Krabi ze Štětínského zálivu byli charakterizováni značným rozptylem kusové hmotnosti (tab. 1 a 2), což bylo zvláště zřetelné u samců odlovených na podzim – mezi nimi byl nalezen „rekordman" s hmotností 306,5 g. Mezi samice pouze dvě dosáhly hmotnosti nad 250 g (tedy 251,6 a 253,1 g), dominovaly jedinci o hmotnosti 100-180 g. Statistická analýza kusové hmotnosti krabů prokázala statistické rozdíly mezi jarním a podzimním obdobím ($p<0,05$). Na podzim odlovení jedinci měli výrazně vyšší kusovou hmotnost.

Údaje o délce a šířce karapaxu krabů jsou uvedeny v tab. 1 a 2. Z jejich hodnocení vyplývá, že délkové parametry z jarního i podzimního období byly podobné, tedy 44,82-76,57 mm a 50,37-85 mm proti 41,07-81,02 mm a 46,68-87,00 mm. Mezi oběma skupinami krabů bylo zjištěno nevelké překročení 5 % rozdílu středních

hodnot délky a šířky karapaxu. Statisticky významné rozdíly mezi dobami odlovu byly stanoveny pouze u samců.

Tab.1: Střední kusová hmotnost, délka a šířka karapaxu krabů odlovených v jarním období ve Štětínském zálivu

	Hmotnost (g)		Délka karapaxu (mm)		Šířka karapaxu (mm)	
	Rozsah	Průměr	Rozsah	Průměr	Rozsah	Průměr
Pohlaví	57,10-269,80	125,18*	44,82-76,57	58,62	50,37-88,85	64,54
♂	71,80-269,80	145,82*	48,37-71,57	59,84	52,67-82,32	66,74
♀	57,10-231,31	115,92*	44,82-76,57	58,07*	50,37-88,85	63,56*

*- statisticky významný rozdíl mezi krabi z jarního a podzimního období ($p \leq 0,05$)

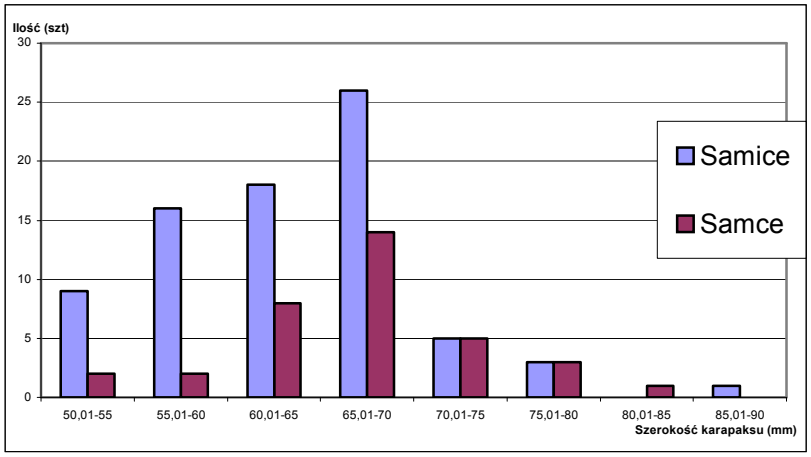
Tab. 2: Průměrná kusová hmotnost, délka a šířka karapaxu karbů odlovených v podzimním období ve Štětínském zálivu

	Hmotnost (g)		Délka karapaxu (mm)		Šířka karapaxu (mm)	
	Rozsah	Průměr	Rozsah	Průměr	Rozsah	Průměr
Pohlaví	45,10-306,50	147,71*	41,07-81,02	61,02	46,68-87,00	67,45
♂	45,10-306,5	160,06*	42,52-81,20	61,15	47,04-87,00	68,11
♀	46,30-253,10	134,85*	41,07-72,54	60,87*	46,68-80,44	66,77*

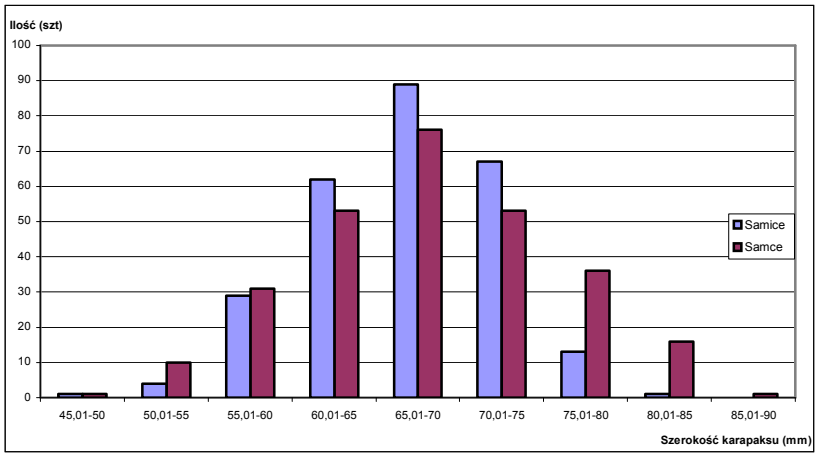
* vysvětlivky jako v tab. 1

Krabi z jednotlivých odlovů byly rozděleni do tříd podle šířky karapaxu (obr. 2 a 3). Mezi 113 kraby odlovenými na jaře dominovali jedinci ve třídách 60,01-65,00 mm a 65,01-70,00 mm, kteří představovali 66 kusů, tj.58,41 %. Největší počet samců a samic v podzimním období spadal do tří vyšších tříd: 60,01-65,00 mm, 65,01-70,00 mm a 70,01-75,00 mm. Jedinci těchto skupin činili téměř 75 % z celého analyzovaného vzorku. Zjištěný rozsah šířky karapaxu krabů byl o něco větší ve srovnání s výsledky Normanta a kol. (2000) v populaci krabů odlovených z blízkého jezera Dąbie (53-88 mm). Zajímavé je, že v obou akvatoriích chyběli jedinci menší než 40 mm a větší než 90-100 mm, kteří se mimi jiné objevují u břehů Velké Británie (Wall a Limbert, 1983). Zdá se, že krabi odlovení z Štětínského zálivu byli dospělí jedinci, podle Rudnicka a kol. (2000) totiž krabi o šířce karapaxu 35 mm je připraven k reprodukci. To nevylučuje výskyt většího množství mladých jedinců, vcházejících do našich vod na jaře (Demel, 1974) a pravděpodobně, v minimálním rozsahu, opouštějí svoje úkryty – otvory v pobřežní části a navíc nejsou odlovováni průmyslovými rybáři, od nichž byl získán sledovaný materiál.

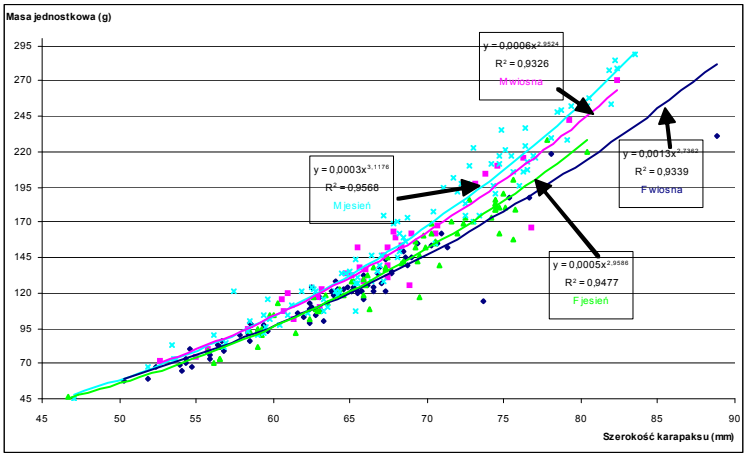
Měření šířky karapaxu a kusové hmotnosti samic a samců dovolilo stanovit exponenciální funkci hodnot. Z obr. 4 je zřetelná vysoká korelace mezi parametry, rozsah R=0,9326-0,9568 a také rozdíly v hodnotách exponenciálních funkcí ukazují na pomaljší růst hmotnosti samic ve srovnání se samci. Rovněž vyšší hodnota křivky pro kraby z podzimu ve srovnání s kraby z jara ukazuje na vyšší hmotnost podzimních krabů při těchže hodnotách šířky karapaxu a naznačují lepší kondici.



Obr. 2: Šířky karapaxu krabů z jarního období



Obr. 2: Šířky karapaxu krabů z podzimního období



Obr. 4: Vztahy mezi šířkou karapaxu a kusovou hmotností krabů

ZÁVĚRY

- Krabi ve vodách Štětínského zálivu jsou charakterizováni kusovou hmotností v rozsahu 45,1-306,5 g, délka a šířka karapaxu odpovídá 41,07-81,02 mm a 46,68-88,85 mm. Vyšší hodnoty ukazují na to, že byly získáni dospělí jedinci (adultní).
- V porovnání s kraby odlovenými na jaře, jsou podzimní krabi statisticky významně těžší, a to jak celý vzorek (147,71 a 125,18 g), tak i zvlášť samci (160,06 a 145,82 g) i samice (134,85 a 115,92 g).
- Vyšší parametry funkce popisující vztahy mezi šířkou karpaxu a kusovou hmotností sledovaných karbů ukazují, že jedinci z podzimních odlovů dosahují vyšší hmotnosti při stejné šířce karapaxu a také lepší kondice.

LITERATURA

Cabral H. N., Costa M. J. 1999: On the occurrence of the chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, in Portugal (*Decapoda, Brachyura*). Crustaceana, 72 (1): 55-58.

Cohen A. N., Carlton J. T. 1997. Transoceanic Transport Mechanisms: Introduction of the Chinese Mitten Crab, *Eriocheir sinensis*, to California. Pacific Science. 51 (1), 1-11.

Czerniejewski P., Filipiak J. 2001. Krab wełnistoszczypcy (*Eriocheir sinensis* Milne-Edwards 1853) z Zalewu Szczecińskiego. Kom. Ryb. 1, 28-31.

Demel K. 1974. Życie morza. Wyd. Morskie, Gdańsk.

Grabda E. 1973. Krab wełnistoszczypcy, *Eriocheir sinensis* Milne-Edwards, 1853 w Polsce. Przegl. Zool. XVII, 1, 46-49.

Haahtela I. 1963: Some new obserwations and remarks on the occurrence of the mitten crab, *Eriocheir sinensis* Milne Edwards (*Crustacea, Decapoda*) in Finland. Aquilo Amicorum Naturae Oulensis, 1 :9-16.

Ingle R. W., 1986: The chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards – a contentious Immigrant. The London Naturalist, 65: 101-105
Kobayashi S., Matsura S. 1994. Occurence pattern and behavior of the Janpanese mitten crab *Eriocheir japonicus* De Haan in the marine environment. Benthos Re
Mikołajski J. , 1966, Geografia Województwa Szczecińskiego, I, Środowisko geograficzne. T. XI. Szczecińskie Towarzystwo Naukowe, Wydz. Nauk Społ. – Szczecin
Normant M., Wiszniewska A., Szaniawska A. 2000. The Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* (*Decapoda*: *Grapsidae*) from Polish waters. Oceanologia 42 (3), 375-383.
Panning A. 1939. The Chinese mitten crab. Report of the board of Regents of the Smithsonian Institution (Washington). 3508, 361-375.
s. 46, 49-58.
Schäferna K. 1935. About the Chinese mitten crab. Ryb. Vèst. 15(8), 117-121.
Stańczykowska A., 1986, Invertebrates of the Polish water, Wyd. Szk. I Ped. Warszawa
Veldhuizen T., Stanish S. 1999. Overview of the life history, distribution, abudance and impacts on the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis.* Report prepared for the U. S. Fish and Wildlife Service. Sacramento (CA): California Department of Water Resources, pp. 1-16.
Wall C., Limbert M. 1983. A Yorkshire record of the Chinese mitten crab. Naturalist, 108.

Adresa autorů:
dr inż. ***Przemysław CZERNIEJEWSKI***, dr hab. ***Wawrzyniec WAWRZYNIAK*** prof. nadz., dr inż. ***Mariusz RACZYŃSKI***
Zakład Gospodarki Rybackiej na Wodach Otwartych
Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa
Akademia Rolnicza w Szczecinie
Ul. K. Królewicza 4
71-550 Szczecin
raku@fish.ar.szczecin.pl

VYHODNOCENÍ ÚSPĚŠNOSTI REINTRODUKCE RAKŮ V PŘÍRODNÍM PARKU PÍSECKÉ HORY

The evaluation of success of crayfish reintroduction to Písecké hory natural grounds

KOZÁK, P., POLICAR, T. RŮŽIČKOVÁ, J.

Abstract

The goal of this study was to evaluate the success of noble crayfish (Astacus astacus) reintroduction to 3 selected localities of Písecké hory Natural Grounds. Altogether 8 – 9 control catches were performed on each of the ponds Pod Mandou, Zlatý and U sudu during 2002. Control catches were performed by means of trapping and the caught crayfish were marked. The occurrence of crayfish was confirmed at all localities. Total harvest of the pond U sudu was performed in November 8, 2003 and all crayfish were picked up. Altogether 188 adult crayfish (78 males and 110 females mostly with eggs) were harvested, what was 23.5 % of 800 youth-of-the-year crayfish which have been stocked in 2000. Furthermore, 122 youth-of-the-year crayfish were harvested as well. Adult males were of 113.2 mm ± 8.08 mm mean body length (96 – 128 mm), 60.1 mm ± 4.74 mm carapax length (50 – 68 mm) and 64.4 g ± 17.06 g body weight (32 – 91 g). Adult females were of 98.1 mm ± 5.79 mm mean body length (87 – 110 mm), 50.0 mm ± 3.22 mm carapax length (43 – 57 mm) and 34.4 g ± 6.64 g body weight (21 – 47 g). A significant difference was found for length and weight between males and females. Young crayfish gained 46.0 mm ± 3.27 mm mean body length (37 – 51 mm), 22.1 mm ± 1.65 mm carapax length (18 – 25 mm) and 2.3 g ± 0.60 g body weight (1.2 – 3.7 g).

ÚVOD

V posledních několika letech probíhají nejen u nás, ale i v ostatních evropských zemích aktivity na záchranu původních druhů raků. Součástí těchto aktivit je i umělé vysazování raků na vhodné přírodní lokality (Laurent a kol., 1993, Rogers a Holdich, 1995, 1997, Hager, 1996). V rámci aktivit VÚRH JU, týkající se ochrany populací raka říčního (*Astacus astacus*), probíhají reintrodukční programy od roku 2000 až dosud, a to především na území NP a CHKO Šumava, CHKO Třeboňsko a PP Písecké hory. Monitorováno bylo přes 50 různých lokalit tzn. vodních toků, nádrží a rybníků. V roce 2000 byly rakem říčním nově obsazeny celkem 4 lokality, v roce 2001 pak 6 lokalit (Kozák a Policar, 2002) a v roce 2003 další 2 nové lokality. Mezitím probíhalo také posílení populací na některých nově obsazených lokalitách. V oblasti PP Písecké hory byla provedena reintrodukce raka říčního v roce 2000 na 2 lokality a v r. 2001 na další tři lokality (Kozák a Policar, 2002). Po provedeném vysazení bylo důležité zjistit úspěšnost této reintrodukce. Cílem této práce je vyhodnocení úspěšnosti reintrodukce na 3 vybraných lokalitách v PP Písecké hory.

MATERIÁL A METODIKA

Lokality

Všechny sledované lokality se nachází v přírodním parku Písecké hory. Komplex lesů zvaný Písecké hory tvoří členitý hřeben jihovýchodním směrem od města Písek až k údolí řeky Vltavy v délce 25 km. Nadmořská výška je 350-632 m n. m., nejvyšší horou je Velký Mehelník (632 m). Lesy Píseckých hor jsou historickým majetkem města Písku. V roce 1973 byly Písecké hory vyhlášeny územím klidu a slouží jako příměstská rekreační oblast.

První sledovanou lokalitou je rybník Pod Mandou. Vlastníkem rybníka jsou LČR s.p., Hradec Králové (zastupované Lesní správou ve Vodňanech). V roce 2000 proběhla revitalizace tohoto rybníka. Cílem bylo posílit hydroakumulační schopnost krajiny a zvýšit její biologickou rozmanitost. Z hlediska rybářských účelů je rybník využíván extenzivně. V okolí rybníka převažuje smrk, olše a dub. Dno je písčito-bahnité. Vodní plocha je 0,08 ha, délka hráze je 47 m a největší hloubka 1,5 m. Po celé délce hráze byl za účelem vytvoření úkrytů pro raky navezen lomový kámen. Dne 7.9. 2001 bylo do rybníka Pod Mandou vysazeno 24 generačních raků říčních (poměr pohlaví 1:1) (Kozák a Policar, 2002). V květnu 2002 bylo na tuto lokalitu dosazeno 30 dospělých označených raků (poměr pohlaví 1:1).

Druhou sledovanou lokalitou je rybník Zlatý. Vlastníkem rybníka jsou opět LČR s.p., Hradec Králové. V roce 2000 proběhla jeho revitalizace za stejným účelem jako u rybníka Pod Mandou. Hospodaření je zde extenzivní. Dno rybníka je písčito- bahnité. Vodní plocha je 0,368 ha, délka hráze je 140 m a největší hloubka 2,4 m. Po celé délce hráze byl za účelem vytvoření úkrytů pro raky navezen též lomový kámen. Dne 7.9. 2001 bylo do rybníka Zlatý vysazeno 48 dospělých jedinců raka říčního (Kozák a Policar, 2002). O rok později v květnu 2002 bylo na tuto lokalitu dosazeno 51 dospělých označených raků (28 samců a 23 samic).

Třetí sledovanou lokalitou je rybník místně označený jako U sudu, který je v soukromém vlastnictví. Rybník je extenzivně využíván, loven je jednou za 5 – 10 let. Hráz a 1 břeh rybníka je tvořen z vyskládaného kamene, po hrázi vede štěrkoasfaltová komunikace. Rybník je ze 3 stran obklopen lesem. Do rybníka bylo v roce 2000 vysazeno 800 kusů ráčat 0+.

Odlovy do vrší

Po provedených reintrodukcích v roce 2002 bylo na jednotlivých lokalitách provedeno vyhodnocení úspěšnosti reintrodukcí pomocí odlovů. Raci byli odchytáváni do vrší typu „Evo“ s návnadou (rybí maso). Vrše

byly straženy ve večerních hodinách a ponechány přes noc. Odlovy probíhaly od měsíce května do září. Celkem bylo vždy na každém rybníku provedeno 9 (na rybníce Pod Mandou 8) odlovů. Na každou lokalitu byly při každém odlovu nastraženy 2 – 4 vrše. Odchytnutí raci byli značeni a opětovně vysazeni. Pomocí značení raků a pomocí opakovaných odchytů byla orientačně stanovena hustota místní populace raka říčního metodou podle Petersena (Ricker, 1975) dle následujícího vzorce:

$$N = M * C / R$$

N ….. velikost populace
M …. celkový počet označených raků, přítomných v nádrži
C ….. celkový počet raků v úlovku
R ….. celkový počet raků označených v úlovku

Výlov rybníka U sudu

V roce 2003 bylo na lokalitě U sudu provedeno dne 8.11. kompletní vypuštění a výlov rybníka. Raci byli při spouštění vody postupně sbíráni podél břehů a umístěni do připravených nádob s čistou vodou. Výlov rybníka s vysbíráním raků trval cca 5 hodin. Raci byli poté roztříděni podle pohlaví a věkové kategorie. U vzorku 33 kusů generačních (3+) samců a samic a tohoročních (0+) ráčat byla zjištěna délka těla a hlavohrudi a hmotnost. Délkohmotnostní parametry generačních samic a samců byly vzájemně statisticky porovnány F-testem a následně t-testem. Rybník byl ponechán na suchu pouze s malým množstvím vody na lovišti a druhý den bylo provedeno dolovení raků. Po opětovném napuštění rybníka byli raci vysazeni zpět.

VÝSLEDKY

Na rybníce Pod Mandou bylo celkem provedeno 8 kontrolních odlovů. Celkem bylo odchyceno 11 raků. Podle značení pocházeli 4 raci z reintrodukce v roce 2001 a 7 raků z roku 2002. Žádný jedinec nebyl odchycen opakovaně, proto nemohla být stanovena velikost místní populace raků podle Petersena. Lze pouze konstatovat, že raci se na této lokalitě vyskytují.

Na rybníce Zlatý bylo celkem provedeno 9 kontrolních odlovů. Dohromady bylo odchyceno 27 raků a z toho byli čtyři raci odchyceni opakovaně (tab. 1). Podle značení pocházelo 18 raků z reintrodukce v roce 2001 a 9 raků z roku 2002. Na základě opětovně odchycených raků bylo možné provést dva výpočty odhadu početnosti populace. Výsledkem výpočtů bylo stanoveno, že populace čítá 48 respektive 30 raků.

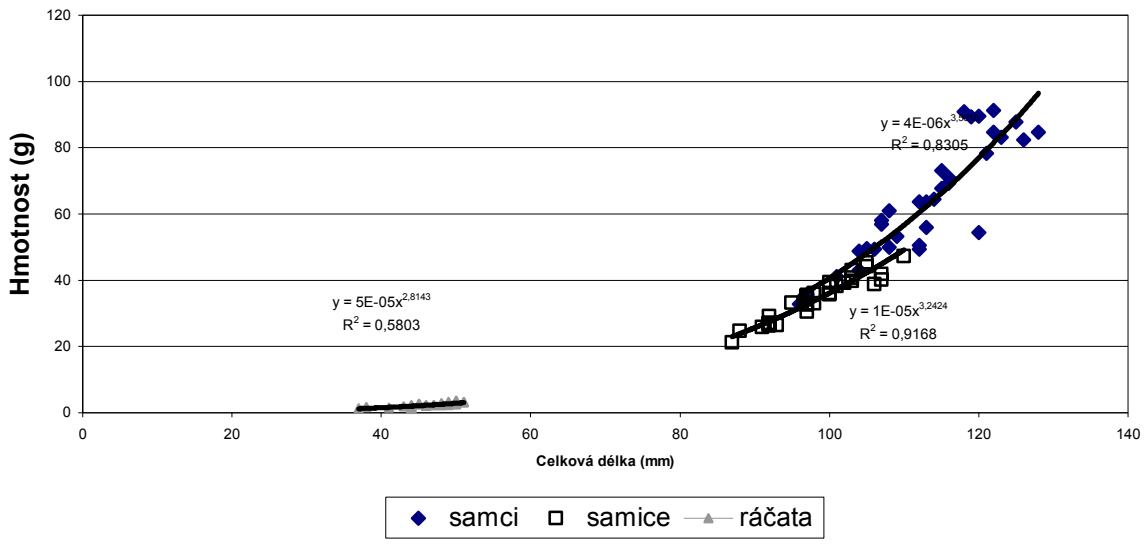
Na lokalitě U sudu bylo celkem provedeno 9 kontrolních odlovů. Odchyceno bylo 10 raků (věk 2+). Z těchto 10 raků byli 3 jedinci odloveni opakovaně. Na základě opětovně odchycených raků bylo možné provést opět dva výpočty odhadu početnosti populace. Výsledkem výpočtů bylo stanoveno, že populace čítá 8 respektive 10 raků.

Tab. 1: Počet raků říčních odchytnutých do vrší na lokalitách Pod Mandou, Zlatý a U sudu v PP Písecké hory (v závorce raci opakovaně odchytnutí)

Datum	Pod Mandou	Zlatý	U sudu
18.5.	-	2	0
3.6.	2	5	0
27.6.	1	0	0
5.7.	0	1	0
6.7.	1	6 (1)	2
20.7.	4	7(3)	4 (1)
19.8.	1	4	0
21.8.	2	1	0
13.9.	0	1	4 (2)
Délka těla (mm)	89 ± 13,3	99 ±11,8	91 ± 5,1
Délka hlavohrudi (mm)	43 ± 7,6	49 ± 5,7	44 ± 2,6
Počet samců/samic	5/6	18/9	8/2

Na lokalitě U sudu byl dne 8.11.2003 proveden kompletní výlov rybníka s dosbíráním raků následující den. Z 800 tohoročních ráčat nasazených na tuto lokalitu v roce 2000 bylo sloveno celkem 188 generačních raků (z toho 78 samců a 110 samic většinou s vajíčky). To znamená přežití 23,5 % z věku 0+ do věku 3+ (generační raci). Dále bylo sloveno 122 tohoročních ráčat (Obr. 1). Dospělí (generační) samci dosahovali průměrné délky těla 113,2 mm ± 8,08 mm (96 – 128 mm), délky hlavohrudi 60,1 mm ± 4,74 mm (50 – 68 mm) a hmotnosti 64,4 g ± 17,06 g (32 – 91 g). Dospělé (generační) samice dosahovaly průměrné délky těla 98,1 mm ± 5,79 mm (87 – 110 mm), délky hlavohrudi 50,0 mm ± 3,22 mm (43 – 57 mm) a hmotnosti 34,4 g ± 6,64 g (21 – 47 g). Byl zjištěn statisticky významný rozdíl v délce a hmotnosti mezi samci a samicemi. Ráčata dosahovala průměrné délky těla 46,0 mm ± 3,27 mm (37 – 51 mm), délky hlavohrudi 22,1 mm ± 1,65 mm (18 – 25 mm) a hmotnosti 2,3 g ± 0,60 g (1,2 – 3,7 g). Z celkového výlovu bylo 8 % generačních raků doloveno až druhý den (5 samců, 9 samic s vajíčky).

Obr. 1: Délkohmotnostní závislost u tříletých samců a samic a ráčat 0+ raka říčního z rybníka U sudu



DISKUZE

Přesnost vyhodnocení úspěšnosti reintrodukce závisí na mnoha faktorech. Podle typu lokality (mělký tok, řeka, rybník, nevypustitelná nádrž) je nutné zvolit metodu odlovu a na ní závisí také přesnost zjištěných dat (Pay a Hirst, 2003). Pro odlov raků je možné použít několik různých metod s ohledem na podmínky lokality, časovou a technickou náročnost a na efektivitu odlovu. Některé metody pro odlov raků shrnuje ve své práci Westman (1991). V současné době nejpoužívanější je odlov do račích vrší. Existuje mnoho typů vrší, od podomácku vyrobených, až po komerčně vyráběné. U vrší je vždy nejdůležitější tvar a délka zaústění a velikost průlezového otvoru. Ten má co nejvíce usnadnit rakům průlez do vrše a naopak co nejvíce znesnadnit únik z vrše ven. K odlovu používají ve Švédsku nejrozšířenější vrše typu „Evo“ (Järvenpää a Leinonen, 1991, cit. Westman, 1991), stejný typ, který jsme použili k odlovu raků i my. Tento typ vrše uvádí Westman (1991) jako nejefektivnější a vhodný k použití i pro experimentální účely. Zároveň, ale uvádí velkou snahu raků unikat z vrše ihned po nažrání ještě týž večer, kdy byly vrše instalovány. Také Holdich a kol. (1999) uvádějí malou schopnost těchto vrší udržet nalovené raky a doporučují jejich častější vybírání. Relativně nízký úlovek raků na 1 vrš mohl být tedy způsoben i jejich únikem z vrší ještě před jejich vybráním, což potvrzují i naše předchozí výzkumy, kdy jsme zjistili překvapivě vysokou schopnost raků uniknout z vrší daného typu (Kozák a kol., 2001). Romaire a Pfister (1983) dosáhli maximálního úlovku na 1 vrš při délce nastražení 6 – 12 hodin, přičemž nebylo pozorováno zvýšení úlovku prodloužením doby nastražení, ale naopak došlo ke snížení úlovku zkrácením této doby pod 6 hodin. Všeobecně je dobře známo, že množství ulovených raků na jednu vrš je ovlivněno nejen typem vrše, ale také denní dobou, teplotou vody a roční sezónou (Hamrin, 1987; Laurent, 1998). Nejvyšší námi zjištěný úlovek byl v měsíci červenci. Autoři (Abrahamsson, 1983; Brown and Brewis, 1979) zjistili největší aktivitu samců i samic v měsíci srpnu. Naproti tomu Policar (1999) uvádí největší úlovky v měsících červnu a říjnu.

Velikost populace raků na určité lokalitě je důležitý parametr, který je ovšem na mnohých lokalitách velice obtížně stanovitelný. V případě, kdy není možno slovit většinu obsádky, například v nevypustitelných nebo obtížně vypustitelných nádržích, je nutné zvolit některou z nepřímých metod stanovení odhadu populace. Jednou z takových metod je metoda odhadu podle Petersena (Ricker, 1975), která jen založená na principu opakovaných odlovů. Tu uvádí Westman a kol. (1999) pro stanovení odhadu populace raků jako ideální.

Nevýhodou metody odhadu populace pomocí odlovu raků do vrší, značení, zpětného vysazení a opakovaného odlovu je výsledek, který vždy podhodnotí velikost populace (Brown a Brewis, 1979; Hogger, 1986; Shimizu a Goldman, 1983). To je zcela v souladu s našimi předchozími zkušenostmi (Kozák, 2001, Kozák a Policar, 2001). Podhodnocený odhad velikosti populace raků pomocí této metody se projevil i ve výsledcích vyhodnocení úspěšnosti reintrodukce raků v PP Písecké hory v roce 2002. Na lokalitě U sudu byla výpočtem odhadnuta populace raků na 8 resp. 10 kusů, zatímco při výlovu rybníka zde bylo celkem sloveno 188 generačních raků. Odhad populace metodou odlovu do vrší nezahrnuje do svého odhadu mladší věkové kategorie, kterých je obvykle v populaci největší početní zastoupení. Literární údaje se rozcházejí v minimální velikosti slovitelných raků do vrší, přičemž uvádějí velikost od 40 do 75 mm (Abrahamsson, 1996; Edsman a Söderbäck 1999; Holdich a kol., 1999; Westman a kol., 1999). V našem případě byla minimální velikost ulovených raků 75 mm.

Výlov rybníka vypuštěním je nejefektivnější způsob odlovu raků. Při výlovu rybníka je možné slovit podstatnou část dané populace raků. Výlov rybníka, kde se raci vyskytují, je však možné provádět pouze 1x za 3-5 let, protože při výlovu jsou poškozovány juvenilní kategorie raků. Při výlovu rybníka U sudu byla slovena

podstatná část populace raka říčního již 1. den. Menší část populace (8 %) bylo sloveno druhý den. Podle předchozích zkušeností se dá předpokládat, že na lokalitě zůstalo několik kusů raků, jejichž část by se dala odlovit opětovným napuštěním a vypuštěním rybníka (Kozák, 2001).

ZÁVĚR

Byla provedena revize 3 lokalit v PP Písecké hory s cílem zjistit úspěšnost předchozí reintrodukce raka říčního. Úspěšná reintrodukce byla potvrzena na všech 3 vybraných lokalitách: rybník Zlatý, Pod Mandou a U sudu. Můžeme konstatovat, že lokality pro reintrodukci byly zvoleny vhodně a dá se předpokládat zdárný vývoj populace raků na těchto lokalitách. Důkazem je počátek reprodukce populace vysazených raků v rybníce U sudu. Byla ověřena spolehlivost metody stanovení velikosti populace raků v rybníce metodou opakovaných odlovů a výpočtem podle Petersena. Tuto metodu je možné na vybraných lokalitách využít, ale je třeba brát odhad jako podhodnocený a spíše řádový.

SOUHRN

Cílem této práce bylo vyhodnocení úspěšnosti reintrodukce raka říčního (*Astacus astacus*) na 3 vybraných lokalitách v PP Písecké hory, na které byli raci vysazeni v roce 2001 a 2002. Na každém z rybníků Pod Mandou, Zlatý a U sudu bylo v průběhu roku 2002 provedeno celkem 8 - 9 kontrolních odlovů do vrší se značením odchycených raků. Na všech lokalitách byl výskyt raků potvrzen. Na lokalitě U sudu byl dne 8.11.2003 proveden kompletní výlov rybníka a vysbírání raků. Z 800 tohoročních ráčat nasazených na tuto lokalitu v roce 2000 bylo sloveno celkem 188 generačních raků (23,5 %) (z toho 78 samců a 110 samic většinou s vajíčky). Dále bylo sloveno 122 tohoročních ráčat. Dospělí (generační) samci dosahovali průměrné délky těla 113,2 mm ± 8,08 mm (96 – 128 mm), délky hlavohrudi 60,1 mm ± 4,74 mm (50 – 68 mm) a hmotnosti 64,4 g ± 17,06 g (32 – 91 g). Dospělé (generační) samice dosahovaly průměrné délky těla 98,1 mm ± 5,79 mm (87 – 110 mm), délky hlavohrudi 50,0 mm ± 3,22 mm (43 – 57 mm) a hmotnosti 34,4 g ± 6,64 g (21 – 47 g). Byl zjištěn statisticky významný rozdíl v délce a hmotnosti mezi samci a samicemi. Ráčata dosahovala průměrné délky těla 46,0 mm ± 3,27 mm (37 – 51 mm), délky hlavohrudi 22,1 mm ± 1,65 mm (18 – 25 mm) a hmotnosti 2,3 g ± 0,60 g (1,2 – 3,7 g).

Poděkování

Tato práce byla provedena za finanční podpory MZe grantu NAZV QF3028, výzkumného záměru MSM 126100001 a dále OÚ Písek.

LITERATURA

Abrahamsson, S., 1983. Trappability, locomotion, and diel pattern of activity of the crayfish *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* Dana. Freshwater crayfish, 5:239-253.

Abrahamsson, S., 1996. Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linné. OIKOS 17, 1:96-107.

Brown, D. J., Brewis, J. M., 1979. A critical look at trapping as a method of sampling a population of *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) in a mark and recapture study. Freshwater Crayfish, 4:159-163.

Edsman, L., Söderbäck, B., 1999. Standardised sampling methodology for crayfish – The Swedish protocol. Freshwater Crayfish, 12:705-713.

Hager, J., 1996: Edelkrebse. Leopold Stocker Verlag, Graz, 128 s.

Hamrin, S. F., 1987. Seasonal crayfish activity as influenced by fluctuating water levels and presence of a fish predator. Holarctic ecology, 10(1):45-51.

Hogger, J. B., 1986. A report of the first introductions of *Pacifastacus leniusculus* into the UK. Freshwater crayfish, 6:134-145.

Holdich, D. M., Gydemo, R., Rogers, D. W., 1999. A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. In: Gherardi, F., Holdich, D. M. (eds.), Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield:245-270.

Kozák, P. & Policar, T., 2001: Monitoring výskytu raka říčního v CHKO a NP Šumava. 2001, Ve: Mánek, J. (ed.): Sb. referátů z konference Aktuality šumavského výzkumu, Vimperk, s. 188 – 192

Kozák, P., 2001: Stanovení odhadu populace raka signálního v experimentálním rybníce třemi různými metodami. Bulletin. VÚRH JU, 3: s. 116 – 123.

Kozák, P., Policar, T., 2002: Reintrodukce raka říčního (*Astacus astacus*) v jižních Čechách v letech 2000 – 2001. Ve: Vykusová, B. (red.): Sb. referátů z konference Produkce násadového materiálu ryb a raků , Vodňany, s. 56- 62.

Kozák, P., Stupka, Z., Hamáčková, J., 2001: Vyhodnocení únikovosti raků z odchytových pastí (vrší). Bulletin. VÚRH JU, 3: s. 124 – 128.

Laurent P.J., Nicolas J., Paris L., 1993. Five years of action in Lorraine nad Morvan (France) to restore the noble crayfish, *Astacus astacus.* Freshwater Crayfish, 9: 380-389.

Laurent, P. J., 1998. *Austropotamobius pallipes* and *A. torrentium*, with observations on their interaction with other species in Europe. In: D. M. Holdich a R. S. Lowery (eds.), Freshwater crayfish: biology, management and exploitation. London: Croom Helm (Chapman a Hall):341-364.

Pay, S., Hirst, D., 2003: A monitoring protokol for white-clawed crayfish in the UK. In: Holdich, D.M., Sibley, P.J. (eds.), Management & Conservation of Crayfish. Proceedings of conference held on 7th November, 2002. Environment Agency, Bristol, 39 – 63.

Policar, T. 1999: Vliv ročního období na složení úlovků raka říčního (*Astacus astacus* L.). Bulleten VURH, 3: 123 – 126.

Ricker, W. E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of Fisheries Research Board of Canada, 191:1-382.

Rogers W.D., Holdich D.M., 1995. Conservation and management of crayfish in Britain. Freshwater Crayfish, 10: 92-97.

Rogers W.D., Holdich D.M., 1997. New legislation to conserve the native crayfish in Britain – will it work?. Freshwater Crayfish, 11: 619-626.

Romaire, R. P., Pfister, V. A., 1983. Effects of trap density and diel harvesting frequency on catch of crawfish. North American Journal of Fisheries Management, 3:419-424.

Shimizu, J. S., Goldman, C. R., 1983. *Pacifastacus leniusculus* (Dana) production in the Sacramento river. Freshwater crayfish, 5:210-228.

Westman, K., 1991. The crayfish fishery in Finland – its past, present and future. Finnish Fisheries Research, 12:187-216.

Westman, K., Savolainen, R., Pursiainen, M., 1999. Development of the introduced North American signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), population in small Finnish forest lake in 1970 – 1997. Boreal environment research, 4:387-407.

Adresy autorů:

Ing. ***Pavel Kozák***, Ph.D., Ing. ***Tomáš Policar***, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Vodňany, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany. kozak@vurh.jcu.cz

Jiřina Růžičková, Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie ve Vodňanech, Zátiší 480/II, 389 19 Vodňany.

POZNÁMKY K VÝSKYTU RAČÍHO MORU V POLSKU
Some notices on the incidence of crayfish plague in Poland

WŁASOW T., BERNAD A., KRZYWOSZ T., HUL M.

Abstract

The crayfish plague was detected in two from 17 samples of narrow clawed crayfish. The material (274 specimens) was obtained from lakes, crayfish farms and rivers of the northern and south-eastern part of Poland during autumn 2000 and 2001. The outbreak of plague took place on the crayfish farms. There was neither rapid mortality nor behavioral disturbances typical for crayfish plague. The presence of Aphanomyces astaci the plague fungus was discovered in 13% and 44% of examined animals from the first (southern) and the second (northern) sample respectively. The southern incidence of plague was accompanied with bacteremia caused by Pseudomonas fluorescens (muscles), Aeromonas hydrophila (muscles, hepatopancreas) and A. caviae (muscles, hepatopancreas). The infection of Saprolegnia occurred in the second sample. Data on other bacteria, fungi, Cothurnia variabilis, C. gracilis, Epistylis chrysemydis, Psorospermium haeckeli, are presented.

Klíčová slova: račí mor, rak bahenní, rybník, Polsko
***Key words**: crayfish plague, narrow clawed crayfish, pond, Poland*

ÚVOD

Nutným prvkem našich výzkumů ochrany a obnovy populací raků bahenních, prováděných pracovníky Ústavu sladkovodního rybářství (oddělení ochrany prostředí a rybářství) Warminsko-Mazurské univerzity v Olštýně a Ústavu veterinární hygieny v Olštýně, byla analýza zdravotního stavu raků. V souladu s v Polsku platnými předpisy (BN-73) je nezbytné hodnocení zdravotního stavu raků používaných k reprodukci nebo k vysazení do přirozených stanovišť. Prevence chorob raků spadá pod okresní péči Laboratoře chorob ryb Ústavu veterinární hygieny – Státní veterinární inspekci dohlížející na račí farmy. V chovech je zakázáno mísení raků pocházejících z různých vod. Norma BN-73 přikazuje, aby raci určení k vysazení pocházeli z chovných nebo přirozených vod, v nichž se v průběhu minimálně poslední tří let nevyskytovaly nemoci raků. Z nich je hlavně míněn račí mor, dále „skvrnitost" (plísňové onemocnění krunýře) a tzv. porcelánová nemoc (vyvolaná mikrosporidiemi). Předpisy (BN-73) obracejí pozornost i na výskyt plísní na krunýři a na přítomnost *Branchiobdella* a na celkovou kondici raků.

Direktivy Evropské unie uvádějí pouze račí mor vyvolaný parazitem *Aphanomyces astaci* jako skutečně vážné onemocnění raků (Daelman, 1996). Podle rukověti diagnostiky chorob zvířat vydané Mezinárodním úřadem pro epizoocie OIE (Diagnostic Manual OIE 2000) kromě račího moru neexistuje jiná kategorie chorob, vyjma znečištění, která by působila masivní úhyn raků a nedotkla se jiné fauny téhož vodojemu. Podle Kossakowského (1973) je velmi často úhyn raků v různých oblastech Polska připisován račímu moru, skutečná příčina je však stanovena jen zřídka.

Z našich sledování několika desítek vzorků raka říčního *Astacus astacus* L. a raka bahenního *Astacus leptodactylus* Esch. ze severního a jihovýchodního Polska vyplývá, že nejčastěji se vyskytuje invaze Branchiobdella u obou druhů a onemocnění vyvolané mikrosporidiemi (porcelánová nemoc) u raka říčního (Bernad a kol., 2001). Cílem naší práce je předložení výskytu račího moru potvrzeného v době sledování zdravotního staku raka bahenního v letech 2000 a 2001.

MATERIÁL A METODIKA

Celkem bylo vyšetřeno 274 kusů raka bahenního *A leptodactylus* Esch. ze 17 vzorků odebraných na podzim 2000 a 2001 z jezer Warmijské a Mazurské oblasti, z rybníků (7 vzorků z Warmie a Mazur a 1 ze středního Polska) a 2 vzorky z řek v jihovýchodním Polsku (tab. 1). Provedeno bylo klinické a patologicko-anatomické vyšetření. Analyzována byla přítomnost parazitů a epibiontů. Bakteriologicky byly vyšetřeny vzorky svaloviny a hepatopakreatu. Bakteriologické analýzy byly prováděny za použití následujících médií: sheep blood agar, tryptose soy agara, Ordal medium, Kings B agar, MacConkey agar v modifikaci Henriksena. Výsevy na destičkách byly inkubovány po dobu 48 hodin při teplotě 25±1 °C. Izoláty bakterií byly určovány do rodů a druhů při použití biochemického analyzátoru Api 20 E a Api 20 NE (Bio Merieux).

K mykologickým výsevům byl materiál odebírán ze svaloviny a z podezřelých míst krunýře. Z odebraného materiálu byly připraveny preparáty, které byly sledovány pod světelným mikroskopem. Jako médium pro mykologické šetření byl použit Sabouraud a glucose peptone agar Bengal rouge podle Martina s přídavkem antibiotik. Destičky byly inkubovány 7-10 dní při teplotě 25±1 °C. U narostlých plísní byla mikro- i makroskopicky hodnocena morfologie buněk za pomoci světelného mikroskopu. Kvasinky byly identifikovány pomocí testu Api Candida a Api 20 C AUX (Bio Merieux). Při analýze *Aphanomyces astaci* byla využita metoda popsaná v Diagnostic Manual OIE (2000).

Tab.1: Biometrické údaje raků použitých v práci
Biometrics of the examined crayfish

Místo odběru vzorků	N	Celková délka (cm) Průměr (min.-max.)	Hmotnost (g) Průměr (min.- max.)
1. Jezero Dąbrowa Wielka 1.	20	12,5 (8,6 – 18,5)	68,9 (23,9 – 151,8)
2. Jezero Piekiełko 1.	30	11,8 (9,9 - 14,5)	52,3 (28,2 – 104,0)
3. Jezero Mutek 2.	30	10,9 (8,5 - 14,5)	43,9 (6,5 – 93,6)
4. Jezero Dąbrowa Wielka 2.	12	13,4 (12,3- 15,2)	65,1 (47,7- 91,0)
5. Jezero Piekiełko 2.	12	11,6 (5,6 - 13,7)	65,8 (5,6 - 95,3)
6. Jezero Dąbrowa Wielka 3.	9	12,8 (11,5 -14,0)	54,1 (41,1- 62,7)
7. Jezero Mutek 2.	6	12,8 (11,1- 15,0)	76,5 (44,0-129,6)
8. Rybník Gal 1. (W-M)	16	12,8 (9,2- 14.6)	71,3 (29,1-127,0)
9. Rybník Gal 2. (W-M)	19	10,6 (7,9-15,3)	44,6 (16,1-120,1)
10. **Rybník nr 7 Kieleckie**	15	12,7 (10,8-14,0)	62,8 (37,5 - 88,7)
11. Rybník Dgał (W-M)	11	12,3 (9,8-14,7)	50,5 (23,9-82,2)
12. Rybník Iwa 1. (W-M)	15	11,2 (9,4-13,3)	50,0 (21,8-87,8)
13. Rybník Gal 3. (W-M)	15	11,9 (8,4-15,7)	60,3 (16,0-158,6)
14. Rybník Iwa 2. (W-M)	18	9,8 (3,7-16,2)	41,0 (1,2 - 141,4)
15. **Rybník Iwa 3**. (W-M)	9	14,3 (11,5-17,1)	97,8 (50,3-152,9)
16. ř. Tysmienica	19	10,4 (9,5-11,5)	31,3 (20,0-44,8)
17. ř. „Zalew”	18	11,9 (10,0-14,1)	54,5 (29,9-91,4)

(W-M) - region Warmia a Mazury

VÝSLEDKY

Výskyt račího moru byl potvrzen ve vzorcích č.10 a č.15 (tab.1). Vzorek č.10 pocházel z rybníku (0,3 ha, obsádka 1000 kg) z hospodářství ležícího blízko středu Polska, chov raků byl zlikvidován. Zdroj nákazy nebyl dostatečně určen. Úhyn neprobíhal rychle, proto nebylo podezření na onemocnění račím morem. Část vyšetřovaných raků (4 kusy z 15) byla v dost dobré kondici, většina však byla slabá. Výskyt *Aphanomyces astaci* byl potvrzen u 2 jedinců. Spory *Psorospermium haeckeli* Hilgd. se vyskytovaly u 4 raků pod krunýřem i na žábrách. Žábry byly velmi silně znečištěné (u 6 ks z 15) nebo silně znečištěné (4/15) detritem. U všech raků byl potvrzen na žábrách výskyt *Cothurnia variabilis* Kelicott a *C. gracilis* Kent (Vaginocolidae) v množství od několika kusů až do střední hustoty. Nebyly nalezena ani vývojová stadia ani dospělci *Branchiobdella*, avšak na žábrách byl potvrzen výskyt jedinců *Aelosoma* (Oligochaeta).

Ze vzorků svaloviny 6 raků byly izolovány velmi početné kolonie bakterií *Pseudomonas fluorescens*, *Aeromonas hydrophila* a středně početné kolonie *A. caviae*. Z hepatopankreatu byly izolovány velmi početné kolonie *A. hydrophila* a nepočetné kolonie *A. caviae*. Ze změněných částí krunýře byly zjištěny plísně rodu *Aspergillus*, *Penicillium*, *Cladosporidium* a *Saprolegnia*. Ve vzorcích svaloviny (nekrotické změny) byly určeny plísně rodu *Trichosporon*, *Leptomis* a *Cladosporidium*.

Druhý případ račího moru byl nalezen v severovýchodní části Polska v rybničním hospodářství (vzorek č.15). Z provedených šetření vyplynulo, že bazén, v němž byly raci přechováváni, byl napájen vodou z řeky, v níž se nalézali raci pruhovaní. Úhyn nebyl rychlý, pozorován byl při teplotě vody 4 °C na počátku prosince 2001. Původce račího moru byl diagnostikován u 4 ze 9 vyšetřovaných raků. Stadium projevující se plísněmi kolem očních stopek bylo pozorováno u největších raků. Všichni vyšetřovaní raci byli značně oslabeni vlivem zanesených žaber. Na žábrách všech raků se velmi silně vyskytovali *Cothurnia variabilis*. Pozorováno bylo osídlení jemných částí krunýře i vajíček plísní *Saprolegnia* (obr. 1, 2). Pozornost vzbuzovalo i silné zarůstání krunýře koloniemi *Epistylis chrysemydis* Bishop and Jahn (obr. 3). Tyto kolonie se vyskytovaly u menších raků nenapadených *Aphanomyces*. U 2 z 9 vyšetřovaných raků byly potvrzeny ojedinělé spory *Psorospermium*.

Obr. 1: Saprolegnióza u samic raka bahenního
Saprolegniosis in females of narrow clawed crayfish

Obr. 2: Vajíčka raka infikovaná (zvětšení) *Saprolegnia*
Crayfish eggs infected (bigger) with Saprolegnia

Obr. 3: Epibiontní nálevník *Epistylis chrysemydis* u raka bahenního
Epibiont ciliate Epistylis chrysemydis in narrow clawed crayfish

Ze svaloviny 5 raků z 9 vyšetřovaných byly vykultivovány nepočetné kolonie bakterií *Pseudomonas fluorescens*. Velmi četné kolonie bakterií Aeromonas hydrophila byly izolovány ze svaloviny i hepatopankreatu 2 kusů, včetně raka infikovaného račím morem. Nepočetné až početné kolonie *Enterobacter aerogenes* a *Pseudomonas putrefaciens* byly izolovány ze svaloviny i hepatopankreatu. Mykologické vyšetření svaloviny prokázalo u 2 raků přítomnost plísní rodu *Aspergillus* a *Penicillium*. Kvasinky rodu *Rhodotolura* byly potvrzeny pouze u 1 kusu. Ze stěrů krunýře jednoho raka byly izolovány nepočetné kolonie plísní rodu *Fusarium* a *Altenaria*.

DISKUSE A ZÁVĚR

Rak bahenní je považován za druh méně vnímavý k račímu moru ve srovnání s rakem říčním (Kossakowski, 1979; Cerenium a kol., 2002). Možná je to spojeno i s vyšší tolerancí tohoto druhu k nepříznivým podmínkám prostředí. Významným faktorem v průběhu račího moru jsou i další patogeny a epibionty. U raka signálního, pocházejícího ze Severní Ameriky, invaze *Psorospermium* snižuje odolnost k působení plísní *Aphanomyces astaci* – původci moru (Gedymo, 1992). V naší práci byl račí mor diagnostikován u raků bahenních napadených *Psorospermium hackeli*.

Oba případy moru se týkaly raka bahenního z rybničních hospodářství. Byly charakterizovány nízkými úhyny a slabými klinickými příznaky. Pozorováno bylo oslabení raků, spojené se stavem žaber. V obou případech byly žábry silně zanesené a osídlené rodem *Cothurnia*. Tento rod není parazitický a jako epibiontní se vyskytuje u čeledi Cambaridae a Astacidae v žaberním prostoru (Fernandez-Leborans a Tato-Porto, 2000). Avšak masivní výskyt *Cothurnia astaci* doprovázel i vyhynutí raka říčního ve Wloszech (Stiller, 1971). Ve volných vodách *Cothurnia* často nevyskytuje, u raka signálního byla nalezena v jednom z finských jezer v malém počtu u 33 % vyšetřených raků (Kirjavainen a Westman, 1999). Další epibiont *Episthylis chrysemydis* byl lokalizován na krunýři menších raků nenapadených původcem račího moru. Vyšetřený materiál není tak rozsáhlý, aby umožňoval provedení závěrů. Podobně silné napadení krunýře zdravého raka říčního a signálního pozoroval Adámek (2003) při sledování dynymiky výskytu tohoto nálevníka.

Při porovnání obou případů račího morů u vyšetřených raků bahenních je možno hodnotit případ z jihu Polska (č.10) jako společný výskyt račího moru a silnou bakteriózu vyvolanou *Pseudomonas fluorescens* (svalovina), *Aeromonas hydrophila* (hepatopankreas) a *A. caviae* (svalovina i hepatopankreas). Ve vzorku ze severního Polska se současně s račím morem vyskytovalo i zaplísnění měkkých částí krunýře a vajíček.

Ve většině případů onemocnění raků se jedná o více příčin, přitom v podmínkách vhodných pro infekci jsou raci napadáni patogenními bakteriemi i plísněmi (Vey, 1981). Současné výzkumy ukázaly, že silné napadení žaber rodem *Cothurnia* může být příčinou oslabení raků, které umožňuje další infekci. Autoři vycházejí ze zkušeností Cerenius a kol. (2002), že interakce *Aphanomyces astaci* s dalšími patogenními činiteli raků je málo známa a vyžaduje další šetření.

Poděkování

Předložená práce vznikla v rámci řešení projektu 522-0804-205- UWM w Olsztynie a projektu nr 3 P04 F07223 KBN, Polsko.

LITERATURA

Adamek Z., 2003. Kolonizace krunýře říčního (*Astacus astacus)* a signálního (*Pacifastacus leniuscululus)* epibiontními nálevníky *Epistylis chrysemydis*. Zoologické Dny Brno, 2003.Sborník abstraktů z konferencje 13. - 14. 02.2003.:23.Eds.: J. Bryja, J. Zukal.

Bernad A., Własow T., Sobczak J., 2001. Ocena stanu zdrowotnego raków słodkowodnych w odniesieniu do normy BN -73/ 9147 -17. Biul. Nauk. UWM, 13: 157 -158.

BN-73, 1973.Norma branżowa. Raki hodowlane. Materiał obsadowy raków. BN-73/ 9147. Dz. Norm. i Miar nr 31/1973, poz. 98.

Cerenius L., Laurent P., a Edsman L., 2002. Protection of natives in a plague situation. Bull. Fr. Pêce Piscic. 367: 909-910.
Dealman W., 1996. Animal health and the trade in aquatic animals within and to the European Union. Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz., 15, 2: 711-722.
Diagnostic Manual OIE, 2000. Diagnostic Manual for Aquatic Animal Diseases. 4.2.4 Crayfish plague. OIE Paris, pp. 227-230.
Fernandez -Leborans G. a Tato-Porto M.L., 2000.A review of the species of protozoan epibionts on Crustaceans. I. Peritrich ciliates. Crustaceana, 73,6 :643-683.
Gydemo R., 1992. Crayfish diseases and management - the need for knowledge. Finnish Fish. Res. 14: 119 – 124.
Kirjavainen J. a Westman K., 1999. Natural history and development of the introduced signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in small, isolated Finnish lake, from 1968 to 1993. Aquqt. Living Resour. 12, 6:387-401.
Kossakowski J., 1973.The freshwater crayfish in Poland. A short review of economic and research activities. In: Freshwater crayfish. (Ed. S. Abrahamsson), Lund, 18-26.
Stiller J., 1971. Szájkoszorús csillósok – Peritricha. Fauna Hungarica, 105, 11: 1- 245.
Vey A., 1981.Les maladies des écrevisses, leur reconnaissance et la surveillance sanitaire des populations astacicoles. Bull. Fr. Pêche Piscic., 281: 223 -236.

Adresa autorů
Dr hab. ***Teresa Własow***, prof. UWM, Zakład Genetyki Ewolucyjnej, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, Uniwersytet Warmińsko- Mazurski w Olsztynie, Ul. Oczapowskiego 5, 10-718 Olsztyn – Kortowo, Polska. tewlasow@uwm.edu.pl
Mgr inż. ***Alicja Bernad***, Zakład Higieny Weterynaryjnej, P. I. Wet., ul. Warszawska 70, 10 -719 Olsztyn
doc. dr hab. ***Tadeusz Krzywosz***, Z. Gospodarki Jeziorowej, IRS, ul. Rajska 5, 11-500 Giżycko
dr ***Maria Hul***, Zakład Ekologii i Hydrobiologii, Wydział O. S. i Rybactwa UWM w Olsztynie, ul. Oczapowskiego 5, Polska

AMINOPEPTIDASY VAJÍČEK RAKA PRUHOVANÉHO *Orconectes limosus (Raf)*
Aminopeptidases of eggs of spiny-cheek crayfish Orconectes limosus (Raf)

BEČKOVÁ P., KOZÁK P., BARTHOVÁ J., BARTH T.

ABSTRACT

Five aminopeptidase were detected in the ripening eggs of crayfish *Orconectes limosus (Raf)*. These enzymes were found using different chromogenic substrates, aminoacyl-p-nitroanilides (Tyr-, Ala-, Leu-, Gly-, and Arg-p-nitroanilides). The specific activity of these enzymes significantly increased in the period of two weeks, shortly before the hatching. The significance of these enzymes in the process of ripening and hatching is the subject of further investigation.

ÚVOD

Po více jak desetiletí sledujeme u oplodněných rybích jiker hladiny některých hydrolytických enzymů, které jak se ukázalo procházejí obalem jikry do vnějšího prostředí (Anzenbacherová a kol., 1994). I když o důvodu uvolňování enzymů do vodního okolí se dá zatím jen spekulovat, ukázalo se v případě jiker lína obecného, že jeden z hydrolytických enzymů, alaninaminopeptidasa, je součástí vitellogeninu, zásobní bílkoviny jikry (Kronovetr a kol., 2000). Rozšířili jsme v tomto ohledu studium raččích vaječných enzymů a přinášíme prvé výsledky o výskytu aminopeptidas uvnitř oplodněných vajíček raka pruhovaného.

Rak pruhovaný *Orconectes limosus* pochází ze Severní Ameriky a do Evropy byl prvně vysazen r.1890 na hranici Německa a Polska blízko pobřeží Baltu (Leńkowa, 1962), později i do Francie. Z těchto míst začala úspěšná invaze tohoto druhu po celé Evropě. Rak pruhovaný byl do dnešní doby zjištěn v 16 evropských zemích (Holdich, 1998), včetně ČR (Kozák a kol., 2003). Rak pruhovaný *O. limosus* je relativně malého vzrůstu, největší exempláře však mohou délkou těla bez klepet přesáhnout již ve 4. roce života 100 mm (Krzywosz,1994). Na rozdíl od našich druhů raků rychleji rostou a velice brzy pohlavně dospívají. K oplodnění dochází na rozdíl od našich raků uvnitř těla samice. Také zárodek se převážnou dobu vyvíjí uvnitř. Teprve na jaře asi měsíc před líhnutím samička upevňuje vajíčka na pleopody a vývoj zárodku se dokončuje vně těla (Hager, 1996).

MATERIÁL A METODIKA

Raci byli drženi v akváriích s úkryty. Teplota vody simulovala průběh teploty vody v přirozených podmínkách. Ke kladení vajíček došlo v rozmezí od 29.3. do 8.4. 2003. Odběr byl proveden od 3 samic - 3 odběry od každé samice. První odběr byl proveden 1 – 3 dny po nakladení, další pak v týdenních intervalech. Odebraná vajíčka byla uložena do suchých epruvet a ihned zamražena.

Příprava extraktu. Deset kusů vajíček raka pruhovaného bylo mechanicky homogenizováno v 1 ml 0,02M Na-fosfátovém pufru pH 7,5 při laboratorní teplotě. Homogenát byl centrifugován při 10 000 ot.min^{-1}, supernatant slit a zamražen.

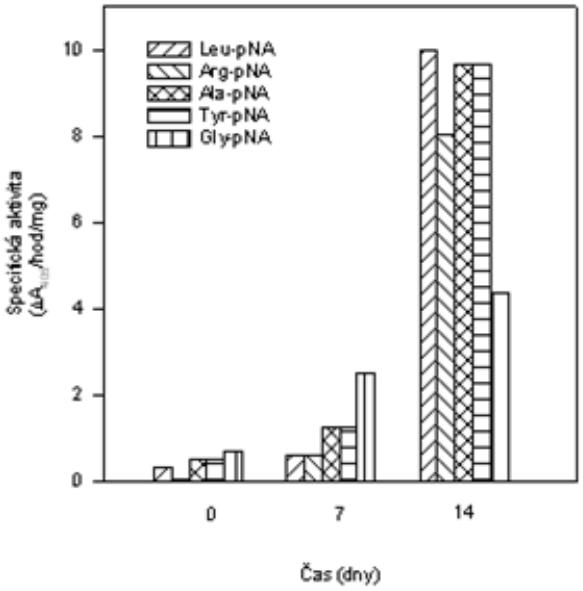
Stanovení aktivit aminopeptidas. Chromogenní substráty leucyl-p-nitroanilid (Leu-pNA), arginy—p-nitroanilid (Arg-pNA), alanyl-p-nitroanilid (Ala-pNA), tyrosyl-p-nitroanilid (Tyr-pNA) a glycyl-p-nitroanilid (Gly-pNA) byly připraveny v Ústavu organické chemie a biochemie AV ČR. Zásobní roztoky substrátů 0,5 mM byly uchovávány v temnu a chladu v 5% dimethylformamidu.

Smícháno bylo 0,5 ml roztoku substrátu, 1,5 ml 0,02M fosfátového pufru pH 7,5 a 0,05 ml extraktu a okamžitě sledována změna absorbance roztoku při 405 nm (detekce vznikajícího p-nitroanilinu) v časovém úseku 0 až 48 hodin. Samovolný rozpad substrátu byl monitorován ve slepém pokusu a naměřené hodnoty byly odečteny od experimentálních. Aktivita enzymu byla vyjadřována jako změna absorbane při 405 nm za jednu hodinu (teplota 20°C, pH 7,5). Vztažením aktivity na 1 mg proteinů byla vypočítána specifická aktivita aminopeptidas.

Stanovení bílkovin bylo prováděno methodou Bradfordové (1976).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Naše předchozí studie byla věnována studiu enzymů obsažených ve zrajících vajíčkách raka říčního a signálního, a to jak enzymům procházejícím z vajíček do vnějšího prostředí, tak těm uvnitř vajíček (Barth a kol., 2003). Jedním ze závěrů bylo, že endopeptidasové aktivity vajíček raka jsou velmi nízké, na druhé straně však byly zjištěny výrazné aktivity exopeptidas, jak uvnitř vajíček, tak v okolním prostředí. V této studii jsme se soustředili na detekci vybraných aminopeptidas v oplodněných vajíčkách raka pruhovaného, která jsou v závěrečné fázi dozrávání. Změny aktivit pěti aminopeptidas ve vajíčkách v období dvou týdnů od nakladení ukazuje obr. 1. Specifická aktivita všech sledovaných aminopeptidas se v tomto období zvyšovala. Role těchto enzymů v procesu dozrávání vajíček není zatím jasná. Nepředpokládáme, že se podílejí na narušování obálky vajíčka. V tomto procesu hrají roli spíše endopeptidasy. Předpokládáme spíše, že enzymy mají za úkol mobilizaci zásobních bílkovin vajíčka případně ochranu povrchu vajíčka před pathogeny.



Obr. 1 Specifická aktivita aminopeptidas ve zrajících vajíčkách raka pruhovaného

SOUHRN

Ve vajíčkách raka pruhovaného byla v období před líhnutím detekována přítomnost pěti aminopeptidas. S blížícím se termínem líhnutí se enzymová aktivita výrazně zvyšovala. Podobně jako u jiných druhů raků či zrajících jiker řady druhů ryb je o funkci těchto enzymů v procesu zrání vajíček jenom spekulováno.

LITERATURA

Anzenbacherová, E., Barth, T., Barthová, J., Hamáčková, J., Kouřil, J., 1994: The peptidases leaking out of the fertilized Fish eggs. In: Measures for success, Oostende: European Aquaculture Soc., Bordeaux, Aquaculture, 137-138.

Barth, T., Barthová, J., Hauzerová, L., Kouřil, J., Hamáčková, J., Kozák, P., Bečková, P., 2003: A leakage of aminopeptidases from maturing fish and crayfish eggs. In Enzymes in the Environment:Activity, Ecology and Application (Ed Dick) Praha, Icaris Ltd.: 48.

Bradford, M.M., 1976: A rapid and sensitive method for the quantification of microgrammes quantities of proteins utizing the principle of protein-dye binding. Analytical Biochemistry 72, 248-254.

Hager J., 1996: Edelkrebse. Leopold Stocker Verlag, Graz, Stuttgart, 128 p.

Holdich, D.M., 1998: Inventory of crayfish in European waters. *Crayfish News*, 21(1): 6-9.

Kozák, P., Policar, T.,Ďuriš, Z., 2003: Migration capacity of spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) whan passing trought a hydropower plant fishpass on Elbe River and assessment of its seasonal activity and accurence in the Czech Republic. In. European native crayfish with a special focus on *Astacus astacus*: linking socioekonomics and conservation. Craynet meeting, September 2003, Halden, Norway, s.7.

Kronovetr J., Barthová J., Barth T., Ryšlavá H., 2000: Purification and characterization of a vitellogenin derived aminopeptidase from rainbow trout eggs. Coll. Czech Chem. Commun. 65,1198-1204.

Leńkowa A., 1962: Badania nad przyczynami zaniku, sposobami ochrony i restytucja raka szlachetnego *Astacus astacus* (L.) w zwiazku z rosprzesrzenieniem sie raka amerykańskiego *Cambarus affinis* Say. *Ochrona przyrody,* 28: 1-38.

Krzywosz T., 1994: Introdukcja raka sygnalowego, *Pacifastacus leniusculus* Dana, do wód Polski. *Roczniki P.Z.W.*, 7: 81-93.

Adresy autorů:

Petra Bečková, Bc., Katedra biochemie Př.F.UK, Albertov 2030, 128 40 Praha 2

Ing. ***Pavel Kozák***, Ph.D., Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, 389 25 Vodňany, kozak@vurh.jcu.cz

Doc. RNDr.. ***Jana Barthová***, Csc., Katedra biochemie Př.F.UK, Albertov 2030, 128 40 Praha 2, barthova@natur.cuni.cz

RNDr. ***Tomislav Barth***, DrSc., EurChem., Ústav organické chemie a biochemie AV ČR, Flemingovo 2, 166 10 Praha 6, barthtom@yahoo.com

POZNÁMKY K TERMINOLOGII OZNAČUJÍCÍ PŮVOD VÝSKYTU RYB A MIHULÍ

Notes on terminology designating of origin of the occurence in fishes and lampreys

HANEL L.

Abstract

With respect of origin of the occurence of fishes and lampreys within the territory of the Czech Republic are discussed terms autochthonous (native, indigenous), alochthonous and exotic. On the basis of terminal and zoogeographical points of view are recommended Czech terms corresponding with terms mentioned above. There are four basic groups of our fishes and lampreys with respect of origin of the occurence:
1/ autochthonous (native, indigenous) species with present occurence (e.g. brook lamprey, brown trout, roach, perch, volga pikeperch)
2/ autochthonous (native, indigenous) extinct species (e.g.sea lamprey, flounder)
3/ alochthonous (exotic) species with present occurence (e.g. rainbow trout, brown bullhead)
4/ alochthonous (exotic) extinct species (e.g. charr, smallmouth bass)
Some new species of fishes expanded in Central Europe are expected in a close period of time in the territory of the Czech Republic. They are classified in the category "fishes with potential occurence" (e.g. bighead goby).

U ichtyofauny České republiky se setkáváme s potřebou blíže specifikovat původ jednotlivých druhů s ohledem na jejich zoogeografické rozšíření a původ výskytu. Především je nutno se seznámit se základními termíny. Prvním z nich je **autochton (autochtonní).** Termín "autochthonous" je v latinsko-českém slovníku překládán jako "*prapůvodní obyvatelé"* (Kábrt a kol. 2000). Předpona "auto-" označuje "sám, sebe-, vlastní, týž", "chthón" znamená "země" (Svoboda a kol. 1983, Petráčková a Kraus 1997, Kol.autorů 2000).

Již Rieger (1860) vysvětluje termín "autochthon" jako *"tuzemec, říká se o národech nepřestěhovalých, ale v zemi své od nepaměti bydlících = lat. aborigines"*. Výraz "autochthón" nalezneme též v Ottově slovníku naučném (Kol.autorů 1888), kde je vysvětlen jako "*zrozený v zemi samé, domorodý"*. Někdy je používán také ekvivalent "starousedlík" (Havránek a kol. 1971). Nutno poznamenat, že zmíněné výrazy se používají nejen v biologii (mikrobiologii), ale také např. v lékařství, antropologii, geologii a archeologii (Stehlík a kol. 1966, Odum 1977, Valach, Kábrt 1982, Svoboda a kol. 1983, Petránek 1993, Novotná 2001).

"Autochton**"** je "*biologický druh nebo jiná taxonomická skupina, která se vyskytuje v místě svého vzniku, vývoje a původního rozšíření"* (Kol.autorů 2000), podobné definice nacházíme u Stehlíka a kol. 1966, Rejmerse (1980), Kvasila a kol. (1984), Škapce a kol. (1992) a Kol.autorů (2002). Kavina a kol. (1937) zahrnul do definice i neživou přírodu: "*původní domácí populace, organismy (nebo i neživé přírodniny /hornina, minerál/), vzniklé na místě svého nynějšího výskytu, tedy nepřemístěné, uložené na místech vzniku"*, obdobná definice viz též Jakrlová, Pelikán (1999). Také Branišova (1999) definice je podobná: "*materiál (hornina, minerál), organismus (rostlina, živočich), který je v místě svého současného výskytu původní, přirozený, místní (domácí)"*.

Pro úplnost uvádím i anglickou definici tohoto termínu dle Barrowse (2001): "*autochthonous – referring to a group, or species, that is native, or aboriginal, to a particular geographic area, contrasted with a group or species, considered to have immigrated from outside the area (syn. indigenous, native). Native species, indigenous species – species, that naturally occurs in a particular geographic region"*. Pro překladatele je důležitý fakt, že anglickými synonymy pro termín "autochthonous" jsou "native" a "indigenous".

Již méně je používán z hlediska původu termín **endogenní** a jeho antonymum "allogenní" (= alogenní, alotigenní), viz Kavina a kol. (1937), Petránek (1993). Občas se používá i termín **aborigen,** což je "*původní obyvatel určitého území, žijící zde odedávna, ale nemusel zde nezbytně vzniknout a prodělat svou evoluci"* (Rejmers 1980). Adjektivum **aborigenní** je vysvětlováno také jako "*v příslušném území původní, vzniklý, autochtonní"* (Petráčková, Krause 1997, Kvasil a kol. 1984). Termín je odvozen od latinského výrazu *"ab origine mundi"* značící "od stvoření světa, od původu, původem". Tento termín bývá často úzce spojován s australskými domorodci (Australian aborigines, viz např. Gwinn, Norton a Goetz et al. 1991), nicméně termín může mít i obecnější význam (Dudley 1963, Barrows 2001).

Do češtiny je termín autochtonní (druh) běžně překládán jako **původní (druh),** Strejček, Kubíková a Kříž (1982), případně "domorodý", "domácí" či "nepřemístěný" (Teyssler-Kotyška 1927, Kavina 1940, Havránek a kol. 1971). Pohunek (2004) stručně definuje původní druh v ichtyologii jako *"ryby obývající určitou vodu odedávna, neintrodukované"*. S ohledem na naši ichtyofaunu je původní druh nejpodrobněji definován Luskem, Luskovou a Duškem (2002) jako "*druh, který se původně, tj. co naše znalosti sahají, v daném hydrologickém systému na územním celku vyskytoval a nebo tam přirozeně pronikl.*" Např. cejn velký je původní druh v České republice. Rovněž candát východní, který pronikl do oblasti soutoku Moravy a Dyje asi před 10

lety, je považován pro území ČR za původní druh, neboť je původní v rámci povodí Dunaje. Lze konstatovat, že tato definice je vyhovující a plně použitelná.

V souvislosti s introdukcemi (aklimatizacemi, naturalizacemi) je aktuální také antonymum k výrazům autochtonní (autochton), tzn. termín **alochtonní** (**alochton**). Slovní předpona "alo-" vyjadřuje odloučení od místa nebo časově ukončený děj (Nedělka 2002). Termín alochtonní (= allochtonní) se v biologii používá pro "*druh nebo jinou taxonomickou skupinu, která v daném místě (biotopu, území) nebo společenstvu není původní, ale vznikla za jeho hranicemi"* (Rejmers 1980, Petráčková, Krause 1997). Tento termín lze definovat i jako "*druhotný, přemístěný, jinde vzniklý (cizorodý, nepůvodní, nepřirozený), pocházející původem odjinud"* (viz též Stehlík a kol. 1966).

Kvasil a kol. (1984) uvádějí, že jde o "*organismus pocházející z cizího území, a.odrůdy či populace jsou zavlečené nebo pěstované v nepříliš vzdálených, ale biogeograficky odlišných oblastech".* Pochopitelně i tento termín je možné vztahovat nejen na biologii, ale též např. na geologii: *"alochtonní" znamená materiál (hornina, minerál) či organismus (rostlina, živočich), který není v místě svého současného výskytu původní. Byl jsem spontánně přemístěn buď při geologických procesech nebo extrémních podnebních jevech, případně vědomě nebo nevědomě člověkem* (Braniš 1999), podobně též Jakrlová, Pelikán (1999). Někdy se setkáme i s obdobným termínem **allogenní,** což znamená *"na jiném místě vzniklý, odjinud přivezený"* (Kavina a kol. 1937).

Alochtonní druh je překládán do češtiny obvykle jako **druh nepůvodní** (Strejček, Kubíková a Kříž 1982), tedy "nepřemístěný" (Kavina 1940). Z hlediska naší ichtyofauny je nově definován jako *"druh, který se v daném povodí původně nevyskytoval, ale pro ČR nebo pro středoevropský region je původní"* (Lusk, Lusková a Dušek 2002). Např. ostroretka stěhovavá je pro povodí Vltavy nepůvodní druh, je však původním druhem pro povodí Moravy a Odry. Tato definice je vázána na území České republiky, resp. střední Evropu, a umožňuje odlišit původnost výskytu v rámci jednotlivých povodí. Podle této definice je např. výskyt kapra obecného v povodí Odry a Labe nepůvodní. Ostatní druhy nepůvodní pro středoevropský region jsou nazývány dle této definice jako exotické (viz dále).

Terminologicky je zatím nedořešena situace u těch druhů, které jsou ve středoevropském regionu již přítomny, ale na naše území se ještě nedostaly, přitom jejich průnik k nám lze dříve nebo později očekávat. V tomto případě lze navrhnout pro současný stav nový termín **druhy s potenciálně možným výskytem** (může jít jak o druhy autochtonní, tak i alochtonní).

Jak bylo výše zmíněno, termíny "autochtonní" či "alochtonní" jsou někdy vztahovány i k jednotlivým biotopům v rámci téže zoogeografické oblasti. V těchto případě je ovšem výhodnější používat přesnějších ekologických termínů lépe popisujících vazbu k biotopu (např. eucenní, tychocenní, acenní a xenocenní druhy). Nutno poznamenat, že oba termíny (autochtonní, alochtonní) jsou používány i z ekologického hlediska např. při klasifikaci původu organických látek v tekoucích vodách (Begon, Harper a Townsed 1997). Oba termíny lze využít i v případě potřeby názvoslovně odlišit původní či nepůvodní populace téhož druhu (v rámci ichtyologie viz např. Pokorný a kol. 2004).

V textu různých publikací se často můžeme setkat také s termíny **exotický (exot, exota),** které ovšem nejsou vždy přesně definovány, spíše se často vychází z určitého pocitu. Předpona "exo-" značí "vnější, vně, mimo". Již Rieger (1862) používá termín <u>exotické rostliny</u> *"tolik co cizozemské, s ohledem na Čechy např. všecky ty, co u nás nerostou, s ohledem na Evropu vůbec všecky rostliny cizích dílů světa".* V Ottově slovníku naučném (Kol.autorů 1894) jsou definovány exotické rostliny jako "*rostliny rostoucí v krajinách mimo Evropu, v užším smyslu rostliny pásma horkého".* <u>Exot (exota)</u> (podle Novotné (2001) je "*výraz pro rostlinu nebo živočicha, který pochází z dalekých, zvláště tropických exotických krajin. V širším slova smyslu jsou všechny exoty pěstované rostliny cizího původu, nezdomácnělé. V přeneseném slova smyslu jde o přírodniny v daných poměrech neobvyklé a proto nápadné".* Jakrlová, Pelikán (1999) definují termín exot z biologického hlediska jako "*rostlinu nebo živočicha pocházející z tropických krajin, zpravidla neobvyklého tvaru nebo zbarvení (exotičtí hadi, ptactvo, motýli apod.)",* podobně definují tento výraz Havránek a kol. (1971), Kvasil a kol. (1984), Petráčková, Krause (1997).

Adjektivum <u>exotický</u> pak logicky značí: "*pocházející z dalekých, neznámých krajů, cizokrajný, (tj. domácí v cizích zemích), přeneseně v našich podmínkách neobvyklý a tím nápadný"* (Stehlík a kol. 1968, Havránek a kol. 1971, Kvasil a kol. 1984).

Z hlediska naší ichtyofauny aplikují tento termín Lusk, Lusková a Dušek (2002), a to tak, aby bylo možné odlišit termíny <u>nepůvodní druh</u> a <u>exotický druh</u>. Exotický druh definují jako "*druh, který se původně nevyskytoval ve středoevropském regionu (hydrologicky povodí Labe, Odry, Visly a Dunaje) a jeho výskyt je výsledkem introdukce (dovozu a vysazení), původem z jiných geografických oblastí (nejčastěji Severní Amerika, Dálný východ – východní Asie, Čína).* Tato definice je tedy principiálně nová a je nutno zdůraznit, že se týká výskytu ichtyofauny z hlediska území České republiky, resp. střední Evropy. Z tohoto úhlu pohledu lze definici přijmout (v souladu s touto definicí lze veškeré alochtonní druhy ichtyofauny v rámci našeho území považovat za exotické).

Považuji též za důležité upozornit, že termíny, týkající se původního a nepůvodního výskytu organismů (a tedy i ryb) jsou používány i v naší legislativě, čímž dostávají i jiný zásadnější význam, než jen jako vědecké kategorie. Např. v zákoně č.114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, je v § 5, odst. 4) definován geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha jako "*druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu*". V zákonu o vodách a o změně některých zákonů č254/2001 Sb. se objevuje v § 35, odst. 4) zmínka věnovaná "*nepůvodním, geneticky nevhodným a neprověřeným populacím přirozených druhů*" (ryb a dalších vodních organismů); tyto termíny ovšem nikde v zákoně nejsou vysvětleny. Na tuto terminologii se svým způsobem navazuje v zákonu č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráži, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství). Zde v § 2, odst. f) je uvedeno, že pro účely tohoto zákona se rozumí "*nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodná anebo neprověřená populace ryb a vodních organizmů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace*" (tato definice ovšem zcela pomíjí princip aklimatizace a naturalizace alochtonních ryb, které i později zůstávají stále rybami alochtonními). Ukazuje se, že definování vědeckých termínů pro účely legislativy přináší nejen určitou nejednotnost (často výklad zcela absentuje), ale někdy i zjevný nesoulad s vědeckým pojetím problematiky. Díky rozdílnému výkladu v jednotlivých zákonných předpisech lze očekávat problémy při řešení konkrétních případů, které přinese praxe a taktéž se může zkomplikovat praktická ochrana autochtonních populací našich druhů ryb a mihulí.

Hlavním cílem tohoto příspěvku bylo upozornit na možné problémy spojené s nejednotným výkladem a používáním termínů s ohledem na původ výskytu ryb a mihulí v rámci České republiky. Bylo by tudíž potřebné se tomuto problému dále podrobněji věnovat s cílem sjednotit výklad těchto termínů i s ohledem na naší platnou legislativu.

Z pohledu území České republiky se v rámci ichtyofauny můžeme setkat s následujícími základními kategoriemi:

1) druh se na území ČR (či alespoň v některém sem zasahujícím povodí) vyskytoval v minulosti a nyní je vymizelý – původní druh (autochtonní), vymizelý (např. *Platichthys flesus*).
2) druh se na území ČR (či alespoň v některém sem zasahujícím povodí) vyskytoval v minulosti a vyskytuje se zde i nyní – původní druh (autochtonní) se současným výskytem (např. *Rutilus rutilus*). Pokud se druh původně vyskytuje jen v určitém povodí, pak tam je původní, jinde, kam byl uměle vysazen, je druhem nepůvodním (např. ostroretka *Chondrostoma nasus* je původní v povodí Dunaje a Odry, nepůvodní v povodí Labe)
3) druh se na našem území (resp.ve střední Evropě) nikdy přirozeně nevyskytoval (není zde původní) a byl sem introdukován uměle (úmyslně či neúmyslně) za přispění člověka
   – alochtonní (exotický) vymizelý druh (např. *Micropterus dolomieui*)
   – alochtonní (exotický) druh se současným výskytem (např. *Ameiurus nebulosus, Pseudorasbora parva)*
4) druhy vyskytující se ve střední Evropě mimo naše území, předpokládá se však, že na naše území dříve nebo později proniknou (přirozeně či za přispění člověka)
   - autochtonní druh s potenciálně možným výskytem (např. *Blennius fluviatilis*)
   - alochtonní druh s potenciálně možným výskytem (např. *Perccottus glehni*)

POUŽITÁ LITERATURA

Barrows E.M. 2001: Animal Behavior Desk Reference. A Dictionary of Animal Behavior, Ecology, and Evolution. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., 922 str.

Begon M., Harper J.L., Townsed C.R. 1997: Ekologie. Jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého Olomouc, 950 str.

Braniš M. (Ed.) 1999: Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti ochrany životního prostředí a ekologie. Skriptum Ústavu pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, 48 str.

Dudley L.P. et al. 1963: The Encyklopedia Americana. American Corporation, Vol. 1, A-Annuals. New York, Chicago, Washington D.C.

Gwinn .R.P., Norton P.B., Goetz P.W. 1991: The new Encyklopaedia Britannica. 15th Edition, Vol 1. Chicago, Auckland, Geneva, London, Madrid, Manila, Paris, Rome, Seoul, Sydney, Tokyo, Toronto, 982 str.

Havránek B. a kol., 1971: Slovník spisovného jazyka českého. I A-M. Academia, nakl. Československé akademie věd, Praha, 1312 str.

Jakrlová J., Pelikán J. 1999: Ekologický slovník terminologický výkladový. Nakladatelství Fortuna, Praha, 144 str.

Kábrt J. a kol. 2000: Latinskočeský slovník. Leda, Praha, 576 str.

Kavina K. a kol. 1937: Naučný slovník přírodních věd pro školu a dům. I.díl. Nakl.Jos.Elstnera, Praha XII, 274 str.

Kol.autorů 1888: Ottův slovník naučný. I. díl, Sdružení pro Ottův slovník naučný Paseka/Argo, Olomouc, fotoreprint původního vydání,. 972 str.

Kol.autorů 1894: Ottův slovník naučný VIII. díl, Sdružení pro Ottův slovník naučný Paseka/Argo, Olomouc, fotoreprint původního vydání, 1044 str.

Kol.autorů 2000: Velká všeobecná encyklopedie, I.díl, a-bag, Diderot Praha, 638 str.

Kol.autorů 2002: Všeobecná encyklopedie, Universum, 1 díl A-B, Odeon Praha, 738 str.
Kvasil B. a kol. 1984: Malá československá encyklopedie. Academia, Praha, I. svazek, 880 str.
II. svazek, 976 str.
Lusk S., Lusková V., Dušek M. 2002: Biodiverzita ichtyofauny České republiky a problematika její ochrany. Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV): 5-22.
Nedělka T. 2002: Novořecko-český slovník, Praha. Asociace řeckých obcí v ČR, 810 str.
Novotná D. (Ed) 2001: Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny. MŽP ČR a Enigma s.r.o, 400 str.
Odum E.P. 1977: Základy ekologie. Academia Praha, 736 str.
Petráčková V., Kraus J. a kol. 1997: Akademický slovník cizích slov, Academia Praha, 836 str.
Petránek J. 1993: Malá encyklopedie geologie. Nakladateltsví JIH České Budějovice, 248 str.
Pohunek M. 2004: Slovník sportovního rybářství. Fraus, Plzeň, 226 str.
Pokorný J., Adámek Z., Šrámek V., Dvořák J. 2003: Pstruhařství. Informatorium, spol.s.r.o., Praha, 284 str.
Rejmers N.F. 1980: Abeceda přírody. Biosféra. Horizont, Praha, 168 str.
Rieger L.F. 1860: Slovník naučný. A-Bžeduchové. Nakladatelé Kober a Markgraf, Praha, 1028 str.
Rieger L.F.1862: Slovník naučný. C-Ezzelino. Nakladatel I.L.Kober, Praha 548 str.
Strejček J., Kubíková J., Kříž J. 1982: Chráníme naši přírodu. SPN Praha, 428 str.
Svoboda J. a kol. 1983: Encyklopedický slovník geologických věd, 1.svazek A-M., Academia Praha, 920 str.
Stehlík V. a kol. 1966: Naučný slovník zemědělský, 1 a-d. Ústav vědeckotechnických informací MZLH ve SZN Praha, 1104 str.
Škapec L. a kol. 1992: Bezobratlí. Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSFR. Príroda Bratislava, 160 str.
Teyssler-Kotyška 1927: Technický slovník naučný. Ilustrované encyklopedie věd technických, díl I, A až Barvitost. Nakladatelství Borský a Šulc, Praha XI, 1086 str.
Valach V., Kábrt J. 1982: Lékařský slovník. 2. přepracované vydání. Státní zdravotnické nakladatelství, Praha, 530 str.

Adresa autora:
Doc.RNDr.***Lubomír Hanel***, CSc., Kladruby 33, 257 62, E-mail: lubomirhanel@seznam,cz

VÝVOJ ZAŽÍVACÍHO TRAKTU SUMCE VELKÉHO (*SILURUS GLANIS* L.) V LARVÁLNÍ PERIODĚ

Development of digestive tract European catfish (Silurus glanis L.) in larval period

WOGNAROVÁ S., MAREŠ J., SPURNÝ P.

Abstract

In the experiment which lasted 27 days, two dry feed mixtures (Dana feed, Bio-Optimal C80) and one natural feed- nauplii of Artemia salina were used. The experiment was conducted at experimental facilities in the Institute of Fishery and Hydrobiology of MUAF Brno in the year 2002. Survival (%), specific growth ratio (%.d^{-1}), weight, total length (TL), length of digestive tract and stage of development were investigated with application diets. The best results was attained by Bio-Optimal C80 – survival 57,02 %, SGR 20,15 %.d^{-1}, TL 55,91 mm, w 1,71 g. Test showed that the natural feed is suitable for the first phase of fish culture which at this study was till 13th day of the experiment (20 days old fish). From this date onward considering energetic and also size of feed the dry feed is more suitable.

Digestive tract is developed faster when fishes were fed by Artemia salina in next phase of experiment the length of intestine equalized at all feeding diets.

ÚVOD

Počáteční odchov plůdku ryb představuje velmi náročné a fyziologicky složité období. Embrya se po vylíhnutí mění v larvy a ty následně v juvenilní jedince. Podle Balona (1986, 1990) patří sumec mezi ryby s přechodným typem ontogeneze. Ryby po vykulení procházejí larvální periodou, kdy začíná přechod z endogenní na exogenní výživu. Jejich trávicí trakt není ještě plně vyvinut, střevo je krátké a poměrně rovné s nedokonalým enzymatickým vybavením. Mají vyvinuté provizorní a přídavné orgány, jako je například ploutevní lem, a nemají kompletně vyvinuté orgány adultních ryb (Peňáz, 2001).

V tomto kritickém období vývoje je proto velmi důležité rybím larvám zajistit vysoce kvalitní dietu, která příznivě ovlivní vývin trávicího traktu a umožní rychlý růst a vysoké procento přežití.

MATERIÁL A METODIKA

Pokus probíhal v recirkulačním systému experimentálního zařízení ústavu rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně. Celková délka experimentu činila 27 dní. Ryby byly nasazeny do 6 průtočných nádrží o objemu 9 l, vybavených vzduchovacím zařízením a napojených na recirkulační systém. Počáteční hustota obsádky každé nádrže představovala 450 kusů ryb. Testovány byly tři krmné varianty s dvojím opakováním. Teplota vody se během pokusu pohybovala v rozmezí 23,5 – 25,1°C, pH dosahovalo průměrné hodnoty 7,8, nasycení vody kyslíkem bylo udržováno na úrovni 75 – 95%.

Plůdek sumce velkého pocházel z umělého výtěru z Rybníkářství Pohořelice, a.s. Průměrná kusová hmotnost ryb na začátku pokusu činila 7,1 mg. V pokusu byly použity dvě suché komerčně vyráběné krmné směsi (Bio-Optimal C80 a Dana feed) s rozdílným obsahem proteinů a energie a nauplia žábronožky solné (*Artemia salina*) – SANDERS Premium jako zdroj živé potravy.

Krmení probíhalo ručně 9x denně (6 – 21 h) ve 2 hodinových intervalech, od D6 6x denně ve 3 hodinových intervalech. Aktuální hmotnost ryb byla zjišťována v intervalu 3 dnů. Denně byly odebírány vzorky ryb z každé nádrže za účelem zjištění stádia larvální periody, individuální hmotnosti (w), velikosti ryb (TL), stupně vývoje a délky zažívacího traktu. Odebrané vzorky ryb byly fixovány ve 4% roztoku formaldehydu.

Krmná dávka na začátku pokusu činila 35 % hmotnosti ryb u suché diety a 200 % u živé potravy a v průběhu pokusu byla postupně snižována (tab. 1).

Spolu s larválním vývinem ryb byly rovněž sledovány denní kusové ztráty a vyhodnocovány běžné produkční ukazatele (Mareš a Jirásek 1999).

Velikost částic aplikovaných diet byla úměrně zvyšována s rostoucí velikostí a hmotností ryb (složení použitých krmných diet je uvedeno v tab. 2).

U fixovaných vzorků ryb byla měřena délka celková (TL), šířka ústního otvoru a individuální hmotnost (w). Poté byl u ryb vypreparován zažívací trakt (10 ryb z varianty), změřena jeho délka a zjištěna hmotnost.

Tab. 1: Krmné dávky a použitá velikost částic

Den	Krmná dávka		vel. částic
	živá	suchá	suchá
D1-D3	200%	35%	0,3 mm
D3-D9	150%	30%	0,3 mm
D9-D13	110%	25%	0,6 mm
D13-D16	100%	20%	0,6 mm
D16-D20	100%	18%	0,6 mm
D20-D27	80%	15%	0,6-1,0 mm

Tab. 2: Obsah proteinu a tuku v použitých krmivech

Velikost granulí (mm)	Dana feed				Bio-Optimal C80				Artemie	
	Vlastní analýzy		deklarace výrobcem		Vlastní analýzy		deklarace výrobcem			
	protein	tuk	protein	tuk	protein	tuk	protein	tuk	protein	tuk
0,3	50,71	11,82	51	10	64,33	7,45	66	7	8,76	2,68
0,6	48,62	11,61	51	10	60,79	10,41	64	12		
1,0	46,48	15,78	52	13	58,64	13,00	60	16		

VÝSLEDKY A DISKUSE

Startérové směsi použité v experimentu jsou komerčně vyráběná krmiva určená pro chov lososovitých ryb. Obsah proteinů se pohyboval v rozmezí 46 – 64%, stejnou úroveň doporučují pro plůdek sumce velkého do hmotnosti 300 g Filipiak *et al*. (1995). Obsah tuku kolísal v rozmezí 7 – 16% v závislosti na velikosti granulí. Obsah tuku v krmivu pro plůdek sumce velkého je doporučován v rozmezí 12 – 20% (Hilge a Gropp 1985, Trzebiatowski *et al*. 1995), případně až na úroveň 20 % (Hilge 1994).

Produkční výsledky jsou uvedeny v tabulce 3. Nejvyššího přežití dosáhla kontrolní skupina krmená krmnou směsí Danna feed, a to 67,42 %. Sumci odkrmovaní krmivem Bioptimal C80 dosáhli 57,02 % přežití, nejnižší přežití 54,14 % bylo zaznamenáno u skupiny krmené živou potravou. Nejvyšší specifické rychlosti růstu (SGR) dosahovala do 13. dne pokusu skupina ryb odkrmovaná živou potravou. TL na začátku pokusu dosahovala průměrné hodnoty 11,23 mm, w 7,1 mg a velikost ústního otvoru 1,76 mm. Nejpříznivějších růstových výsledků bylo dosaženo se startérem Bio-Optimal C80. V podmínkách intenzivního odchovu sumce dosáhli např. Hamáčková *et al*. (1998) kusové hmotnosti ryb kolem 0,2 g po 19 dnech odchovu a Jirásek *et al*. (1998) po 27 dnech odchovu pak 0,22 g u ryb krmených granulovaným krmivem a 0,32 g u ryb krmených živou potravou.

Je tedy možné konstatovat, že živá potrava je vhodným krmivem pro první fázi odchovu plůdku sumce velkého, ale v dalších fázích již energeticky ani velikostně nestačí. Startérové směsi jsou tedy schopny u plůdku sumce nahradit živou potravu již v počáteční fázi odkrmu.

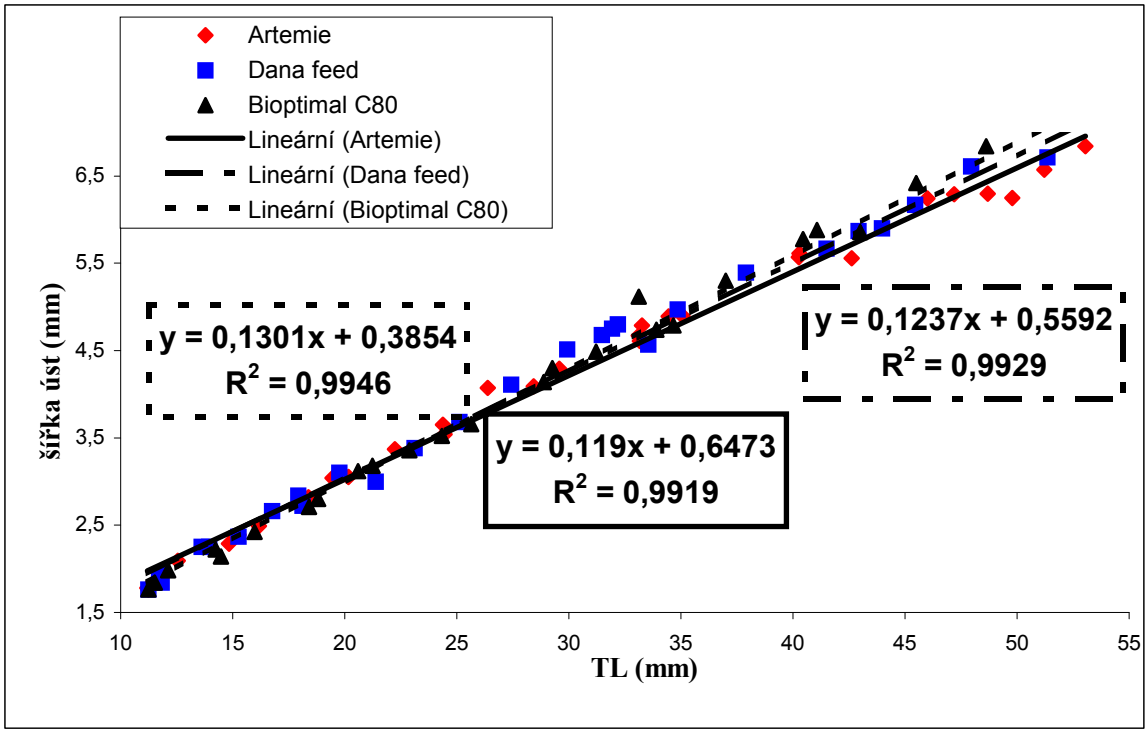
Tab. 3: Celkové zhodnocení sledovaných ukazatelů

Ukazatel		Varianta		
	Den	***Dana feed***	***Bio-Optimal C80***	ARTEMIE
Kusová hm. (g)	D0	0,0071		
	D27	1,59	1,71	1,10
TL (mm)	D0	11,23		
	D27	55,68	55,91	51,21
Šířka ústního otvoru (mm)	D0	1,76		
	D27	7,14	7,29	6,57
SGR (%.d^{-1})	D0-27	19,85	20,15	18,11
Přežití (%)	D0-27	67,42	57,02	54,14

Vztah mezi šířkou ústního otvoru a délkou celkovou je lineární - graf 1. Jednotlivé varianty jsou poměrně vyrovnané, na konci pokusu (při TL 50 – 55 mm) je patrné, že při použití suchých diet je šířka ústního otvoru větší než při aplikaci živé potravy. Nauplia artemií na konci pokusu velikostně nevyhovovala a vývoj ústního otvoru zaostává za suchými dietami (graf 1, tab. 1). Dále můžeme konstatovat, že šířka ústního otvoru činila průměrně 14,5 % z délky celkové a postupně se během pokusu snižovala z 15,67 % na 13,19 %.

Zažívací trakt se na začátku pokusu vyznačoval velkým žaludkem a poměrně krátkým a rovným střevem. Délka střeva na začátku pokusu dosahovala průměrné hodnoty 3,21 mm, což odpovídá 28,6 % z TL. V D10 u varianty krmené artemiemi činila délka zažívacího traktu průměrně 48,4 %, u krmiva Dana feed 60,3 % a Bio-Optimal C80 54,30 % z TL. V D3 se objevují 2 kličky střeva, D4 jsou pozorovány již 3 kličky a od D 6 4 kličky v celé délce střeva. Žaludek byl výrazně větší a kulatého tvaru, rovněž hmotnost byla vyšší než u larev krmených suchou dietou. Po 7 dnech (D8) trvání pokusu, larvy odkrmované suchou dietou Bio-Optimal C80 vyrovnaly délku traktu a na konci bylo jejich střevo delší než u artemií.

Graf 1: Závislost mezi TL a šířkou ústního otvoru



ZÁVĚR

Larvální vývin sumce velkého je možné shrnout do prvních 14 dnů života ryb. Z výsledků provedeného experimentu vyplývá, že závislost mezi šířkou ústního otvoru a celkovou délkou těla je lineární. Živá potrava pozitivně ovlivnila vývoj trávicího traktu v prvních 7 dnech experimentu. V další fázi již byla délka střeva srovnatelná s délkou u ryb krmených startéry. Na konci pokusu dominovaly suché krmné směsi jak v TL, šířce ústního otvoru, hmotnosti, délce střeva, tak i v přežití a SGR. Významným zjištěním je skutečnost, že růstový efekt aplikovaných krmných směsí byl srovnatelný a na konci pokusu vyšší než u živé potravy.

Poděkování

Práce byla provedena v rámci grantového projektu FRVŠ 1197/2003 a za materiální podpory firmy HYDRO Czech Republic s.r.o.

SOUHRN

V průběhu experimentu (v délce 27 dní) byly použity 2 suché krmné směsi (Dana feed, Bio-Optimal C80) a živá potrava – nauplia žábronožky solné (*Artemia salina*). Experiment proběhl v roce 2002 v experimentálním zařízení ústavu rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně. Při hodnocení efektu aplikace jednotlivých diet byl sledován délkohmotnostní růst, přežití, SGR, délka zažívacího traktu a velikost ústního otvoru. Nejlepších výsledků bylo dosaženo s krmivem Bio-Optimal C80 – přežití 57,02 %, SGR 20,15 %.d^{-1}, TL 55,91 mm, w 1,71 g. Z výsledků testu vyplývá, že použitá živá potrava je vhodná pro první fázi odchovu ryb, v tomto případě do 13. dne pokusu (20 den života ryb). Poté začíná být energeticky i velikostí částic vhodnější suchá dieta.

Zažívací trakt se prvních 7 dní vyvíjel rychleji u ryb krmených artemiemi, v další fázi pokusu se délka střeva vyrovnala u všech krmných diet. V závislosti na hmotnosti a délce ryb, byla i délka střeva na konci pokusu vyšší u plůdku krmeného suchou dietou.

POUŽITÁ LITERATURA

BALON E. K., 1986. Saltatory ontogeny and evolution. Rivista di Biologia – Biology Forum, 79 (2): 151 – 190.

BALON E. K., 1990. Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution in fishes. Guelph Ichthyol. Rev., 1: 1 – 48.

FILIPIAK J., TRZEBIATOWSKI R., SADOWSKI J., 1995. Fisheries – a class giede for students. Part II. Selected elements of fish culture, Wydawn. AR Szczecin (in Polish)

HAMÁČKOVÁ J., KOUŘIL J., MAREŠ J.,JIRÁSEK J., 1998. Early feeding of European catfish *Silurus glanis* with three commercial starters. Conf.Aquacult.Europe, Bordeaux

HILGE V., GROPP H. J., 1985. Zum Protein-und Fettbedarf des Europänischen Welsen (Silurus glanis L.). Inf. f. d. Fischwirt., 32, 2: 74-77.
HILGE V., 1994. Futterversuche an europänischen Welsen. Jahresbericht, Bundesforsch. F. Fischerei: 45.
JIRÁSEK J., PEŇÁZ M., HAMÁČKOVÁ J., 1998. Biologické a technologické aspekty chovu sumce velkého (*Silurus glanis* L.) v podmínkách ČR. Záv. Zpráva projektu NAZV č. IE 5139, MZLU Brno.
MAREŠ J., JIRÁSEK J., 1999. Ukazatelé hodnocení produkční účinnosti krmiv. Sbor. ref. konf. 50 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně, Brno: 74 – 78.
PEŇÁZ M., 2001. A general framework of fish ontogeny: a review of the ongoing debate. Folia Zool. – 50 (4): 241 – 256.

Adresy autorů:
Ing. ***Silvie Wognarová*** (silvus@centrum.cz), Dr. Ing. ***Jan Mareš*** (mares@mendelu.cz), Doc. Ing. ***Petr Spurný***, CSc. (fishery@mendelu.cz), Mendelova zemědělská a lesnická universita v Brně, Ústav rybářství a hydrobiologie, Zemědělská 1, 613 00 Brno

VLIV PLOIDIE NA ČERVENÝ KREVNÍ OBRAZ U KARASA STŘÍBŘITÉHO (*CARASSIUS AURATUS*)

The influence of ploidy on the complete blood count in silver crucian carp

VETEŠNÍK L., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., LUSK S.

Abstract

In the sample of 27 specimens of silver crucian carp (Carassius auratus) of different ploidy (5 diploids, 21 triploids and 1 tetraploid), the red component of complete blood count was found. Using the analysis of variance test, highly significantly lower erythrocyte count, insignificantly lower haemoglobin count and haematocrit value were proved. The mean corpuscular volume was increasing significantly with the ploidy increased, and mean corpuscular haemoglobin was increasing highly significantly with the ploidy increased. The tetraploid specimen indicated similar trend depending on the higher ploidy level.

ÚVOD

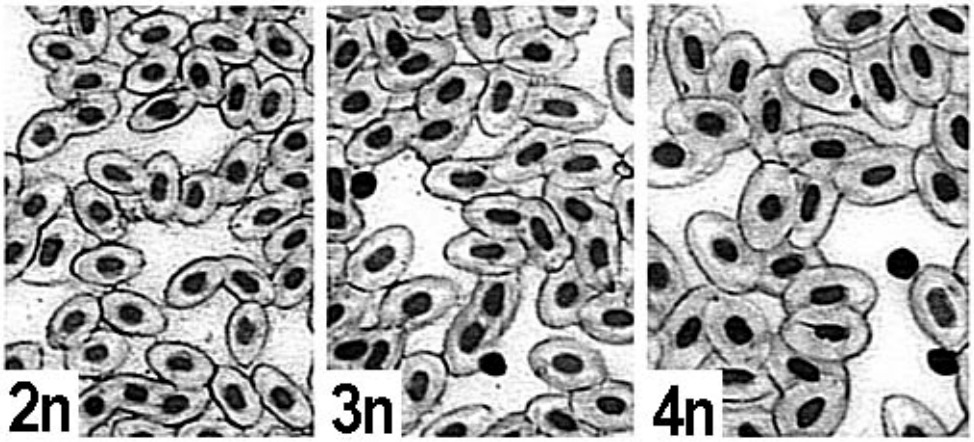
Nepůvodní exotický druh karas stříbřitý (*Carassisus auratus*) se stal v poslední třetině minulého století trvalou součástí ichtyofauny České republiky. První okupační vlna byla tvořená výlučně samicemi s největší pravděpodobností triploidními, které se rozmnožovaly gynogeneticky. S pomocí člověka se karas stříbřitý poměrně rychle rozšířil v celé hydrologické síti ČR a ve vyhovujících podmínkách vytvořil stabilní a často velmi početné populace (Lusk 1986, Lusk a kol. 1998). V posledních letech se začali vyskytovat i samci a populace tohoto „druhu“ získávají charakter diploidně–polyploidního komplexu zatím s převahou triploidních jedinců. Výskyt jedinců s různou ploidií (2n, 3n, 4n) jsme zaznamenali u obou pohlaví (Halačka et al. 2003, Halačka, Lusková 2000). U formy karasa stříbřitého, která se vyskytuje ve vodách ČR existuje dosud celá řada nejasností. Konkrétně se jedná o nejasný taxonomický statut (*C. auratus* - *C. gibelio*) původ (hybridní ?), včetně proměnlivosti sexuálních i ploidních poměrů, problém původnosti tohoto „druhu“ v oblasti dolního Dunaje a další. Proto se tento druh stal v posledním období v podmínkách ČR objektem širších výzkumů (Vetešník a kol. 2002, 2004, Lusková et al. 2004). V tomto příspěvku presentujeme dílčí poznatky o vlivu ploidie na některé hematologické parametry u vzorku karasa stříbřitého.

Většina hematologických výzkumů s ohledem na rozdílný stav ploidie byla realizována v souvislostí s uměle vyvolanými změnami původního přirozeného stavu ploidie zkoumaných druhů ryb (Beck, Biggers 1983, Flajšhans, Vajcová 2002, Svobodová et al. 1998 a další). Náš zkoumaný vzorek karasa stříbřitého pochází z přírodní populace a rozdílná ploidie je výsledek přirozeného vývoje v této populaci.

MATERIÁL A METODIKA

Analyzovali jsme 27 ks karasa stříbřitého v oblasti soutoku Moravy a Dyje v tzv. KP-kanálu z území umělého trdliště na Košárských loukách. Ryby jsme získávali elektrolovem (stejnosměrný pulzní proud s paramentry 160-200V; 2,0-3,1A). Odlov byl proveden dne 8. srpna 2003. Krev byla odebrána punkcí kaudálních cév do heparinizované injekční stříkačky. Byly stanoveny následující ukazatele krevního obrazu: počet erytrocytů (Er), hematokrit (PVC), hemoglobin (Hb), střední objem erytrocytu (MCV), hemoglobin erytrocytu (MCH) a střední barevná koncentrace (MCHC). Použité metodické postupy popisují Svobodová a kol. (1986) a Lusková (1996). Vliv ploidie na zkoumané hematologické ukazatele byl testován ANOVOU v programu Statistica v. 5.0. Ze vzorku krve jsme také zhotovili krevní nátěry pro stanovení ploidie (viz obr. 1) na základě velikosti jader erytrocytů (Halačka, Lusková 2000). U zkoumaných ryb byla měřena délka těla a hmotnost. Nebylo zjišťováno pohlaví, protože všechny ryby byly po odebrání krve označeny a vypuštěny do komplexu lesních ramen v lokalitě Kesle.

Obr. 1. Porovnání velikosti jader erytrocytů u karasa stříbřitého dle ploidie



VÝSLEDKY A DISKUSE

Zjištěné hodnoty hematologických ukazatelů zkoumaného vzorku karasa stříbřitého jsou souhrnně uvedeny v Tab.1. Ve zkoumaném vzorku populace karasa stříbřitého se vyskytovaly tři hladiny ploidie (2n-5ks, 3n-21ks a 4n-1ks). Vzhledem k počtu jedinců byl statisticky hodnocen pouze rozdíl u diploidních a triploidních jedinců. Počet erytrocytů byl vysoce významně nižší ($p<0,001$) u triploidních jedinců. Další pokles vykazuje i tetraploidní jedinec (Tab.1). S rostoucí hladinou ploidie dochází k výraznému snižování počtu erytrocytů. Střední objem erytrocytů významně stoupal ($p<0,01$) se zvyšující se ploidií obdobně jako hemoglobin erytrocytů ($p<0,001$). Střední barevná koncentrace se ve vztahu k ploidi neměnila (Tab.1).

V literatuře je dokumentováno (Ihssen et al. 1990, Benfey 1999), že u polyploidních jedinců se zvětšujícím se objemem buněčného jádra se zvětšuje i objem buňky, což je spojeno s redukcí počtu buněk v příslušné tkáni. Obsah hemoglobinu a hematokrit byl nevýznamně nižší u triploidních jedinců v porovnání s diploidy (viz Tab.1). Podle závěrů Benfeyho (1999) se většina hematologických studií polyploidních ryb shoduje na podobném hematokritu jedinců o různé ploidii. Svobodová et al (1998) zjistily u triploidních línů průkazně nižší obsah hemoglobinu než u diploidů, což může souviset s umělým vyvoláním triploidizace.

Svobodová et al. (1998) na základě hematologických parametrů u diploidních a triploidních jedinců lína obecného vyvozuje, že triploidní jedinci mají nižší oxygenační kapacitu krve a nižší úroveň nespecifické imunity ve srovnání s diploidy. Tento předpoklad neplatí pro karasa stříbřitého, kde právě triploidní jedinci tvořili první okupační vlnu při invazním rozšiřování areálu v povodí Dunaje a i v současnosti tvoří podstatnou část populací karasa stříbřitého a v České republice (Halačka et al. 2003, Lusková et al. 2004).

Tab. 1. Hodnoty parametrů červené části krevního obrazu jedinců karasa stříbřitého o různé ploidii (2n, 3n 4n).

Ukazatel	Jednotka	2n průměr±SD	3n průměr±SD	ANOVA	4n
Délka těla	mm	233±39,17	261±22,53		230
Hmotnost těla	g	406±212,56	601±158,35		418
Počet erytrocytů (Er)	$T.l^{-1}$	1,69±0,19	1,06±0,12	p<0,001	0,59
Hematokrit (PVC)	$l.l^{-1}$	0,38±0,05	0,33±0,06		0,30
Hemoglobin (Hb)	$g.l^{-1}$	79,00±5,79	74,38±11,58		59,00
Střední objem erytrocytů (MCV)	fl	223,50±21,75	319,47±72,34	p<0,01	508,47
Hemoglobin erytrocytů (MCH)	pg	46,99±3,89	71,18±12,53	p<0,001	100,00
Střední barevná koncentrace (MCHC)	$l.l^{-1}$	0,21±0,03	0,23±0,03		0,20
Počet analyzovaných ryb	n	5	21		1

SOUHRN

U vzorku karasa stříbřitého z přirozené populace byly zkoumány parametry červeného krevního obrazu ve vztahu k úrovni ploidie jedinců. Zjistili jsme statisticky významný vliv plodiie na počet erytrocytů, střední objem erytrocytu a hemoglobin erytrocytů. Rozdíly hodnot obsahu hemoglobinu, hematokritu a střední barevné koncentrace nebyly statisticky průkazné.

Poděkování

Studie vznikla v rámci řešení projektu cíleného výzkumu reg.č. S5045111 financovaného Akademií věd České republiky.

LITERATURA

BECK M.L., BIGGERS C.J. 1983: Erythrocyte measurements of diploid and triploid *Ctenopharyngodon idella x Hypopthalmichthys nobilis* hybrids. *J. Fish Biol. 22: 497-502.*

BENFEY T. J., 1999: The physiology and behavior of triploid fishes. *Reviews in fisheries science*, 7, 1: 39-67.

FLAJŠHANS M., 1997: A model approach to distinguish diploid and triploid fish by means of computer-assisted image analysis. *Acta Vet. Brno*, 66: 101-110.

FLAJŠHANS M., VAJCOVÁ V. 2002: Rozdíly v hematologických ukazatelích u jeseterů, lišících se úrovní ploidie. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (IV): 59-64.*

HALAČKA K., LUSKOVÁ V., LUSK S. 2003. *Carassius „gibelio*“ in fish communities of the Czech Republic. *Ecohydrology & Hydrobiology* 3(1), 133-138.

HALAČKA K., LUSKOVÁ V. 2000. Polyploidie u karase stříbřitého (*Carassius auratus*) v dolním toku Dyje - determinace pomocí velikosti jader. *Sb. referátů ze* IV. *české ichtyol. konf., Vodňany: 110-113.*

IHSSEN P.E., MCKAY L.R., MCMILLAN I., PHOLLIPS R.B. 1990. Ploidy manipulation and gynogenesis in fishes: Cytogenetic and fisheries application. *Trans. Amer. Fisheries Soc*. 119: 698-717.

LUSK S. 1986: Problematika karasa stříbřitého (*Carassius auratus*) v podmínkách Československa. Živočišná výr., 31: 925-931.

LUSK S., LUSKOVÁ V., HALAČKA K. 1998: Karas stříbřitý – 25 let od jeho přirozené introdukce. Sb. III. české ichtyol. konf., Vodňany: 135-140.

LUSKOVÁ V. 1996: Annual cycles and normal values of hematological parameteres in fishes. *Acta Sc. Nat. Brno*, 31 (5): 1-70.

LUSKOVÁ V., HALAČKA K., VETEŠNÍK L., LUSK S. 2004: Changes of ploidy and sexuality status of "*Carassius auratus*" populations in the drainage area of the River Dyje (Czech Republic). *Ecohydrology & Hydrobiology 4: v tisku.*

SVOBODOVÁ Z., KOLÁŘOVÁ J., FLAJŠHANS M. 1998: The first findings of the differences in complete blood count between diploid and triploid tench, Tinca tinca L. *Acta Vet. Brno*, 67: 243-248.

SVOBODOVÁ Z., PRAVDA D., PALÁČKOVÁ J. 1986: Jednotné metody hematologického vyšetřování ryb. Edice metodik VÚRH Vodňany, 22, str. 36.

VETEŠNÍK L., LUSK S., SPURNÝ P.2002: Některé biologické charakteristiky karasa stříbřitého. Sb. 5. česká ichtyologická konference, Brno: 81-86.

VETEŠNÍK L., LUSK S., HALAČKA K., SPURNÝ P. 2004: Morphometric characteristics and growth of *Carassius auratus* in the lower part of the River Dyje (Czech Republic). *Ecohydrology & Hydrobiology* 4: v tisku.

Adresa autorů

Ing. ***Lukáš Vetešník*** [1, 2], Ing. ***Karel Halačka***, CSc. [1], RNDr. ***Věra Lusková***[1], Doc. Ing. ***Stanislav Lusk***, CSc.[1]

[1] Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, Květná 8, 603 65 Brno, Česká republika

[2] Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika, vetesnik@ivb.cz, halacka@ivb.cz, luskova@ivb.cz, lusk@ivb.cz

PŘÍSPĚVEK K PLOIDII KARASE STŘÍBŘITÉHO (*CARASSIUS 'GIBELIO'*)

Contribution to the Ploidy of Silver Prussian Carp (Carassius 'gibelio')

KALOUS L., PETRTÝL M.

ABSTRACT

In our study, we tested and evaluated method of computer assisted measurements of the erythrocyte nuclei of polyploid hybrid complex of Silver Prussian carp (*Carassius* '*gibelio*') for the ploidy recognition, determination. As the control we determined chromosome number of each investigated specimens. We found that individuals with approximately 100 chromosomes, conventionally recognized as diploids, have an area of the erythrocytes nuclei in average 14,03 ± 1,46 μm^2. The mean of individuals with 150 chromosomes ("triploids") was 20,71 ± 1,76 μm^2. We found this method as fast and efficient purpose for ploidy determination.

ÚVOD

Karas obecný (*Carassius carassius*) a karas zlatý (*Carassius aurartus*) jsou evolučně tetraploidní druhy s počtem chromozómů 2n = 100. Jedinci náležející do komplexu karas stříbřitý (*Carassius 'gibelio'*) se vyskytují ve dvou nejčastějších plodních úrovních. Jedinci se sto chromozómy jsou označováni jako diploidní. Jedinci s přibližně 150 chromozómy jsou obvykle označováni jako „triploidní" (Penaz et al.; 1979, Boroń, 1994). U těchto jedinců je však situace poněkud složitější, proto bylo použito označení v uvozovkách. Spermie karase stříbřitého mohou projít fází normálního redukčního dělení (Fan & Liu, 1990), kdy po oplození dochází k syngamii a následně k rekombinaci jejich genomů (Li & Gui, 2003; Zhou et al., 2000). V případě sexuálního rozmnožování těchto jedinců je označení 3n diskutabilní. Navíc není jasné složení genomu tohoto hybridního komplexu, u kterého zatím neznáme rodičovské druhy.

Vzhledem k vyššímu obsahu DNA jsou jádra buněk u „3n" jedinců větší než jádra buněk 2n jedinců. Celé buňky „triploidů" bývají větší než buňky diploidů. Pokud předpokládáme dva stejně velké jedince, jednoho diploidního a druhého „triploidního", musíme dojít k závěru, že v těle „triploidního" jedince je méně buněk. Menší počet buněk může mít vliv na různé fyziologické procesy. Například nároky na kyslík, které jsou u triploidních jedinců vyšší (Benfey, 1999).

Pro jakékoliv výzkumy prováděné na karasích stříbřitých je proto nutné znát jejich ploidní úroveň.

Měření plochy jader erytrocytů je jednoduchá a rychlá metoda, která je schopna určit ploidní úroveň s dostatečnou přesností (Flajšhans, 1992). V naší práci jsme testovali tento přístup a naměřené výsledky jsme konfrontovali s karyologickým vyšetřením, které sloužilo jako referenční.

MATERIÁL METODIKA

Do práce bylo zahrnuto 14 diploidních a 15 „triploidních" jedinců. U všech byla určena ploidie karyologickým vyšetřením. Obrázky metafází byly nasnímány a manuálně byl zjištěn počet chromozómů. U každé ryby byla změřena plocha přibližně sta jader erytrocytů. Byly měřeny i následující charakteristiky: délka (length), šířka (width), min. feret, max. feret. Získané hodnoty byly zpracovány nepárovým t-testem pro nezávislé skupiny v prostředí programu STATISTICA 6.0.

Karyologické vyšetření ploidie: Dva dny před vlastní analýzou byly ryby stimulovány k vyšší mitotické aktivitě. Hodinu před usmrcením byl aplikován intraperitoneálně kolchicin pro zadržení buněčného cyklu v metafázi. Suspenze buněk byla získaná přímou preparací z ledvinové tkáně. Nakapaná sklíčka byla barvena konvenčně Giemsovým barvivem.

Snímání a měření jader erytrocytů: Rybám byla odebrána krev, byly zhotoveny krevní nátěry, následovala fixace 70% ethanolem. Sklíčka byly obarveny Giemsovým barvivem. Systém ve kterém byly měřeny jádra erytrocytů ze zhotovených krevních nátěrů byl tvořen: mikroskopem Nikon Eclipse 600, analogovou videokamerou Hitachi HVC 20, PC se systémem Windows, software L.U.C.I.A. (Laboratory Universal Computer Image Analysis) verze 4.2 od firmy Laboratory Imaging s.r.o., Praha.

VÝSLEDKY A DISKUSE

U skupiny diploidních jedinců (2n) v naší analýze byla získána průměrná hodnota velikosti plochy jader erytrocytů 14,02 ± 1,46 μm^2. Pro skupinu „triploidních" („3n") jedinců bylo naměřeno 20,71 μm^2 ± 1,76. Rozdíly mezi průměry všech měřených veličin u jednotlivých ploidií byly průkazně statisticky rozdílné na hladině významnosti $\alpha = 0,01$.

Ostatní měřené hodnoty jsou uvedeny v tabulce (Tab.1). Na grafech číslo 1 až 5, jsou znázorněny jednotlivé měřené veličiny. Nejprůkaznějšími veličinami byly shledány: plocha (Graf.1), maximální feret (Graf.5) a délka (Graf.2). Oproti tomu zjištěné hodnoty u minimálního feretu (Graf.4) a šířky (Graf.3) vykazovaly vyšší variabilitu i v rámci obou studovaných skupin.

Jedinci určení, pomocí analýzy plochy jader erytrocytů, jako „triploidní" odpovídali počtem chromozomů zjištěnému stavu. Rovněž jedinci určeni jako diploidní měli odpovídající počet chromozómů.

Námi získané hodnoty jsou odlišné od hodnot, které publikovali Halačka & Lusková (2000), v jejich práci 2n jedinci měli průměrnou hodnotu plochy jader erytrocytů 10,9 μm^2; „3n“ 14,4 μm^2 a karasi s průměrnou plochou jader 17,8 μm^2 byli považováni za tetraploidní (4n). Jejich rozlišení do ploidních úrovní se však neopíralo o referenční karyologické vyšetření.

Za největší problém této metody považujeme naprahování barevného rozlišení v programovém prostředí softwaru pro analýzu obrazu. Vzhledem k nestejnému barevnému rozložení obarvených sklíček s krevními nátěry je standardizace prahovaní jen těžko řešitelná. Spolu s odstraněním artefaktů v obraze, je to jediná část metody, která je ovlivnitelná měřitelem. Tuto možnou chybu jsme v práci nevyhodnocovali.

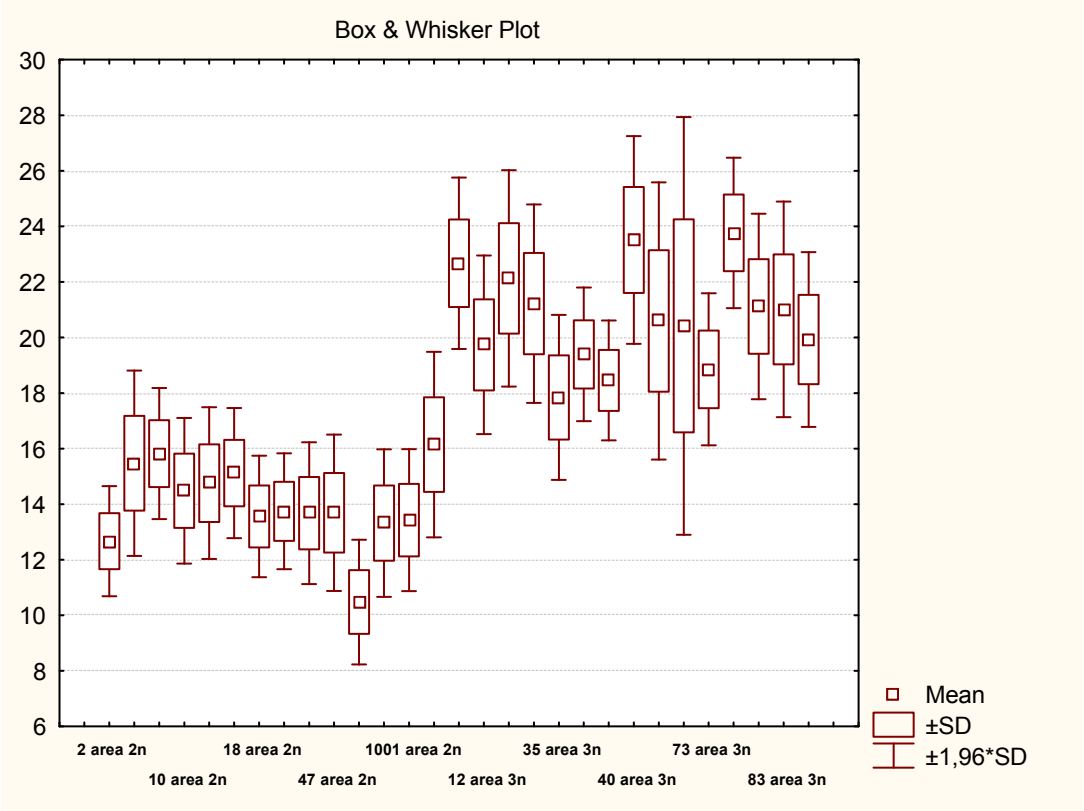
Jistá chyba vzniká při zpracování binárního obrazu, který zachycuje objekty, které jsou ve skutečnosti trojrozměrné (Flajšhans, ústní sdělení). Přesto, jak vyplynulo ze statistického hodnoceni (Tab.1), je tato metoda plně akceptovatelná pro třídění karasů stříbřitých podle jejich ploidní úrovně, především přímým měřením plochy jader erytrocytů.

Tab.1

	T-tests; Grouping: ploidie Group 1: 2n Group 2: 3n						
Variable	Mean 2n	Mean 3n	p	Valid N 2n	Valid N 3n	Std.Dev. 2n	Std.Dev. 3n
area	14,02610	20,71041	0,000000	14	15	1,456146	1,767229
lenght	5,35928	6,72987	0,000000	13	15	0,326940	0,248470
widht	2,64334	3,09702	0,000000	13	15	0,192948	0,168093
mi-fer	3,38937	3,84871	0,000570	13	15	0,337332	0,282305
max-fer	5,47873	6,94319	0,000000	13	14	0,426158	0,244737

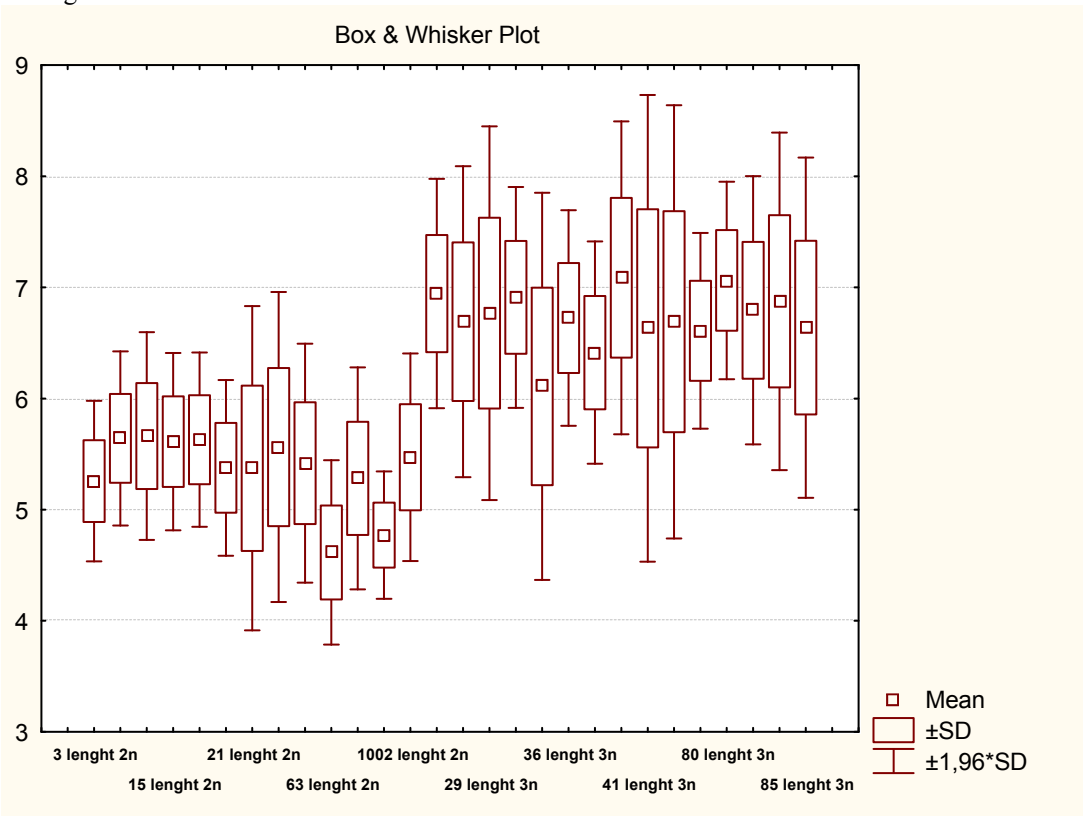
t-test pro nezávislé soubory
Mean 2n: průměr skupiny diploidů (2n)
Mean 3n: průměr skupiny „triploidů“ („3n“)
Hodnota “p”: porovnána s hladinou významnosti alfa, je-li menší než 0,05 (resp. 0,01) jsou porovnávané soubory statisticky průkazně odlišné s pravděpodobností 95% (resp. 99%)
Valid N 2n,3n: počet vzorků ve skupinách diploidů, „triploidů“
Std. Dev. 2n, 3n: směrodatná odchylka diploidů, „triploidů“

Graf 1. “area” (plocha) první část jsou (2n) druhá část („3n“)

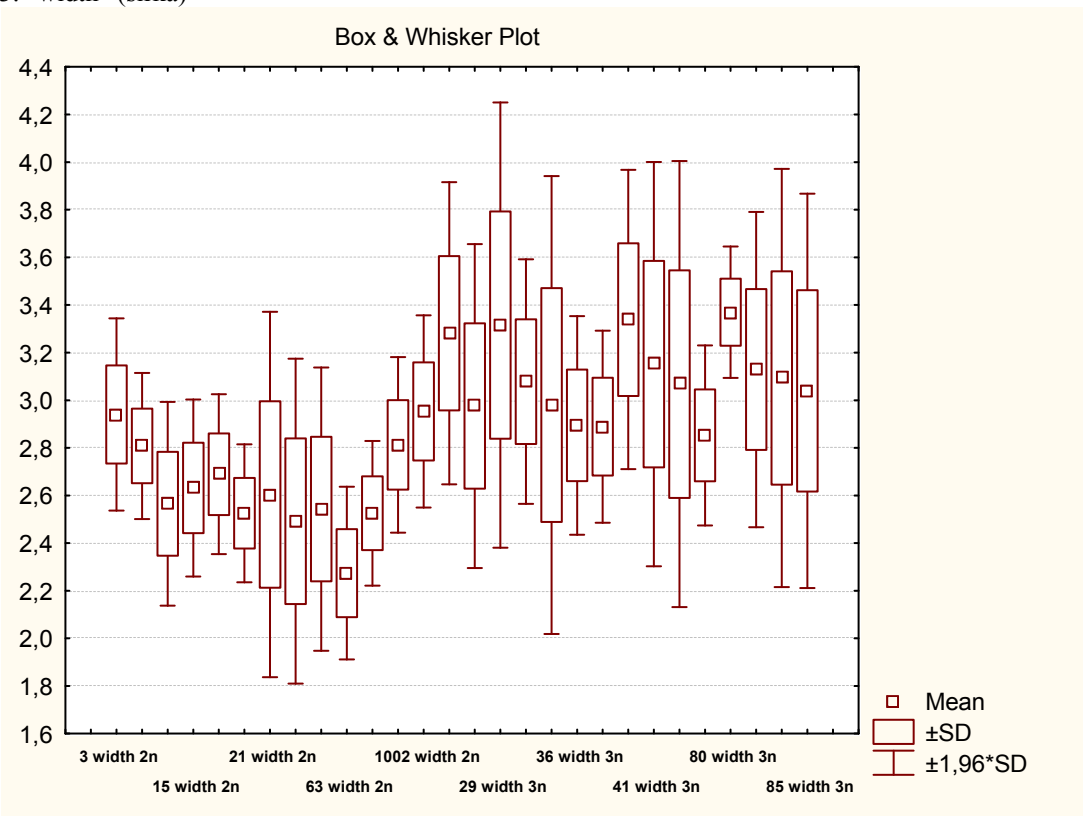


Mean: průměr
SD: směrodatná odchylka
1,96 SD: 1,96 x směrodatná odchylka

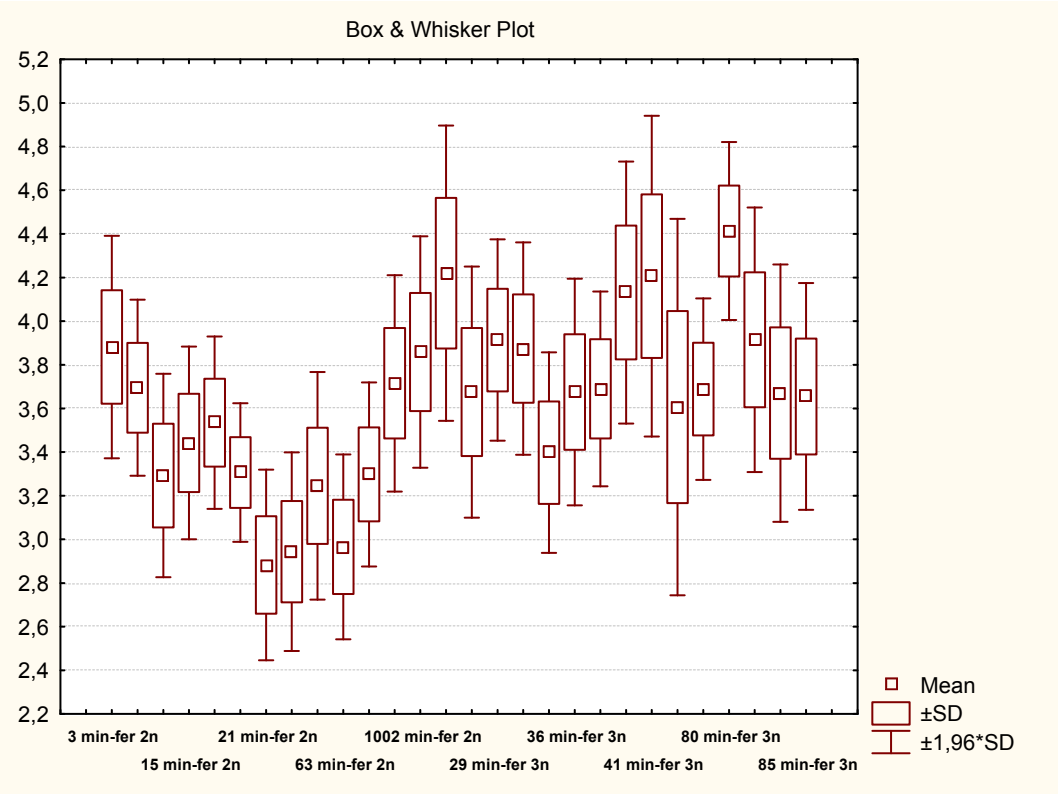
Graf 2. “length” - délka



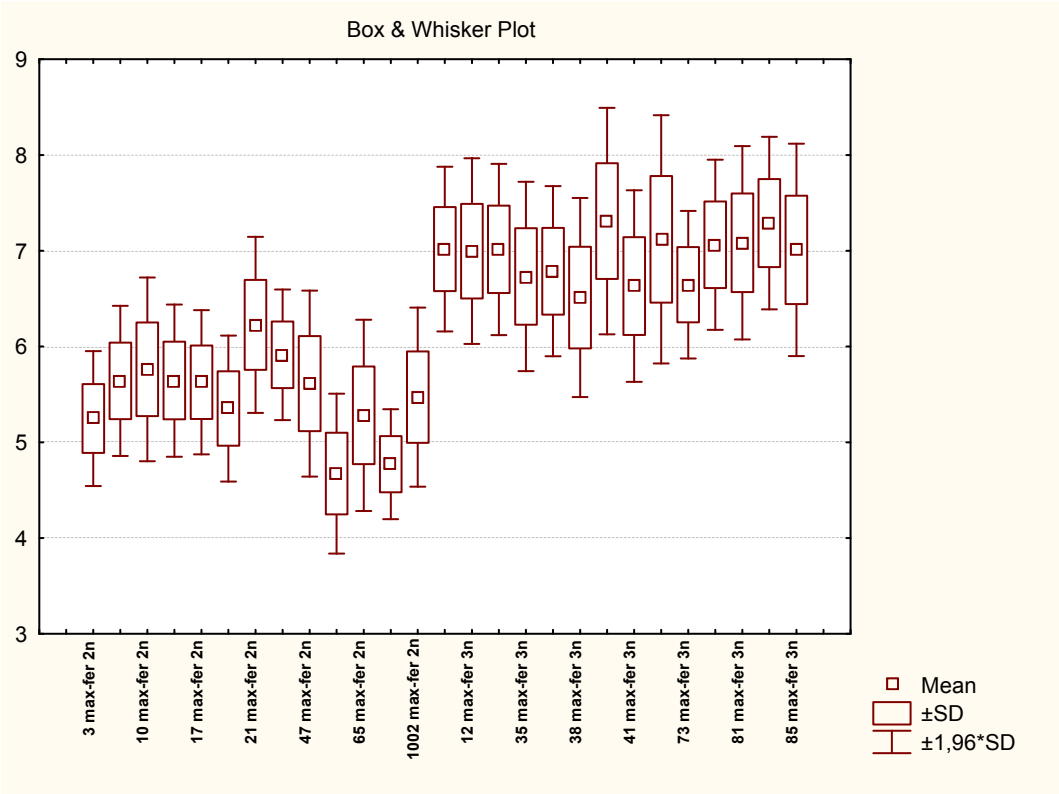
Graf 3. “width” (šířka)



Graf 4. “min. feret“



Graf 5. „max. feret”



SOUHRN

V naší studii jsme se pokusili vyhodnotit metodu určování ploidie jedinců polyploidního komplexu karase stříbřitého (*Carassius* ‘*gibelio*’) pomocí měření jader erytrocytů počítačovým programem L.U.C.I.A. Metoda byla testována u jedinců se známým počtem chromozómů. Jedinci s přibližně 100 chromozómy obecně označováni jako diploidní měli v průměru velikost plochy jádra erytrocytu 14,03 ± 1,46 μm^2. Jedinci se 150 chromozómy 20,71 ± 1,76 μm^2. Obě dvě skupiny bylo možné spolehlivě rozlišit na hladině významnosti α = 0,01. Tato metoda se nám jeví jako velmi rychlá, jednoduchá a dostatečně spolehlivá pro určení ploidie karase stříbřitého.

PODĚKOVÁNÍ
Tato studie vznikla za podpory grantů: GA ČR 206/00/0668, GA CZU 10/360/00, BiodIberia Project number: A 110. Rádi bychom poděkovali Martinovi Flajšhansovi a Petrovi Rábovi za cenné rady.

LITERATURA

Benfey, T., J.: 1999, The Physiology and Behavior of Triploid Fishes, Reviews in Fisheries Science, 7(1): s. 39-69.

Boroń, A.: 1994, Karyotypes of diploid and triploid silver crucian carp *Carassius auratus gibelio* (Bloch). Cytobios 80:117-124

Fan, Z. & Liu, G., 1990: The Ploidy and Reproductive mechanism of Crucian Carp (*Carassius auratus gibelio*). Journal of fish biology 36: (3) 415-419

Flajšhans, M.: 1997 A Model Approach to Distinguish Diploid and Triploid Fish by Means of Computer-Assisted Image Analysis, Acta vet. Brno, 66: s. 101-110.

Halačka, K., Lusková, V.: 2000, Polyploidie u karase stříbřitého (*Carassius auratus*) v dolním toku Dyje – determinace pomocí velikosti jader erytrocytů., Sborník referátů ze IV. Ichtyologické konference, Vodňany 10-12.5.2000, s 110-113 .

Li, Ch., J., Gui, J., F.: 2003, Comparative studies on *in vitro* sperm decondesation and pronucleus formation in egg extracts between gynogenic and bisexual fish, Cell Research, 13(3), s 159-169.

Peňáz, M., Ráb, P., Prokeš, M., 1979: Cytological analysis, gynogenesis and early development of *Carassius auratus gibelio*. Acta Sci. Nat. Brno, 13(7): 1 – 33.

Zhou, L,. Wang, Y., Gui, J., F.: 2000, Genteic Evidence for Gonochoristic Reproduction in Gynogenetic Silver Crucian Carp (*Carassius auratus gibelio* Bloch) as Revealed by RAPD Assays, J. Mol. Evol., 51, s. 498-506.

ADRESY AUTORŮ

Ing. ***Lukáš Kalous*** (1;2) e-mail: kalous@af.czu.cz
Ing. ***Miloslav Petrtýl*** (1) e-mail: petrtyl@af.czu.cz

(1) katedra zoologie a rybářství, Agronomická fakulta, Česká zemědělská univerzita v Praze, 165 21 Praha 6 – Suchdol

(2) laboratoř genetiky ryb, Ústav živočišné fyziologie a genetiky živočichů, Akademie věd ČR, 277 21 Liběchov

PŮVOD A IDENTIFIKACE RYB RODU *CARASSIUS* V EVROPĚ POMOCÍ MOLEKULÁRNĚ-GENETICKÝCH DAT

Origin and Identification of Fishes of the Genus Carassius in Europe as Revealed by Molecular Data Analyses

L. KALOUS, V. ŠLECHTOVÁ JR., J. BOHLEN, I. DOADRIO

ABSTRACT

Three members of the genus Carassius are known from Europe, but taxon identity, identification and the impact of introduction of Asian populations are poorly understood. In the present study we report on the sorting of representative populations across Europe and Asia according to mtDNA data. The three identification lineages clearly refer to the groups gibelio, carassius and auratus. The distinct species level of C. auratus and C. gibelio is demonstrated by the close ties between Asian and European representatives of C. gibelio in respect to C. auratus. All analyzed wild populations of Carassius from the Iberian Peninsula turned out to be derived from domesticated C. auratus. A single sample from the River Chrudimka contained a mitochondrial haplotype that was most similar to Japanese C. langsdorfi, which may be the result of a direct introduction of this lineage from Asia.

ÚVOD

Problematika původu a názvosloví ryb rodu karas (*Carassius*), především ryb řazených formálně do druhu „karas stříbřitý (*Carassius auratus*)“ (Baruš & Oliva, 1992), byla již zmiňována dříve, např. Kalous & Bohlen (2002).

Z karasů vyskytujících se v Evropě je karas obecný (*Carassius carassius*) morfologicky dobře rozlišitelný, ačkoliv bývá často zaměňován s karasem stříbřitým, např. kresba karase stříbřitého v publikaci „Ryby“ (Pospíšil & Hísek). Rozřešení otázky původu ryb ze skupiny označované dosud formálně jako *Carassius auratus* a jejich rozšíření v Evropě vyžaduje pečlivou analýzu, která by poskytla jednoznačná data pro vyvození nejpravděpodobnějších závěrů, které se až dosud opíraly spíše o spekulace. Při použití klasických ichtyologických metod, jako jsou např. metody morfologické, je tento problém neřešitelný. To dokládají data uvedená např. v pracích Hensela (1971) a Vasiljeva-ové (1990). Cytologické metody, jako např. metody studia chromozómů jsou vzhledem k jejich vysokému počtu a dosud neznámé variabilitě karyotypů a dalších chromozómových markerů velmi zdlouhavé a náročné (Peňáz *et al.*,1979, Boroń, 1994, Zhou *et al.*, 2001). V Evropě se vyskytující karasi z okruhu *C. auratus* mají 3 ploidní úrovně: jako diploidní jsou označováni jedinci se 100 chromozómy, jako triploidní s přibližně 150 chromozómy a tetraploidní s přibližně 200 chromozómy. Je však nutno si uvědomit, že jedinci se 100 chromozómy, kteří se rozmnožují výlučně bisexuálně, jsou evolučně tetraploidního původu, chovají se však jako ostatní diploidní pohlavně se množící formy (Ohno 1970)

Studovaní karasi z Pyrenejského poloostrova byly doposud pouze diploidní stejně jako domestikovaní karasi zlatí pocházející z akvarijních a bazénových chovů v Česku (Collares-Pereira & da Costa, 1999, Kalous nepubl.). To by nasvědčovalo tomu, že v západním středomoří se dosud vyskytuje pouze zdivočelá (ferální) forma karase zlatého (*Carassius auratus*), zatímco ve střední a východní Evropě převažují formy polyploidního hybridního komplexu karase stříbřitého (*Carassius* ‘*gibelio*’), zřejmě původem z dálného východu (Holčík & Žitňan, 1978; Lusk *et al.*,1998).Tento východoasijský původ je předpokládán, skutečný důkaz však chybí. Někteří autoři také vyslovují domněnku o autochtonním původu přinejmenším některých forem (Hensel, 1971), opět bez skutečného důkazu.

Metoda sekvenace mitochondriální DNA a je považována za velmi účinnou metodu při studiu genealogických vztahů (Avise *et al.*, 1979, Moritz *et al.*, 1987) a může napomoci porozumět původu a rozšíření ryb rodu *Carassius* v Evropě. Jedním z nejuniverzálnějších a nejvíce používaných úseků mitochondriální DNA, zejména v rámci řádu *Cypriniformes*, je gen pro cytochrom b. Analýza právě tohoto úseku byla v předkládané studii použita pro zodpovězení následujících základních otázek:

1. Jaký je původ expanzní formy?
2. Identifikace ryb rodu *Carassius* na Pyrenejském poloostrově
3. Jaké jsou fylogenetické vztahy mezi evropskými a asijskými formami.

MATERIÁL A METODIKA

Materiál pro genetické analýzy byl získán z vlastních odlovů nebo byl poskytnut zahraničními kolegy. Zahrnuje 37 jedinců z 19 populací pocházejících z 19 oblastí Evropy a Asie. Podrobnější informace týkající se materiálu jsou uvedeny v Tab.1.

Z každého jedince byl odebrán vzorek tkáně (část ploutve, svalová tkáň, šupina), který byl až do izolace DNA fixován v 96% čistém ethanolu. Jaderná DNA byla izolována metodou „fenol-chloroform“ (Sambrook *et al*. 1989). Cytochrom b mtDNA byl amplifikován za použití primerů GLUD-GL: 5’- TGA CTT GAA (AG)AA CCA (CT)CG TTG (Palumbi, 1996) a H16460: 5‘ – CGA (CT)CT TCG GAT TAC AAG ACC G (Bermingham,

per. com.). PCR reakce v 50 µl objemu obsahovala10 mM Tris-HCl, 50 mM (NH4)2SO4, 0.1% Triton X-100, 1.2 až 1.8 mM MgCl2, 10 nmol od každého nukleotidu, 2.5 U rekombinantní Taq polymerasy (všechny použité chemikálie od firmy Top-bio) a 25 pmol od každého primeru. Profil PCR reakce sestával z: 1) iniciační denaturace při 94°C po dobu 2 minut, 2) pět cyklů, z nichž každý zahrnoval denaturaci při 94°C po 45 sec., annealing při 50°C po 45 sec. a elongační krok při 75°C po dobu 90 sec., 3) 30 cyklů sestávajících z denaturace při 94°C po 45 sec., annealingu při 52°C po 45 sec. a elongace při 72°C po 90 sec., 4) PCR reakce byla zakončena finální elongací při 72°C po dobu 5 minut. Produkty PCR reakce byly přečištěny ethanolovou precipitací a následně použity pro sekvenační reakci s použitím BigDye™ Terminator Cycle Sequencing Kit v 3.1 (PE Applied Biosystems) přesně podle návodu výrobce. Produkty sekvenační reakce byli opět přečištěny ethanolovou precipitací. Pro sekvenaci byl použit přístroj ABI Prism 3100 Genetic Analyser (Perkin Elmer). Analyzovaný fragment mitochondriální DNA každého vzorku byl sekvenován z obou (3' a 5') konců za použití výše zmíněných primerů.

Chromatogramy byly sesazeny pomocí počítačového programu SeqManII (součást programového balíku DNAStar, http://www.dnastar.com). Sesazené sekvence byly zkontrolovány pro odstranění případného výskytu chyb a následně porovnány pomocí tzv. alignmentu za použití algoritmu ClustalW v programu BioEdit (Biological sequence alignment editor v 5.0.9, http://mbio.ncsu.edu/BioEdit/bioedit.html).

Pomocí počítačového programu Arlequin 2.000 (Schneider *et al*., 2000) byla spočtena tzv. nukleotidová diversita π (Nei, 1987), což je průměrný počet nukleotidů na pozici v sekvenci.

Fylogenetické vztahy mezi jedinci byly rekonstruovány metodou „neighbour-joining" (NJ) za použití programu MEGA 2.1 (Kumar *et al.*, 2001) a PAUP* ver. 4.0b10 (Swofford, 2000). Program PAUP* byl použit také pro konstrukci fylogenetického stromu pomocí metody maximální pravděpodobnosti (Maximum Likelihood, ML), stejně tak jako pro odhad parametrů substitučního modelu nejlépe odpovídajícímu danému souboru dat. Jako nejvhodnější byl vybrán GTR model (general time reversible) s gamma rozdělením rychlosti mutací (γ=0.3), frekvencemi jednotlivých basí A=0.29, C=0.29, G=0.14, T=0.29 a následující substituční maticí: A-C = 4.30, A-G = 37.80, A-T = 3.66, C-G = 1.80, C-T = 36.39, G-T = 1.00. ML fylogenetický strom byl zkonstruován pomocí metody „Quartet puzzling". Jako outgroup pro byla použita sekvence kapra obecného (*Cyprinus carpio*) z GenBank (přístupové číslo AY347295.1).

Tab.1 Lokality

Lokalita	Stát	Forma/druh	Počet
Dyje	Česko	*Carassius 'gibelio'*	2
Vodňany	Česko	*Carassius auratus*	2
Hluboká nad Vltavou	Česko	*Carassius 'gibelio'*	3
Strkov nad Lužnicí	Česko	*Carassius 'gibelio'*	2
Milevsko	Česko	*Carassius carassius*	1
Dolní Benešov	Česko	*Carassius 'gibelio'*	2
Stráž nad Nisou	Česko	*Carassius sp.*	1
Bojanov, Chrudimka	Česko	*Carassius 'gibelio'*	1
Dugo Selo	Chorvatsko	*Carassius 'gibelio'*	3
Sáva (Zagreb)	Chorvatsko	*Carassius 'gibelio'*	2
Jezero Abashiri	Japonsko, Hokaido	*Carassius langsdorfi*	2
Szaravas	Maďarsko	*Carassius 'gibelio'*	3
Shanghai, trh	Čína, Shanghai	*Carassius sp.*	2
Řeka Guadiana	Portugalsko	*Carassius auaratus*	3
Řeka Trancão	Portugalsko	*Carassius auaratus*	2
Řeka Tajo	Portugalsko	*Carassius auaratus*	2
Říčka Malleta	Itálie, Piemont	*Carassius gibelio*	1
Řeka Jucar	Španělsko, Valencia	*Carassius auratus*	1
Nádrž Kirkareli	Turecko, Thracia	*Carassius 'gibelio'*	2

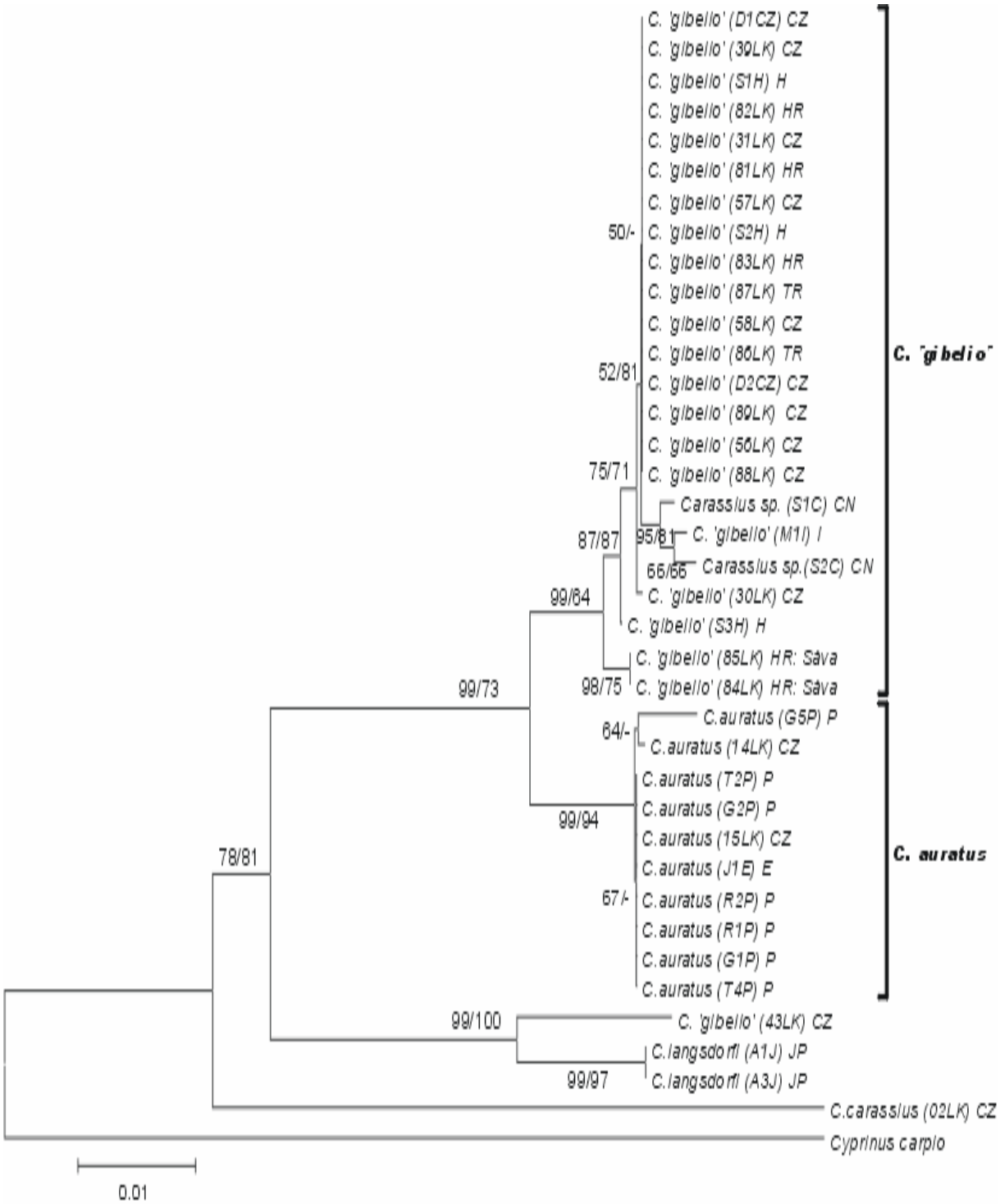
VÝSLEDKY A DISKUSE

Délka konečného alignmentu sekvencí cytochromu b všech 37 analyzovaných jedinců činila 1078 basí. Variabilita byla prokázána u 12.5% nukleotidových pozic, přičemž 9% pozic z celkové délky alignmentu bylo informativních (tzv. parsimony information). Nukleotidová diversita π byla 0.0275 (S.E. 0.0023). Fylogenetické stromy sestrojené pomocí metod NJ a ML byly navzájem kongruentní, viz. obr. 1., na kterém je zobrazen fylogenetický strom.

Tradičně jsou v Evropě dosud rozlišovány pouze dva druhy ryb rodu *Carassius*: karas obecný a karas stříbřitý. Karas stříbřitý je dále rozdělen do dvou poddruhů a to je karas zlatý (*Carassius auratus auratus*) a gibelio (*Carassius auratus gibelio*) (Berg 1949, Baruš a Oliva 1992, Paepke 1999, Sczerbowski 2002).

Kottelat (1997), rozlišuje v Evropě tři druhy: karas obecný (*Carassius carassius*), karas zlatý (*Carassius auratus*) a karas stříbřitý (*Carassius gibelio*).

Obr.1



Fylogenetický strom zkonstruovaný pomocí metod “neighbour joining” a “maximum likelihood” znázorňující vztahy mezi analyzovanými jedinci. Jako outgroup byla použita sekvence kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Hodnoty u jednotlivých větví znázorňují bootstrapovou podporu pro NJ a ML jako % z 1000 pseudoreplikací. Znázorněny jsou všechny hodnoty, kde pro NJ analýzu byla podpora 50% a více. V případech, kde pro znázorněné hodnoty byla bootstrapová podpora nižší nez 50%, je daná hodnota nahrazena pomlčkou. Zkratky: CZ - Česká republika, H - Maďarsko, HR - Chorvatsko, TR - Turecko, CN - Čína, I - Itálie, P - Portugalsko, E - Španělsko, JP - Japonsko.

Karas zlatý zvaný též „zlatá rybka“ se do Evropy dostal v sedmnáctém století, do Portugalska buď roku 1611 nebo 1691 (Yarrell, 1836).

Po té co se stal karas zlatý díky zvládnutí jeho rozmnožování dostupnějším, začal se objevovat , díky jeho únikům z rybníčků či záměrnému vysazování, i ve volné přírodě. Jeho výskyt je však bodový a většinou netvoří příliš početné populace. Takový typ výskytu je pozorován například u populací karase zlatého na Pyrenejském poloostrově (Doadrio, 2001).

Gynogeneticky, tj. asexuálně, se množící populace karase stříbřitého (*Carassius* ‘*gibelio*’) ve střední Evropě mají svůj původ nejspíše v importech z dálného východu (Lusk *et al*., 1998). Na rozdíl od zmíněného karase zlatého byla expanze tohoto komplexu v Evropě velmi úspěšná. Počátky této expanze lze hledat pravděpodobně v povodí Dunaje, odkud se vlna kolonizace šířila po celé oblasti České republiky a do dalších částí Evropy. (Holčík & Žitňan, 1978). Šíření karase stříbřitého napomohl především člověk jeho rozšiřováním jako příměsi rybích násad. Unikátní schopnost tohoto druhu rozmnožovat se gynogeneticky, tj. používat pro reprodukci samce jiných druhů kaprovitých ryb (tzv.“sexuální parazitizmus), stejně tak jako vysoká ekologická plasticita a adaptabilita vedly k jeho rychlému namnožení na vhodných lokalitách.

Oproti dosavadnímu tradičnímu rozdělení, které bylo zmíněno na začátku diskuse ve shodě s našimi daty, se přikláníme k následujícímu taxonomickému řešení.

Evropu obývají dva diploidní, bisexuálně se množící druhy: původní karas obecný (*Carassius carassius*) a introdukovaný karas zlatý (*Carassius auratus*), který se na kontinent dostal v 17. století již jako domestikovaná forma. Dále je v Evropě přítomen hybridní polyploidní komplex karas stříbřitý (*Carassius* ‘*gibelio*‘) jehož taxonomické označení „gibelio“ je vzhledem k původu tohoto jména jen dočasné a proto je uváděno v uvozovkách (Kalous & Bohlen, 2002). Z našich dat však jednoznačně vyplývá, že *Carassius* ‘*gibelio*‘ v žádném případě nespadá do taxonu *Carassius auratus* a měl by být tedy formálně oddělen.

Původ expanzní formy: Vzhledem k vyšší příbuznosti komplexu karase stříbřitého s karasem zlatým (který má prokazatelně původ v Asii) a nižší příbuznosti s karasem obecným, se domníváme, že karas stříbřitý pochází skutečně z Asie a jeho výskyt v Evropě tedy není původní. Tato hypotéza je významně podpořena v předkládané studii zjištěným faktem, že analyzovaní jedinci karase stříbřitého z Číny tvořili (s vysokou statistickou podporou, viz. obr.1) monofyletickou linii s jedinci karase stříbřitého nejen z našeho území, ale i z dalších evropských zemí. Tato práce tedy prokázala přímou příbuznost evropského karase stříbřitého s asijskými formami.

Analýzy populací karase z Pyrenejského poloostrova jednoznačně prokázaly jejich blízkou příbuznost s jedinci okrasných karasů (*Carassius auratus*) jedinci pocházejících z ČR. Identifikace karase z Pyrenejského poloostrova tedy zařadila tamní populace do skupiny karase zlatého (*Carassius auratus*) a prokázala, že se jedná o zdivočelé populace domestifikovaných forem.

Zajímavý je haplotyp ryby určené morfologicky jako karas stříbřitý z říčky Chrudimky. Tato ryba se vyskytuje ve stejné skupině s *Carassius langsdorfi* z Hokaida z Japonska. Tento fakt nás vede k úvaze zda na naše území nebyl introdukován i tento „druh“, například s dovozy okrasných koi kaprů.

SOUHRN

V Evropě se vyskytují dva druhy a jeden hybridní polyploidní komplex rodu karas (*Carassius*), ale jejich taxonomická identita není dostatečně jasná. V naší studii předkládáme rozdělení Evropských populací rodu karas (*Carassius*) ve shodě s našimi daty získanými ze sekvenace mtDNA genu pro cyt. b. Tři identifikované linie jasně oddělují skupiny *gibelio, carassius* a *auratus* na úrovni druhu. Větší příbuznost karase stříbřitého a výskyt čínských haplotypů v této skupině, dokládá jeho asijský původ. Všechny analyzované divoké populace karase zlatého (*Carassius auratus*) z Pyrenejského poloostrova náleží do stejné skupiny jako domestikované formy karase zlatého z ČR. Jediný exemplář z říčky Chrudimka měl haplotyp nejvíce příbuzný japonskému *Carassius langsdorfi*. Tento nález by mohl být vysvětlen jako následek dalších introdukcí např. s dovozy koi kaprů.

PODĚKOVÁNÍ

Tato studie vznikla za podpory grantů: BiodIberia Project number: A 110, GA ČR 206/00/0668 a cíleného grantu Reg. číslo S 5045011, AV ČR. Rádi bychom poděkovali všem kteří ním poskytli materiál pro analýzy.

LITERATURA

Avise, J.C., Giblin-Davidson, C., Laerm, J., Patton, J.C., Lansman, R.A., 1979. Mitochondrial DNA clones and matriarchal phylogeny withinand among geographic populations of the pocket hopher, Geomys pinetis. Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 76, 6694-6698.

Baruš, V. & Oliva, O., 1995. Petromyzontes and Osteichthyes II. Academia, Prague, p. 215-234

Berg, L. S., 1949. Fresh-water fishes of Soviet Union and adjacent countries II. Freshw. Fish. USSR, Guide Fauna USSR No. 29: 467-925. [In Russian]

Boroń, A., 1994. Karyotypes of diploid and triploid silver crucian carp *Carassius auratus gibelio* (Bloch). Cytobios 80:117-124

Collares-Pereira, M.J., Moreira da Costa, L., 1999. Intraspecific and interspecific genome size variation in Iberian Cyprinidae and the problem of diploidy and polyploidy, with review of genome sizes within the family, Folia zoologica, vol.48 , s. 61-77.

Doadrio, I., 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España, Consejo Superior de Investigaciones Científicas.CSIC. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid s. 165-166
Hensel, K., 1971. Some notes on Systematic Status of Carassius auratus gibelio (Bloch, 1782) with Further Record of this Fish from the Danube River in Czechoslovakia, Věstník Československé Společnosti Zoologické Svazek XXXV-číslo 3- p.186-198
Holčík, J. & Žitňan, R., 1978. On the Expansion and Origin of *Carassius auratus* in Czechoslovakia, Folia Zoologica 27(3): 279-288
Kalous L., Bohlen J., 2002. Problém s taxonomickou identifikací karase stříbřitého (*Carassius* '*gibelio*'), Sborník referátů V. Česká ichtyologická konference, Brno, 25-26.9.2002, 75-80.
Kottelat, M., 1997. Biologia Bratislava, Section Zoology, volume 52/suppl.5, p. 52-53
Kumar, S., Tamura, K., Jakobsen, I.B., Nei, M., 2001. MEGA2: Molecular Evolutionary Genetics Analysis software. Arizona State University, Tempe, Arizona, USA.
Lusk, S., Lusková, V., Halačka, K., 1998. Karas stříbřitý – 25 let od jeho přirozené introdukce. Sborník referátů z III. České ichtyologické konference, Vodňany
Moritz, C., Dowling, T., Brown, W., 1987. Evolution of animal mitochondrial DNA: relevance for population biology and systematics. Ann. Rev. Ecol. Sys., 18, 269-292.
Nei, M., 1987. Molecular Evolutionary Genetics. Columbia University Press, New York.
Ohno, S., 1970. Evolution by gene duplication. Springer-Verlag, NY.
Paepke, H.-J., 1999. Bloch's fish collection in the Museum für Naturkunde der Humboldt Universität zu Berlin: an illustrated catalog and historical account. Theses Zool. v. 32: 1-216, Pls. 1-32 (unpaginated).
Palumbi, S.R., 1996. Nucleic acids II: the polymerase chain reaction. In: Hillis, D.M., Moritz, C., Mable, B.K. (Eds.), Molecular Systematics, second ed. Sinauer, Sunderland, MA.
Peňáz, M., Ráb, P., Prokeš, M., 1979. Cytological analysis, gynogenesis and early development of Carassius auratus gibelio. Acta Sci. Nat. Brno, 13(7): 1 – 33.
Popíšil, O., Hísek, K., Ryby, Edice Voda a Život, Rybář, s.r.o. (rok neuveden)
Sambrook, J., Fritsch, E.F., Manitais, T., 1989. Molecular Cloning. A Laboratory Manual, second ed. Cold Spring Harbor Laboratory, Cold Spring Harbor.
Schneider, S., Roessli, D., Excoffier, L., 2000. Arlequin ver. 2.000: A software for population genetics data analysis. Genetics and Biometry Laboratory, University of Geneva, Switzerland.
Szerbowski : in Banarescu, P. M. & H.J. Paepke, 2002. The freshwater fishes of Europe. Cyprinidae 2, Part III: *Carassius* to *Cyprinus*. Gasterosteidae. The freshwater fishes of Europe. v. 5:3: I-XI, 1-305.
Swofford, D.L., 2000. PAUP. Phylogenetic Analysis using Parsimony (and other methods). Version 4. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
Vasileva, E.D., 1990. Notes about morphologic differences between gynogenetic and bisexual form of *Carassius auratus* (C*yprinidae, Pisces*). Zoologičeskij žurnal, 11, 97-110 [In Russian].
Yarrell, W., 1835-36. A history of British fishes, 2 vols. London. vol. 1:i-xxxvi + 1-408; vol. 2:1-472 + supplements 1-45 and 1-72. Hist. Brit. Fish. ed.
Zhou, L., Wang, Y., Gui, J. F., 2000. Genetic evidence for gonochoristic reproduction in gynogenetic silver crucian carp (*Carassius auratus gibelio* Bloch) as revealed by RAPD assays. J. Mol. Evol., 51: (5) 498-506.

ADRESY AUTORŮ

Ing. ***Lukáš Kalous*** (1;2) e-mail: kalous@af.czu.cz
Mgr. ***Vendula Šlechtová*** (2) e-mail: v.slechtova@iapg.cas.cz
Dr***. Jörg Bohlen*** (2) e-mail: bohlen@iapg.cas.cz
Dr***. Ignacio Doadrio*** (3) e-mail: mcnd147@mncn.csic.es

(1) katedra zoologie a rybářství, Agronomická fakulta, Česká zemědělská univerzita v Praze, 165 21 Praha 6 – Suchdol

(2) laboratoř genetiky ryb, Ústav živočišné fyziologie a genetiky živočichů, Akademie věd ČR, 277 21 Liběchov

(3) Departemento de biodoversidad y biologia evolutiva, Museo nacional de ciencias naturales, C/José Gutierrez Abascal 2, 280 06 Madrid, Španělsko

VÝSKYT A RŮST DRSKA MENŠÍHO (*ZINGEL STREBER*) A DRSKA VĚTŠÍHO (*ZINGEL ZINGEL*) V ČESKÉ REPUBLICE

Growth of Zingel streber and Zingel zingel and their distribution in the Czech Republic

VETEŠNÍK L., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., LUSK S.

Abstract

Zingel streber and Zingel zingel are typical Danubian species occurring rarely in the Morava River drainage area within the waters of the Czech Republic. Due to weir constructions and especially due to increase of water pollution during the first half of the last century, they disappeared from our waters. Only after improvements of the water quality in the rivers Morava and Dyje, the new occurrence of Z. zingel was ascertained as early as in 1992, and that of Z. streber in 2003 in the area of the confluence of both rivers. In Z. streber beside older classes, a very numerous occurrence appeared of year-of-year specimens, which evidenced a successful reproduction of this species in 2003. The restoration of both species was conditioned by constant improvements of the water quality and by possibilities of free migrations from the Danube through the Slovakian-Austrian part of the Morava River. The constant occurrence of both species is constrained at present to short sections (Morava r.km 70-74.1 and Dyje 0.0 – 26.7).

Examined was the standard length growth in Z. streber (n=16), see Table 1 and in Z. zingel (n=24), see Table 2. The age structure of Z. streber sampled during our investigations was from 0+ to 5+ and in Z. zingel from 2+ to 7+. Both species are assessed as critically endangered and protected by the national and European legislations.

ÚVOD

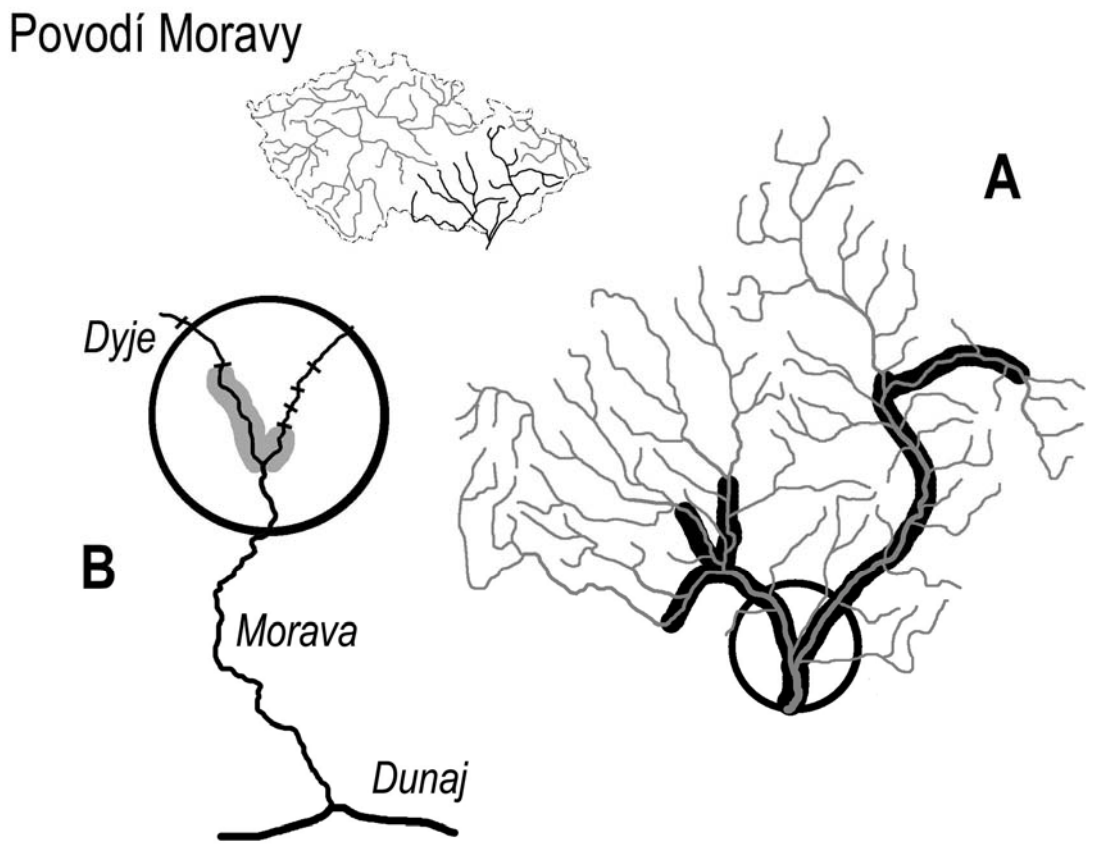
V oblasti střední Evropy je výskyt drsků omezen na povodí Dunaje. Na území České republiky připadá v úvahu výskyt drska většího (*Zingel zingel*) a drska menšího (*Zingel streber*) v povodí Moravy (přítok Dunaje). Výskyt obou druhů drsků byl v minulosti hodnocen jako řídký, ojedinělý a nebo vzácný. V první polovině 19. století nebyly na toku Moravy i na větších přítocích trvalé migrační bariéry, které by znemožňovaly migraci obou druhů vysoko proti proudu, o čemž svědčí následující historické zprávy. Jeitteles (1863) registroval oba druhy v toku Moravy v Olomouci (ř. km 233). Výskyt obou druhů uvádí Princ (1882) v řece Bečvě okolo 60km od jejího ústí do Moravy v ř. km 210,7. Drsek menší vyplouval z Dunaje do řeky Moravy, Dyje a Svratky (Heinrich 1856). O výskytu drska menšího v dolním toku Jihlavy psal i Canon (1927). Poslední prokazatelný záznam o výskytu drska menšího v toku Moravy u Hodonína (ř. km 100) z období 1911-1915 uvedli Zbořil & Absolon (1915). Podle Heinricha (1856) byl drsek větší loven v toku Moravy u Strážnice a v Břeclavi, kam vytahuje z Dunaje. Klvaňa (1886) uvedl, že v Moravě v okolí Břeclavi a Strážnice se vyskytuje všeobecně, méně známý je u Uherského Hradiště a Kroměříže. Zbořil & Absolon (1915) hodnotili výskyt drska většího jako řídký. Poslední konkrétní pozorování drska většího z roku 1944 z oblasti Mikulčic uvedl Kux (1956). Další informace o výskytu drska většího i drska menšího se neopírají o konkrétní pozorování a vycházejí pravděpodobně z uvedených historických údajů (Dyk 1956, Šimek 1954). Rozšíření drska menšího a drska většího v minulosti viz obr.1 (A). Z uvedených literárních informací o výskytu drsků v povodí Moravy na území ČR vyplývá, že tyto ryby k nám migrovaly z Dunaje. V literatuře není uvedeno nic o jejich reprodukci.

Ve druhé polovině 19. a v první polovině 20. století byly na toku Moravy postupně budovány stabilní vysoké stupně, které představují absolutní migrační bariéry pro ryby (Lusk et al. 1996, Lusk & Holčík 1998). Obdobně tomu bylo i na toku Dyje. Dalším faktorem, který vedl k vymizení nejcitlivějších druhů ryb byla devastace kvality vody. V průběhu minulého století postupně narůstalo znečištění vody v řekách Morava a Dyje na území České republiky, které mělo za následek rozsáhlé úhyny ryb. Současně prováděné úpravy obou toků spočívající především v napřímení a kanalizaci jejich koryt zvyšovaly rozsah těchto úhynů a zhoršily výrazně podmínky pro existenci a život ryb (Kux 1956, Lusk & Holčík 1998). Obrat k lepšímu nastal po roce 1990, kdy se postupně zlepšovala kvalita vody jak v Moravě tak i v Dyji, kde se výrazně uplatnil příznivý vliv Novomlýnských nádrží.

V průběhu posledního desetiletí minulého století byl v toku Dyje a Moravy postupně prokázán obnovený výskyt *Pelecus cultratus*, *Zingel zingel*, *Acipenser ruthenus,* divoká forma *Cyprinus carpio, Gymnocephalus schraetser* (Jurajda et al. 1992, 1994, Lusk & Jurajda 1995, Lusk et al. 1996, 2000). Byl zjištěn i výskyt zcela nových druhů *Sander volgensis, Proterorhinus marmoratus,Gymnocephalus baloni* (Jurajda & Pavlov 1993, Lusk et al. 2000).

Současné rozšíření obou drsků viz obr. 1 (B).

Obr. 1. Rozšíření drska menšího a drska většího v povodí Moravy v minulosti (A) a v současnosti (B).



MATERIÁL A METODIKA

Výskyt obou drsků jsme zjišťovali při pravidelných ichtyologických průzkumech na dolním toku Dyje a Moravy v období od 17. července do 28. listopadu 2003. V toku Moravy jsme během pěti exkurzí ulovili 167 jedinců *Z. streber* a 10 jedinců *Z. zingel*. V toku Dyje se nám podařilo při třech exkurzích ulovit 11 kusů *Z. streber* a 14 kusů *Z. zingel*. Ryby jsme získávali elektrolovem (stejnosměrný pulzní proud s paramentry 160-200V; 2,0-3,1A). U všech ulovených jedinců jedinců jsem měřili celkovou délku ryby (TL) a délku těla (SL). U jedinců starších 0+ jsme odebrali několik šupin pro zjištění věku a zpětného růstu. Zpětné stanovení růstu bylo provedeno podle metodického postupu R. Lee s korekcí na zakládání šupin u *Z. streber* 26mm *a Z. zingel* 33mm (Makara & Stráňai 1980). Vzdálenosti k jednotlivým anulům jsme měřili na ventrolaterálním.poloměru šupiny.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Zásadní podmínkou k obnově výskytu obou druhů drsků, které z toku Moravy a Dyje v minulosti vymizely, bylo bezbariérové propojení oblasti soutoku obou řek s Dunajem a výrazné zlepšení kvality vody (Lusk & Holčík 1998). Po postupném zlepšení kvality vody zejména v toku Moravy bylo otázkou času, kdy se podaří prokázat obnovu výskytu drska většího i drska menšího.

Zingel streber (Siebold, 1863)

Výskyt *Z. streber* v dolním toku Moravy a Dyje na území ČR byl zjištěn o 10 let později než tomu bylo u drska většího. První výskyt drska menšího (3 ex.) na řece Moravě jsme zaznamenali dne 17. července 2003 v ř.km 71,8 (N 48.37.795, E 16.57.550). V průběhu dalších výzkumů (13.8., 17.8., 16.9., 28.11. 2003) jsme zjišťovali hojný výskyt drska menšího v úseku Moravy od soutoku s Dyjí (ř.km 70.0) až po jez v ř.km 74,1. Na řece Dyji jsme první výskyt drska menšího zachytili 7.8. 2003 v ř.km 0,4 (N 48.37.162, E 15.56.143). V průběhu dalších výzkumů jsme zjistili výskyt drska menšího v ř.km 13,5 (3 ex.), 20,3 (6 ex.) a 25,7 (2 ex.). Z hlediska možností rozšíření tohoto druhu je absolutní migrační bariérou jez v ř.km 26,7, jak již obdobně zjistili pro další druhy (*Gymnocephalus schraetser, G. baloni, Pelecus cultratus*) Lusk et al. (1996, 2000).

Tab. 1. **Délkový růst *Zingel streber* v různých vodách ČR a SR**

Lokalita	Autoři	n	Zpětně vypočtená délka těla (mm)				
			SL_1	SL_2	SL_3	SL_4	SL_5
Morava	naše výsledky	16	81	114	130	146	163
Topl´a	naše výsledky	4	78	110			
Nitra	Makara & Stráňai (1980)	12	76	106	131	148	166
Hron	Stráňai & Makara (1976)	3	73	117			
Ondava	Krupka (1973)	15	71	104			
Radvaň n. Dunajom	Krupka (1973)	14	64	95	119	139	

Věková struktura odlovených jedinců drska menšího se pohybovala od 0+ do 5+ s vysokou převahou tohoročních jedinců. Svědčí to o úspěšném výtěru tohoto druhu ve zkoumaném úseku Moravy v roce 2003. U 16 jedinců jsme stanovili podle šupin růst délky těla s následujícími výsledky: SL_1=81 (76-86) mm, SL_2=114 (109-117) mm, SL_3=130 (126-133) mm, SL_4=146 (143-148) mm, SL_5=163 (160-165) mm. V porovnání s údaji o růstu *Z. streber* ze slovenských řek jsou námi zjištěné hodnoty délkového růstu velmi podobné (Tab.1). Přepočet délky těla (SL) na celkovou délku ryby (TL) lze provést koeficientem k=1,12. Dva největší jedinci byli samice s TL-199mm, SL-179mm, W-34,2g a s TL-200 mm, SL-180 mm a W-35,1 g. Berg (1949) a Banarescu (1964) uvádí jako maximální délku pro tento druh 175 mm. Makara & Stráňai (1980) měli největšího jedince samici o SL 171 mm a W 47 g. Muus & Dahlström (1968) uvádějí pro tento druh délku 120-180 mm a jako maximum okolo 220 mm bez uvedení zdroje informace.

Zingel zingel (Linnaeus 1758)
První zjištění pochází z roku 1992, kdy byli uloveni 2 jedinci v dolním toku Moravy (Jurajda et al. 1994). Od roku 1994 zjišťujeme výskyt drska většího v Dyji pod stupněm v Břeclavi každoročně, zejména v podzimním období (Lusk et al. 1996). Při výzkumech v dolním toku Moravy v roce 2003 jsme drska většího pravidelně zjišťovali v úseku mezi soutokem s Dyjí (ř. km 70,0) a stupněm v ř.km 74,1.

Tab. 2. Délkový růst *Zingel zingel* v různých vodách ČR a SR

Lokalita	Autoři	n	Zpětně vypočtená délka těla (mm)								
			SL_1	SL_2	SL_3	SL_4	SL_5	SL_6	SL_7	SL_8	SL_9
Morava, Dyje	Naše výsledky	24	68	108	135	177	213	227	264		
Ipel´	Makara & Stráňai (1980)	8	70	109	145	171	196	217	255	281	310
Hron	Stráňai & Makara (1976)	7	68	103	128	173	190	210	260		
Dunaj pri Štur	Krupka (1973)	25	65	83	139	176	204	229	252	294	

Vzorek 24 jedinců drska většího u nichž jsme zjišťovali věk tvořily ryby ve věku 2+ až 7+. Na základě šupin byl zpětně stanoven růst délky těla v jednotlivých letech: SL_1=68 (64-74) mm, SL_2=108 (99-116) mm, SL_3=135 (124-144) mm, SL_4=177 (165-189) mm, SL_5=213 (201-220) mm, SL_6=227 (220-230) mm, SL_7=258 (253-259) mm. Přepočet délky těla (SL) na celkovou délku ryby (TL) lze provést koeficientem k=1,15. Délkový růst drska většího z oblasti soutoku Moravy a Dyje je shodný s délkovým růstem tohoto druhu ve slovenských řekách (Tab. 2). V našem analyzovaném vzorku byla největší samice ve věku 7+ o velikosti TL 335mm, SL 290mm a W 255g. Banarescu (1964) uvádí jako maximální délku pro tento druh 480 mm. Muus & Dahlström (1968) uvádějí pro tento druh maximální délku okolo 500 mm bez uvedení zdroje informace. Makara & Stráňai (1980) měli největšího jedince samici o SL 310 mm a W 361 g.

SOUHRN

Obnova výskytu *Z. streber* a *Z. zingel* v oblasti soutoku Moravy a Dyje prokazuje strategický význam bezbariérového propojení říčního kontinua pro obnovu druhového spektra ichtyofauny. Po dřívějším zjištění výskytu drska většího (1992) byl v roce 2003 po dlouhé době prokázán výskyt i drska menšího v oblasti soutoku Moravy a Dyje na území České republiky. Významným zjištěním je průkaz úspěšné reprodukce tohoto druhu ve zkoumaném úseku Moravy. Zjištěné hodnoty délkového růstu drska většího i drska menšího se neliší od hodnot z některých slovenských řek. Současné rozšíření obou druhů drsků je limitováno stupni, které jsou pro ně nepřekonatelné. V toku Moravy je to stupeň v ř.km 74,1 a na toku Dyje v ř.km 26,7. Zprůchodnění stupňů pro migrace ryb by mělo být realizováno do roku 2015 na toku Dyje až po ř.km 40 (profil Nové Mlýny) a na toku Moravy minimálně po ř.km 110 (profil Hodonín).

Z. streber i *Z. zingel* jsou chráněni národní legislativou (vyhl.č. 395/1992 Sb.) jako „kriticky ohrožené druhy“. Pro drska většího i drska menšího byly dolní tok Dyje a dolní tok Moravy nad jejich soutokem navrženy jako zvláště chráněná území v rámci vytvářeného systému NATURA 2000. V národním Červeném seznamu pro mihule a ryby jsou *Z. streber* i *Z. zingel* hodnoceni jako druhy kriticky ohrožené (Lusk et al. 2004). Vedle dobré kvality vody je významným předpokladem pro výskyt obou druhů drsků vysoká morfologická a hydrologická

diverzita toku. Proto je potřeba zabránit odtěžení - likvidaci kamenitých a stěrkopískových lavic a dun napříč říčního koryta, které vytváří peřejnaté úseky. V kanalizovaných korytech toků zejména v podjezových úsecích poskytuje kamenný zához vhodný mikrohabitat pro drsky. Významným mikrohabitatem zejména pro výtěr a ryby do 1 roku věku představují štěrkopískové lavice s peřejnatým prouděním.

Poděkování
Studie vznikla v rámci řešení výzkumného grantu reg.č. A6093105 Grantové agentury Akademie věd České republiky a grantu reg.č. 206/03/Z022 Grantové agentury České republiky.

LITERATURA

BANARESCU P. 1964: Pisces–Osteichthyes. *Fauna Republicii Populare Romine, Vol. 13, EARPR, Bucuresti, pp.959.*

BERG L.C. 1949: Fishes in the freshwaters of SSSR and adjacent countries. Part 3, Moskva-Leningrad, 927-1382.

CANON H. 1927: Tiere der Heimat, ein Beitrag zur Tiergeographie des böhmischmährischen Höhenzuges. Jihlava.

DYK V. 1956: Naše ryby. *SZN Praha, 339 str.*

HEINRICH A. 1856: Mährens und k.k. Schlesiens Fische, Reptilien und Vögel. In: *Commision bei Nitsch und Grosse, Brünn, 1856, pp. 200.*

JEITTELES L. H. 1863: Die Fische der March bei Olmütz. I. *Abth. Jahres-Bericht über das kaislerl.-königl. Gymnasium in Olmütz während des Schuljahres 1863: 3-33.*

JURAJDA P., GELNAR M. & KOUBKOVÁ B. 1992: Occurence of ziege (*Pelecus cultratus*) in the River Morava with notes on its parasites. *Folia Zool. 41: 187-189.*

JURAJDA P., GELNAR M. & KOUBKOVÁ B. 1994: Occurence on Zingel (*Zingel zingel*) in the River Morava with notes on its parasites. *Folia Zool. 43: 93-96.*

JURAJDA P. & PAVLOV I**.** 1993: The first report of the Volga pikeperch (*Stizostedion volgense*) in the Dyje River. *Folia Zool, 42:* 383-384.

KLVAŇA J. 1886: Seznam ryb moravských a slezských. *Čas. vlast. spol. Mus. Olomouc, 3: 87-88.*

KRUPKA I. 1973: Ďalšie poznatky o veku a raste rýb. *Polovnictvo a rybárstvo, 25 (5): 28.*

KUX Z. 1956: Příspěvek k ichthyofauně dolní Moravy a Dunaje. *Čas. Moravského Musea, 41: 93-112.*

LUSK S., HANEL L. & LUSKOVÁ V. 2004: Red List of the ichthyofauna of the Czech Republic. *Folia Zool., 53: v tisku..*

LUSK S. & HOLČÍK J. 1998: Význam bezbariérového spojení říčního systému Moravy a Dyje na území České republiky s Dunajem. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (II): 69-83.*

LUSK S. & JURAJDA P. 1995: Record of ziege (*Pelecus cultratus*) in the Dyje River. *Folia Zool, 44: 284-287.*

LUSK S., LUSKOVA V. & HALAČKA K**.** 1996: Distribution of Species of the family Percidae in the waters of the Czech Republic. *Acta Universitatis Carolinae Biologica 40: 139-145.*

LUSK S., LUSKOVÁ V., HALAČKA K. & LOJKÁSEK B. 2000: Změny v druhové skladbě ichtyofauny na území České republiky po roce 1990. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (III): 21-28*

MAKARA A. & STRÁŇAI I. 1980: K poznaniu rastu kolka malého (*Zingel streber*, Siebold, 1863) a kolka vel´kého (*Zingel zingel*, Linnaeus, 1766). *Biologia, Bratislava, 35: 595-599.*

MUUS B.J. & DAHLSTRÖM P. 1968: Sűβwasserfische Europas. *BLV GmbH, Műnchen, 224 pp.*

PRINC V. 1882: Ryby v Bečvě u Val. Meziříčí. Ves*mír 11: 164-165.*

STRÁŇAI I. & MAKARA A. 1976: K veku a rastu kolka vačšieho (*Zingel zingel*, Linnaeus, 1758) a kolka menšieho (*Zingel streber* Siebold, 1863) v dolnom Hrone. *Biologia, Bratislava, 31: 883-884* .

ŠIMEK Z. 1954: Rybářství na tekoucích vodách. *SZN Praha*.

ZBOŘIL J. & ABSOLON K. 1915: Zoologická pozorování z okolí hodonínského. *Čas. mor. zem. mus., 15:171-183.*

ADRESA AUTORŮ
Ing. Lukáš ***Vetešník*** [1, 2], Ing. ***Karel Halačka***, CSc. [1], RNDr. ***Věra Lusková***[1], Doc. Ing. ***Stanislav Lusk***, CSc.[1]
[1] Ústav biologie obratlovců Akademie věd ČR, Květná 8, 603 65 Brno, Česká republika
[2] Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika, vetesnik@ivb.cz, halacka@ivb.cz, luskova@ivb.cz, lusk@ivb.cz

LABORATORNÍ STUDIE VELIKOSTNÍ VÝBĚROVOSTI KOŘISTI (STŘEVLIČKA VÝCHODNÍ, *PSEUDORASBORA PARVA*) OKOUNKEM PSTRUHOVÝM (*MICROPTERUS SALMOIDES*)

Laboratory approach to prey (topmouth gudgeon, Pseudorasbora parva) size selection study in largemouth bass (Micropterus salmoides)

MUSIL, J., ADÁMEK, Z.

Abstract

Piscivory is a very important mechanism in freshwater ecosystems. Information on the largemouth bass (Micropterus salmoides) predation under European conditions are rather unknown although occurence of this non-native piscivory predator is reported from many European countries. Selective predation is a common feature of most predators. The experimental study was aimed at size-selectivity in largemouth bass for pilot view on this phenomenon for further more sophisticated studies, explaining patterns of diet choice in more details.

Another non-native species the topmouth gudgeon (Pseudorasbora parva), often utilised as a prey fish for piscivorous fish culture in the Czech Republic was chosen as a prey fish. For size-selectivity demonstration, we used Ivlev´s (1961) and Chesson (1983) electivity indices, which were calculated from initial and final prey size during the 2–day observation period. Largemouth bass selected available small-size prey, which was similar to pike-perch (Sander lucioperca) foraging behaviour (Turesson et al. 2001), but largemouth bass showed strong selectivity foraging also on the smallest available prey.

ÚVOD

Okounek pstruhový (*Micropterus salmoides*, Lacepéde, 1802), původní severoamerický druh z čeledi *Centrarchidae*, vyskytující se ve dvou poddruzích (*Micropterus salmoides salmoides* a *Micropterus salmoides floridanus*) je typickou piscivorní rybou, která byla v průběhu 19. století introdukována na evropský kontinent do řady zemí (FAO, 1995). V roce 1889 byla dovezena do lokalit Třeboňska a v poslední době je její výskyt hlášen z rozsáhlého území Evropy (FAO, 1995, Welcomme, 1988, Blanc et al., 1971, Godinho, Ferreira, 1994, Bianco, Ketmair, 2001) s největším významem v areálu vyhovujícím nejlépe její ekologicko-fyziologické charakteristice (Turner, 1966), především v jižní Evropě (Itálie, Portugalsko, Španělsko, Francie). Za hlavní cíl evropské introdukce okounka pstruhového lze považovat především obohacení původní ichtyofauny s využitím jeho atraktivity jako vynikající sportovní ryby. Tento trend je sledován i v podmínkách České republiky (Adámek, Kouřil, 1996), kde je okounek chován na několika málo lokalitách Vodňanska, Třeboňska, Kardašovy Řečice (Kouřil, Klimeš, 1999) a Pohořelicka. Výjimečně je vysazován i do rybářských revírů jižních Čech.

Záměrné introdukce i nežádoucí zavlečení nepůvodních druhů často významně ovlivňují vztahy v původní ichtyocenóze. Tento druh je z hlediska interakcí na původní ichtyofaunu hodnocen jako potenciálně nebezpečný a to i z amerického kontinentu (Mincley, 1973, Miller, Pister, 1971) především silným predačním tlakem ovlivňujícím složení původní ichtyofauny. Z tohoto důvodu je pochopitelné, že potravnímu chování okounka pstruhového byla věnována značná pozornost v celé řadě studií (Colgan et al., 1986, Lewis, Helms, 1964, Stoeckel, Heidinger, 1992, Lewis et al., 1974, Lewis et al., 1961, Clady, 1974, Espinosa et al., 1973, Howick, O'Brien, 1983, Savino, Stein, 1982, Kaina, O'Hara, 1974), v evropských podmínkách pak ve studiích Adámka a Siddiquiho (1996) a Godinho s Ferreirou (1994).

Výskyt okounka pstruhového na území ČR je soustředěn převážně do rybničních chovů, se zanedbatelným výskytem ve volných vodách. Z tohoto pohledu je objektivní posouzení potencionálního vlivu na naši ichtyofaunu značně složité. Přímé studium složení potravy okounka z různých lokalit s ohledem na velikostní rozsah kořisti a její druhové příslušnosti s porovnáním její dostupnosti v prostředí není proto možné a jedinou možností jsou manipulativní experimenty, sloužící k predikci možných hypotéz, které však v přirozeném prostředí zatím nejsme schopni ověřit.

V studiích Adámka a Siddiquiho (1996), stejně tak Stoeckela a Heidingera (1992) byla vždy sledována preference kořisti menší velikosti. Selektivní příjem potravy predátorem je námětem celé řady studií a vždy je to problematika značně složitá. Nejlépe je selektivní příjem vysvětlován pomocí mechanistického a funkčního modelu (Stephens, Krebs, 1986, Wooton, 1998), vycházejícím z detekce kořisti, přiblížení se k ní, útoku na kořist včetně pozření (Lima, Dill, 1990, Hart, 1993), tedy mechanismy vedoucí k selekci (někdy též pasivní selekce, Sih, Christensen, 2001). Funkční model („optimal foraging theory") naopak předpokládá aktivní selekci, kdy predátor výběrem kořisti maximalizuje svůj energetický zisk, hodnocený většinou celkovým časem stráveným od útoku na kořist do jejího úplného strávení („handling time") s ohledem na čistý energetický zisk z kořisti (Schoener, 1971, Stephens, Krebs, 1986). Oba dva modely jsou založené na přímé analýze chování predátora a předpokládají určitou znalost velikostního rozpětí kořisti, která může být v opačném případě příčinnou veliké variability chování predátora (Turesson et al., 2002). Cílem této studie proto bylo získat prvotní informace o velikostním spektru kořisti 2+ okounka pstruhového (*Micropterus salmoides*) při dostupnosti všech velikostních kategorií kořisti, které se v jeho potravním spektru mohou potenciálně vyskytovat (Popova,

1966) determinací jeho případné selektivity pro další experimenty založené již na mechanistickém nebo funkčním modelu vysvětlujícím potravní selektivitu.

MATERIÁL A METODIKA

Kořist

Jako potravní ryby byly v průběhu experimentů použity střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) původem z rybničních soustav jižní Moravy. Po teplotní aklimatizaci byly ryby přemístěny do akvárií s konstantní teplotou shodnou s experimentální, velikostně rozděleny na tři velikostní kategorie a krmeny akvarijním vločkovým krmivem. Ryby vykazující jakékoli známky nemocí nebo špatné kondice nebyly k experimentům použity.

Predátor

Ke studiu velikostní výběrovosti kořisti bylo sledováno celkem 5 jedinců okounka pstruhového (*Micropterus salmoides*) ve věku 2+ (TL - 159 ± 3,1mm, SL - 133 ± 3,2mm, W – 58,0 ± 3,83g), adaptovaných na experimentální podmínky v 100l akváriích po dobu nejméně 2 měsíců. Ryby pocházely z rybničního chovu, z lokality s typickým výskytem střevličky východní (Pohořelicko, jižní Morava), která byla jako potravní ryba v průběhu odchovu též okounkovi přisazována. Okounci byli před vlastními experimenty krmeni záměrně všemi velikostními kategoriemi kořisti.

Predátoři (okounek) byli individuálně nasazeni do 100l nádržích s aerací bez možnosti úkrytu. Ke každému okounkovi bylo nasazeno celkem 54 potravních ryb a po dobu 2 dní byl monitorován jejich úbytek. Vizuálně tříděné tři velikostní skupiny potravních ryb byly před začátkem pokusu s použitím anestézie hřebíčkovým olejem (Musil et al., 2003) změřeny a poté k nim byl přisazen predátor, aby byl vyloučen pro okounka pstruhového velice intenzivní stimulační efekt dopadu kořisti na vodní hladinu (Lewis et al., 1961). Po skončení sledovaného období byly potravní ryby sloveny, opět s použitím anestézie změřeny a z rozdílu velikostního spektra kořisti před a po skončení experimentu přepočteného na celkovou délku těla predátora (PPR, Campbell, 1998, Hartman, 2000) determinována velikostní selektivita použitím Ivlevova indexu výběrovosti (1961) a preferenčního indexu Chessonové (1983).

Použité indexy:

Index potravní výběrovosti (Ivlev, 1961)

$E = (r_i - p_i) / (r_i + p_i)$

kde r – vyjadřuje procentické zastoupení potravní složky v potravě, p – procentické zastoupení potravní složky v potravní nabídce

Index preference (Chesson, 1983)

$P_i = a_i n_i / \sum a_j n_j$

kde P vyjadřuje pravděpodobnost s jakou bude následující potravní složka (i) vybrána, a_i – abundance potravní složky v potravní nabídce (s předpokladem, že může dojít k vyčerpání i-té potravní složky – Wootton, 1998)

Tab.1. Základní charakteristika experimentálního prostředí

Parametr	Jednotka	Průměr	S.D
T	C^0	21,8	0,84
O_2	mg.l	5,8	0,85
nasycení	%	67,3	10,13
PH		8,1	0,03
Vodivost	mS.s	1431	9,98

VÝSLEDKY

Velikostní výběrovost kořisti demonstruje Fig. 1. ukazující zřetelnou tendenci preference nejmenších velikostních kategorií, které měli okounci v potravní nabídce. Pozitivní vysoké indexy selektivity E (0,63, 0,55 a 0,41) ukazují na silný predační tlak predátora na kořist ve velikosti 0,15 – 0,2, 0,2 – 0,25 a 0,25 – 0,3 PPR . Indexy Chessonové ve stejném pořadí byly 14,26, 40,39 a 21,22. Pro velikostní interval 0,3-0,35 PPR byl E = -0,08 a P = 9,48, pro 0,35 – 0,4 PPR E = -0,18, P= 12 a pro 0,4 – 0,45 PPR E = -0,71 a P = 2,59. Největší dostupná kořist (0,45 – 0,5, 0,5- 0,55 PPR) se v potravním spektru okounka nevyskytovala vůbec. Zprávu o variabilitě velikostní preference kořisti v jednotlivých experimentech ukazuje Fig. 2 s Tab. 2. Souhrnné

vyjádření predačního tlaku s ohledem k poklesu kořisti v průběh experimentu podává Fig.3. Během sledovaného období bylo zkonzumováno celkem 63,63 % abundance střevličky v intervalu 0,15-0,2 PPR, 42,3, 29,16, 10,45, 8,57 a 2,06% v intervalech 0,2-0,25, 0,25-0,3, 0,3-0,35, 0,35-0,4, 0,4-0,45 PPR.

DISKUSE

Procentické vyjádření konzumace jednotlivých velikostních intervalů kořisti i zjištěné Ivlevovy koeficienty poměrně dobře vystihují preferenci menších velikostních kategorií. Z indexu preference Chessonové (1983), o které je grafické vyjádření (Fig.1) doplněno, korespondujícího se skutečnou situací v potravní nabídce (tzn. počítá s vyčerpáním potravního zdroje), je zachycena skutečná situace, tedy pokles počtu potravních ryb v jednotlivých intervalech v průběhu experimentu.

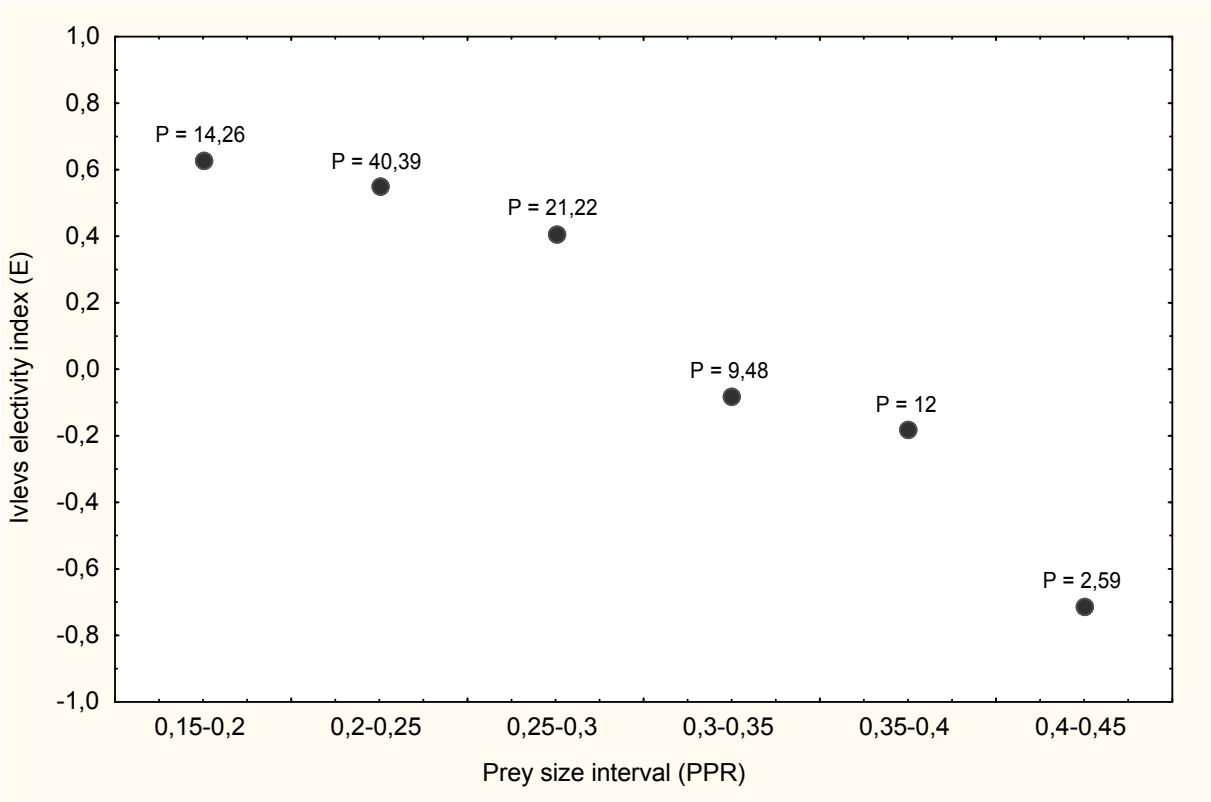


Fig. 1. Grafické vyjádření velikostní selektivity kořisti okounkem pstruhovým (*Micropterus salmoides*) použitím Ivlevova indexu výběrovosti doplněném o dosažené hodnoty indexu Chessonové

Určitá variabilita v selekci kořisti byla pravděpodobně způsobena experimentálním uspořádáním, kdy mohlo dojít k vyčerpání velikostní kategorie kořisti z potravní nabídky a z této příčiny k selekci jiného dostupného velikostního intervalu. S tímto jevem korespondují i předpoklady klasické „optimal foraging theory“, kdy při poklesu abundance, resp. setkáním s optimální potravní složkou, která maximalizuje energetický profit predátora dojde k soustředění na další vhodnou potravní složku. Z tohoto důvodu byl jako další parametr počítán preferenční index Chessonové (Wootton, 1980), který vyčerpání potravního zdroje z potravní nabídky zohledňuje a je v tomto případě použit jako vysvětlující ukazatel. Nezohlednění přepočtu celkové délky kořisti na délku predátora (PPR) v designu experimentu vedlo ke značné variabilitě v abundanci jednotlivých velikostních kategorií kořisti a tím i k nemožnosti statistického zpracování a nezbytnosti souhrnného vyjadřování pozorovaných proměnným.

Preferované velikostní intervaly kořisti (pozitivní indexy selektivity) předkládané okounku pstruhovému, tj. 0,15-0,2, 0,2-0,25 a 0,25-0,3 PPR jsou podobné výsledkům Turessona a kol. (2001) pro candáta obecného (*Stizostedion lucioperca*) – TL - 168-196mm, kde je jako nejvíce preferovaná velikost uváděna 0,25 PPR a 0,2 PPR, a o téměř polovinu menší konzumace 0,3 PPR. V této souvislosti je možné, že nejvíce preferovaná nejmenší velikostní kategorie kořisti (E 0,63) mohla být selektována na základě dalšího mechanismu, který ovlivňuje selekci, a to nasycení predátora (Gill, Hart, 1998). Dalším možným vysvětlením může být určitá variabilita selektivního chování mezi jedinci (Turesson et al., 2001) nebo jev sledovaný Wernerem a Hallem (1974) při studiu velikostní selektivity u slunečnice pestré, která při dostupnosti všech velikostních kategorií také nepřestala konzumovat nejmenší velikosti kořisti. K detailnějšímu srovnání velikostní selektivity okounka pstruhového s candátem brání velikost rozsahu námi zvoleného intervalu kořisti a nestejné experimentální uspořádání, ale z nápadné podobnosti lze usuzovat na velice podobné chování obou druhů.

Výskyt konzumace kořisti větších velikostních intervalů může být vysvětlován poklesem počtu “optimálních kategorií” v průběhu experimentu a v důsledku toho menšího počtu setkání s optimální velikostí kořisti, případně dalšími faktory, nicméně tento jev byl pozorován i u candáta (Turresson et al., 2001). Na značnou variabilitu v

konzumaci potravy u okounka pstruhového upozorňuje i práce Smagula a Adelmana (1982). V korespondenci s tab. 2, ukazující základní charakteristiky experimentálního prostředí je patrné, že během sledovaného období nedošlo k žádné výraznější změně (t, O_2), která by mohla změnu v konzumaci potravních ryb v jednotlivých experimentech ovlivnit. Vysoká variabilita příjmu potravy dravých ryb je poměrně často pozorovaný jev, zvláště jedná-li se o krátký interval sledovaného období.

Selektivní predace dravými rybami, jak druhová tak velikostní byla a stále je námětem celé řady prací. Z mnoha předešlých studií vyplývá, že predátor v případě dostupnosti preferuje vždy menší velikost kořisti ve srovnání s maximální možnou velikostí, kterou je z hlediska morfologie svojí i kořisti schopen pozřít (Wahl, Stein, 1988, Nilson, Brönmark, 2000). Informace o velikostní selektivitě kořisti (střevlička východní, *Pseudorasbora parva*) předkládané v této studii účelně doplňují údaje o okounku pstruhovém (*Micropterus salmoides*) v podmínkách, v jakých se tento nepůvodní predátor extenzivně odchovává v České republice a umožňuje nám získat určitou představu o jeho případném vlivu na velikostní složení potenciální populace kořisti.

Poděkování

Práce byla součástí řešení výzkumného záměru MSM 126100001 „Biologické základy sladkovodní akvakultury“.

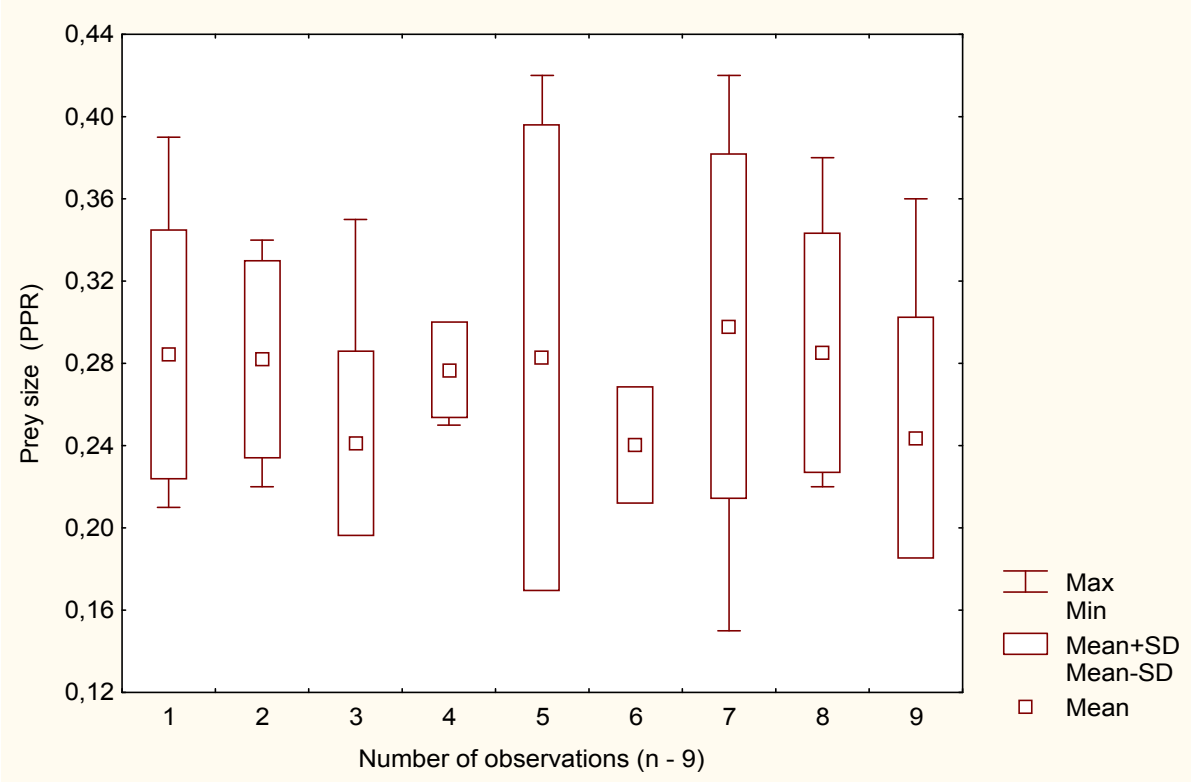


Fig. 2. Charakteristika variability predačního chování okounka pstruhového (n_1= 9, n_2 = 5, n_3 = 8, n_4 = 3, n_5 = 4, n_6 = 4, n_7 = 9, n_8 = 11, n_9 = 8, kde n_i značí počet kořisti – ks, v sledovaném období)

Tab.2. Charakteristiky variability predace v jednotlivých pozorováních (viz. Fig. 2)

	Min (PPR)	Max (PPR)	průměr+S.D.	průměr - S.D.	průměr (PPR)
1	0,21	0,39	0,224	0,345	0,284
2	0,22	0,34	0,234	0,33	0,282
3	0,2	0,35	0,197	0,286	0,241
4	0,25	0,29	0,254	0,3	0,277
5	0,18	0,42	0,169	0,396	0,282
6	0,22	0,26	0,212	0,268	0,24
7	0,15	0,42	0,214	0,382	0,298
8	0,22	0,38	0,227	0,343	0,285
9	0,19	0,36	0,185	0,302	0,244

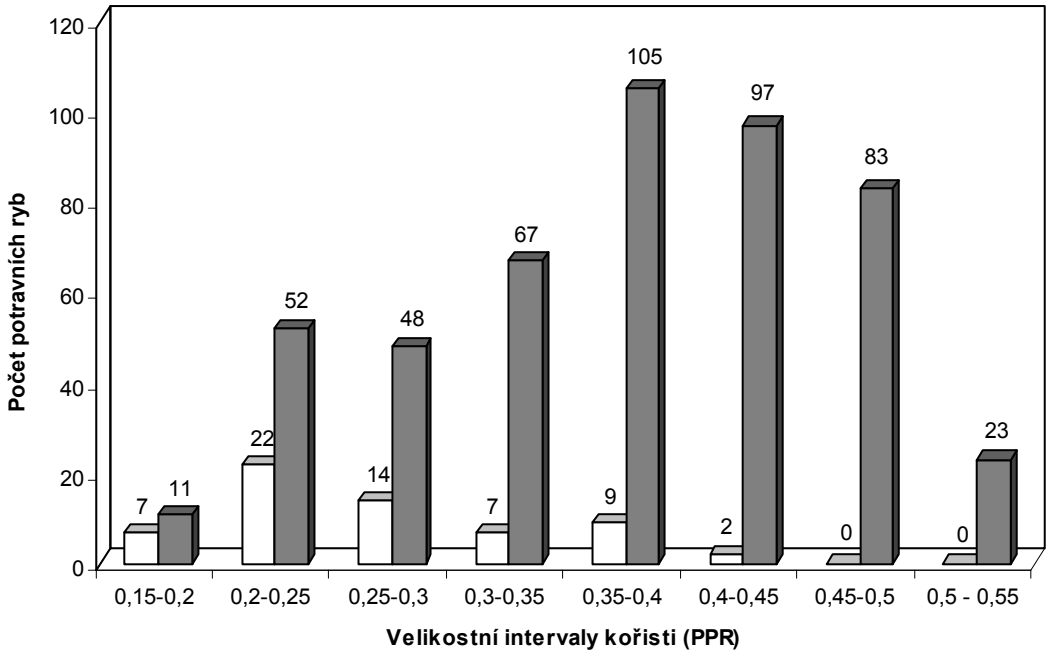


Fig. 3. Souhrnné vyjádření poklesu počtu kořisti v jednotlivých velikostních intervalech

LITERATURA

Adámek, Z., Siddiqui, M.A. 1996. Predační tlak okounka pstruhového (*Micropterus salmoides*) na střevličku východní (*Pseudorasbora parva*) ve srovnání s ostatními druhy ryb. Sborník referátů z II. České ichyologické konference. Vodňany. 87-94pp.

Adámek, Z., Kouřil, J. 1996. Nepůvodní druhy ryb posledních let v České Republice z hlediska původní ichtyofauny (Recent non-native species ib the Czech Republic with respect to their impact upon original species). Biodiverzita ichtyofauny ČR (I): 34-41pp.

Bianco, P.G., Ketmair V. 2001. Anthropogenic changes in the freshwater fish fauna of Italy, with reference to the central region and *Barbus graellsii*, a newly established alien species of Iberian origin. J. Fish Biol. 59 (Suppl. A): 190-208pp.

Blanc, M. Gaudet, J.L., Banarescu, P., Hureau, J.C. 1971. European inland water fish: a multilingual catalogue. Fishing News, Ltd. London

Colgan, P.W., Brown, J.A., Orsatti, S.D. 1986. Role of diet and experience in the development of feeding behaviour in largemouth bass, *Micropterus salmoides*. J. Fish. Biol., 28, 161-170pp.

Clady, M.D. 1974. Food Habits of yellow perch, smallmouth bass and largemouth bass in two unproductive lakes in northern Michigan. The Am. Midland Naturalist. Vol. 91, no. 2, 453-459 pp.

Espinosa, F.A., Deacon, J., Deacon, J. 1973. The preference of largemouth Bass (*Micropterus salmoides* Lacepéde) for Selected Bait Species under Experimental Conditions. Trans. Am. Fish. Soc., 2, 355-362pp.

Fao. 1995. Fao yearbook: Fishery statistic – Catches and landings 1993. Vol. 76. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy, 687p

Godinho, F.N., Ferreira, M.T. 1994. Diet composition of largemouth black bass, *Micropterus salmoides* (Lacepéde), in southern Portuguese reservoirs: its relation to habitat characteristics. Fish. Managment and Ecol., 1, 129-137pp.

Gill, A.B., Hart, P.J.B. 1998. Stomach capacity as a directing factor in prey size selection of three-spined stickleback. Journal of Fish Biology 53, 897-900 pp.

Hart, P.J.B. 1993. Foraging in teleost fishes, in Behaviour of Teleost Fishes, 2nd edition, Chapman and Hall, London, 253-284pp.

Howick, G.L., O'Brien, W.J. 1983. Piscivorous Feeding Behaviour of Largemouth Bass: An Experimental Analysis. Trans. Am. Fish. Soc., 112, 508-516pp.

Chesson, P.L. 1983. The estimation and analysis of preference and its relationship to foraging models. Ecology, 64, 1297-1304pp.

Ivlev, V.W. 1961. Experimental Ecology of the Feeding of Fishes. Yale University Press, New Haven, CT

Kaina, H.J., O'Hara, J. 1974. Behavioral Alterations in a Simple Predator-Prey System Due to Sublethal Exposure to Mercury. Trans. Am. Fish. Soc., no. 1, 134-136pp.

Lewis, W.M., Gunning, G.E., Lyles, E., Bridges, W.L. 1961. Food Choice of Largemouth Bass as a Function of Availibility and Vulnerability of Food Items. Trans. Am. Fish. Soc., 90, 277-280pp.

Lewis, W.M., Helms, D.R. 1964. Vulnerability of Forage Organisms to Largemouth Bass. Trans. Am. Fish. Soc., 93, 315-318pp.
Lewis, W.M., Heidinger, R.C, Kirk, W., Chapman, W., Johnson, D., 1974. Food Intake of the Largemouth Bass. Trans. Am. Fish. Soc., 2, 277-231pp.
Lima, S.L., Dill, L.M. 1990. Behavioral decisions made under risk of predation: review and prospectus. Can. J. Zool., 68, 619-640pp.
Miller, R.R., Pister, E.P. 1971. Management of the Owens pupfish, *Cyprinodon radiosus* in Mono County, California, Trans. Am. Fish. Soc., 100(3): 502-509pp.
Mincley, W.L. 1973. Fishes of Arizona. Arizona Fish and Game Department. Sims Printing Company, Inc., Phoenix, AZ
Musil, J., Stupka, Z., Adámek, Z., 2003. Vnímavost střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) k anestétii hřebíčkovým olejem. In: VI. Česká ichtyologická konference, Praha: 57-65.
Nilson, P.A., Brönmark, C. 2000. Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behaviour and morphological impacts on northern pike piscivory. Oikos 88: 539-546 pp.
Savino, J.F., Stein, R.A. 1982. Predator-prey Interaction between Largemouth Bass and Bluebills as Influenced by Simulated, Submersed Vegetation. Trans. Am. Fish. Soc., Vol. 111, no. 3, 255-266pp.
Schoener, T.W. 1971. Theory of feeding strategies. Annual Review of Ecology and Sytematics, 11, 369-404 pp.
Sih, A., Christensen, B., 2001. Optimal diet theory: when does it work and when and why does it fail? In: Turesson, H., Persson, A., Brönmark, C. 2002. Prey size selection in piscivorous pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) includes active prey choice. Ecology of Freshwater Fish 2002: 11: 223-233pp.
Smagula, C.M., Adelman, I.R. 1982. Day-today variation in food consumtion by largemouth bass. Trans. Am. Fish. Soc. 111, 543-548 pp.
Stephens, D.W., Krebs, J.R. 1986. Foraging theory. Princeton University Press
Stoeckel, J.N., Heidinger, R.C. 1992. Relative Susceptibility of Inland and Brook Silversides to Capture by Largemouth Bass. N Am. J. of Fish. Management, 12, 499-503pp.
Turesson, H., Persson, A., Brönmark, C. 2002. Prey size selection in piscivorous pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) includes active prey choice. Ecology of Freshwater Fish 2002: 11: 223-233pp.
Turner, J.L. 1966. Distribution and food habits of centrarchid fishes in the Sacramento-San Joaquin Delta, 144-153pp In Turner, J.L., Kelly, D.W., Ecological studies of the Sacramento-San Joaquin Delta. Part II Fishes of the Delta, Fish. Bull. 136
Wahl, D.H., Stein, R.A. 1988. Selective predation by three esocids, the role of prey behaviour and morhology. Trans. Am. Fish. Soc. 117: 142-151 pp.
Welcomme, R.L., 1988. International introductions of inland aquatic species. Fao Fish. Tech. Pap. 294, 318p.
Werner, E.E., Hall, D.J. 1974. Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Ecology, 55, 1042-1052 pp.
Wootton, R.J. 1998. Chapter Feeding. Ecology of Teleost Fishes (Second edition). Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Adresy autorů

Ing. *Jiří Musil*, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, katedra rybářství ZF, Jihočeská univerzita, Studentská 13, 370 05 České Budějovice
E-mail: musil_jiri@quick.cz

Doc. RNDr. *Zdeněk Adámek*, CSc., Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický a katedra rybářství ZF, Jihočeská univerzita, pracoviště Pohořelice, Vídeňská 717, 691 23 Pohořelice
E-mail: adamek.zdenek@quick.cz

URČENÍ DOBY PRŮCHODU POTRAVY TRÁVÍCÍM TRAKTEM LAREV JELCE PROUDNÍKA (LEUCISCUS LEUCISCUS) V LABORATORNÍCH PODMÍNKÁCH

Determination of gut passage time in dace larvae (Leuciscus leuciscus) under laboratory conditions

LEPIČOVÁ A., ADÁMEK Z., KOZÁK P., HAMÁČKOVÁ J., LEPIČ P.

Abstract:

Gut passage time in dace larvae (Leuciscus leuciscus) of initial body weight 2,67 ± 0,29 mg was determined at temperature 16,5 ± 0,82 °C on the 1st, 3rd, 5th, 7th and 9th day of the exogenous food intake. Fish were fed with size-graded zooplankton, and Artemia nauplii were used as labelling food item. Gut passage time ranged from 4 hours on the first day to 5,5 hours at the 9th day of exogenous feeding.

ÚVOD:

Úspěch v počátečním odchovu larev závisí vedle použití nutričně vyvážené diety také na správné strategii a způsobu krmení. Správný způsob krmení předpokládá zohlednění zvláštností potravního chování larev ovlivňujících příjem potravy. Larvy kaprovitých ryb mají krátké střevo, které umožňuje krátkou dobu průchodu potravy, což vymezuje i relativně krátkou dobu pro její strávení a absorbci živin (Jirásek a Mareš, 2001a,b).

Podle Szlaminské a kol. (1995) je rozhodujícím problémem v odchovu ryb zvolit vhodné množství krmiva předkládaného larvám i frekvenci krmení. Jedním z prvků pro stanovení denní krmné dávky je čas potřebný pro průchod potravy střevem ryb. Wedemeyer (1996) uvádí, že doba potřebná ke strávení potravy, obvykle měřená jako čas, kdy se přijatá značená potrava objeví v exkrementech, je značně závislá na teplotě vody a na množství a složení přijaté potravy.

Určení doby průchodu potravy trávícím traktem může být užitečným parametrem pro odhad rychlosti spotřeby krmiva rybami. Optimální předkládání potravy je předpokladem maximálního využití dostupných živin z potravy a tím i optimálního růstu bez zbytečných ztrát.

Cílem prezentované práce bylo stanovení doby průchodu potravy u larev jelce proudníka na počátku exogenní výživy.

MATERIÁL A METODIKA:

Plůdek jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*) použitý ke sledování pocházel z výtěru provedeném na pokusném objektu rybochovného experimentálního zařízení VÚRH JU Vodňany. Po rozplavání (3 dny po vykulení) byl plůdek vysazen do zásobní nádrže – průtočného akvária se vzduchováním. Plůdek začal přijímat potravu 8. den od vykulení. Tento den byl stanoven jako první den sledování.

Sledování doby průchodu potravy trávícím traktem raného plůdku proběhlo 1., 3., 5., 7. a 9. den příjmu potravy. Plůdek v zásobní nádrži o objemu vody 80 l byl krmen „ad libitum“ velikostně tříděným rybničním zooplanktonem (do 7. dne < 220 µm, od 7. dne experimentu < 300 µm). Náhodně odlovený vzorek ryb nakrmených zooplanktonem ze zásobní nádrže byl přesazen do průtočné 2-litrové nádobky s naupliemi žábronožky solné (*Artemia salina*) fy Sanders - velikosti Premium. Nauplia artemií byla použita jako značkovací potravní složka, barevně odlišná od přirozené potravy. Experiment začal přelovením ryb z nádrže s planktonem do nádrže se značenou potravou (nauplia artemií). Po 30 minutách od přesazení, a dále pak každých dalších 30 minut, byl odebrán vzorek plůdku (přibližně 10 ks). Pod binokulární lupou (zvětšení 10x) pak byla následně stanovena pozice artemií v trávícím traktu a stupeň zaplnění traktu artemiemi - resp. „vytěsnění“ zooplanktonu. V odběru ryb umístěných v nádržce s naupliemi artemií bylo pokračováno až do té doby, kdy nález pod lupou ukazoval, že artemie již zaplnily celý trávící trakt.

Průměrná teplota vody v průběhu celého sledování byla 16,5 ± 0,82 °C při průměrném nasycení vody kyslíkem 84,6 % (8,21 ± 0,70 mg.l^{-1}).

VÝSLEDKY A DISKUSE:

Larvy jelce proudníka ze zásobní nádrže pokračovaly v konzumaci potravy ihned po přelovení do nádržky se značkovací potravou (naupliemi artemií). Po 30 minutách byl z nádržky odloven vzorek plůdku a pozorován pod lupou.

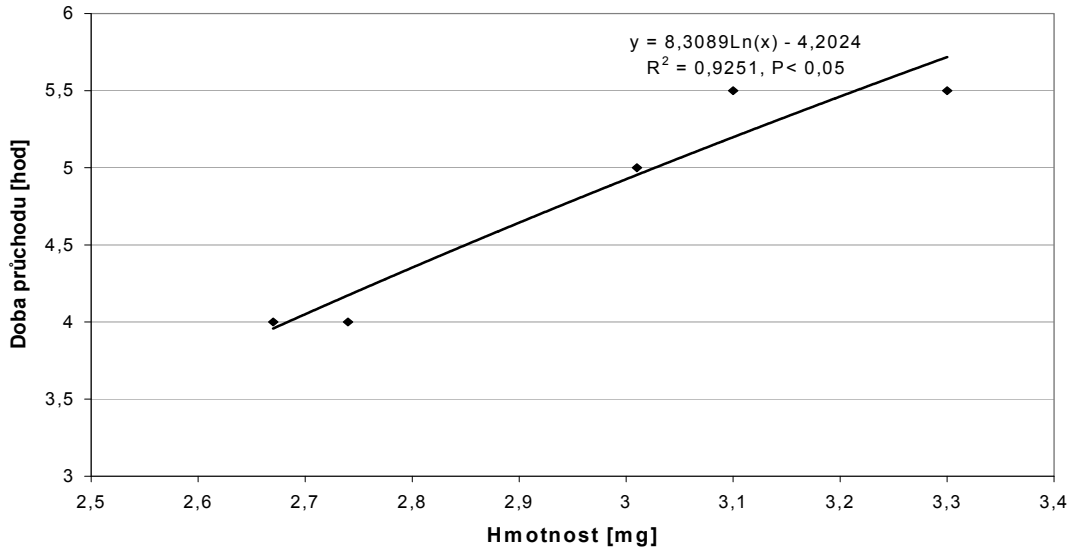
V první den sledování došlo už po 30 minutách k počáteční 50 %-ní naplněnosti střeva. Po 2,5 hod. byl trávící trakt zaplněn téměř po celé délce u 50 % ryb ve vzorku. Po 4 hodinách byl trávící trakt kompletně zaplněn značenou potravou u všech ryb.

Třetí den od začátku příjmu potravy byla také polovina trávícího traktu zaplněná artemiemi již po půl hodině. Po 1,5 –2 hod. artemie zaplnily celý trakt u poloviny ryb ve vzorku. Všechny ryby ve vzorku měly zaplněn trávící trakt po 4 hodinách. Pátý den byl trakt zaplněn artemiemi u 50 % ryb ve vzorku po 2 hodinách, u všech ryb po pěti hodinách. Sedmý den zaplnily artemie trakt po celé délce u poloviny ryb již po 1,5 hodině, u

všech ryb to bylo za 5,5 hodiny. Poslední, devátý den příjmu potravy byl zaplněn trávící trakt u poloviny ryb po 2 hodinách a u všech ryb za 5,5 hodiny.

Tab. č. 1: Hmotnostní a délková charakteristika larev jelce proudníka v jednotlivých dnech sledování.

Den	N	hmotnost [mg]	TL [mm]
1.	13	2,67 ± 0,29	9,2 ± 0,32
3.	15	2,74 ± 0,16	9,3 ± 0,25
5.	16	3,01 ± 0,35	9,3 ± 0,25
7.	11	3,10 ± 0,44	9,5 ± 0,37
9.	13	3,30 ± 0,79	9,7 ± 0,42



Graf 1: Doba průchodu potravy trávícím traktem larev jelce proudníka vzhledem k hmotnosti při teplotě 16,5°C

Szlaminska a kol. (1998) sledovala průchod potravy střevem u larev lína (*Tinca tinca*) ve věku 14 a19 dní (TL 7,66 ± 0,59 mm a 8,21 ± 0,54 mm). Doba pro úplné vyprázdnění střeva dosáhla 6 hodin pro larvy ve věku 14 dní a 7 hodin pro larvy ve věku 19 dní. U mladších larev byla pozorována 50 % počáteční naplněnost střeva mezi první a druhou hodinou po zahájení příjmu potravy, zatímco u starších larev mezi druhou a třetí hodinou. Doba potřebná pro úplné vyprázdnění u 50 % larev ve vzorku činila v jednotlivých věkových skupinách 2 hodiny a 5 hodin.

Podle Szlaminské a kol. (1998) je příjem potravy v nadbytku charakteristický pro larvy kaprovitých ryb. Ryby přijímají potravu až do anatomického maxima zažívacího traktu a urychlují defekaci (tzv. „pusher effect“). V našem experimentu byl u některých ryb již na začátku sledování trávící trakt zcela zaplněn artemiemi, které vytlačily plankton. Tento tzv. „pusher effect“ zde byl evidentní, protože se v exkrementech objevoval nestrávený plankton i artemie. Při omezené dostupnosti potravy bude vyprazdňování trvat déle a doba průchodu potravy se bude prodlužovat. Doba průchodu se prodlouží a střevní obsah může být lépe stráven (Szlaminska a kol. 1998). Jirásek a Mareš (2001b) uvádějí, že při dobré dostupnosti zooplanktonu je pro larvy kaprovitých ryb typický vysoký stupeň vyžírání, projevující se kontinuálním příjmem potravy. Při stálé dostupnosti nezačíná K_0 přijímat potravu až po úplné defekaci, nýbrž postupně.

V podmínkách přebytku potravy je doba průchodu potravy krátká a s růstem larev se prodlužuje. V našich experimentech byl vztah mezi dobou průchodu potravy střevem a hmotností ryb charakterizován logaritmickou funkcí $y = 8,31 \ln(x) – 4,2$ ($r^2 = 0,925$, $P<0,05$, $n = 5$). Podobný vztah pozorovali i Hofer a Uddin (1985) u larev plotice (*Rutilus rutilus*) v prvních dnech života. Doba průchodu v jejich experimentu se prodlužovala ze dvou hodin u larev o hmotnosti 3 mg do 5 hodin u juvenilů o hmotnosti 1 g. Oproti tomu vyprázdnění u larev kapra (*Cyprinus carpio*) nakrmených suchým krmivem bylo delší než 10 hodin (Szlaminska, 1987). Yarzhombek (1986) zjistil, že čas potřebný k přechodu nauplií *Artemií* střevem u larev kapra s hmotností 2 mg byl 7 hodin při teplotě 25 °C. Adámek a kol. (1990) uvádějí dobu průchodu umělé potravy (kapří granulát) trávícím traktem tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*) (TL 87 ± 25 mm) při teplotě 20 – 21 °C jako 3 – 3,9 hodiny.

Určením doby průchodu potravy střevem u plůdku tilapie (*Oreochromis mossambicus*) při různých teplotách se zabývali Hofer a Newrkla (1983). Zjistili, že u plůdku tilapie o hmotnosti 13,5 mg v laboratorních

podmínkách, krmeného zooplanktonem „ad libitum“, je doba průchodu potravy 2,2 hodiny při teplotě 27 – 28 °C. V přirozených podmínkách je tato doba 1,68 hodiny při stejné teplotě a 1,31 hodiny při teplotě vyšší (32 – 33 °C). Se vzrůstající teplotou tak dochází ke zkracování doby průchodu potravy trávícím traktem.

Také Wedemeyer (1996) uvádí, že doba zdržení potravy v trávícím traktu se zkracuje se zvyšující se teplotou vody a množstvím přijatého krmiva. Strávení krmné dávky 0,5 % hmotnosti těla u lososovitých ryb může trvat při teplotě 5 °C i několik dní, zatímco při 20 °C jen několik hodin. Rovněž množství přijatého krmiva, které je využito je závislé na teplotě vody. Například u lososovitých ryb může být využito kolem 80 % standardní krmné dávky při nízké teplotě vody (5 °C). Při 20 °C může být využito jenom 60 %. Podle Hofera a kol. (1982), který zkoumal dobu průchodu potravy střevem u plotice v závislosti na teplotě a spotřebě krmiva je však vliv krmení značně menší než vliv teploty.

Dalším faktorem, který ovlivňuje rychlost průchodu potravy trávícím traktem je věk ryb. Hofer a Uddin (1985) uvádějí, že se vzrůstajícím věkem larev vzrůstá i doba průchodu potravy. Také Szlaminska a kol. (1998) ve svém experimentu zjistila, že u mladších, méně vyvinutých larev je doba průchodu potravy kratší než u larev starších. Námi zjištěná doba průchodu potravy na začátku a na konci sledování odpovídá těmto tvrzením. Postupně se také zvětšují individuální rozdíly mezi rybami a u některých se prodlužuje doba trávení. Některé ryby ve vzorku nepodlehly „pusher“ efektu, artemie se smíchaly ve střevě s planktonem a po strávení tvořily v exkrementech jednotnou masu.

Kromě těchto již zmíněných základních faktorů jako je teplota vody, množství a složení přijaté potravy, frekvence krmení a věk ryb ovlivňují dobu průchodu potravy trávícím ústrojím také fyzikální vlastnosti, chemické složení a energetický obsah krmiva (Hofer a kol. 1982) a s tím související stravitelnost. Zvýšení teploty vody o 10 °C, ze 14 na 24°C u lososovitých druhů ryb zrychluje trávení dvojnásobně a dobu průchodu potravy trávicím traktem ovlivňují i zdravotní stav ryb a světelný režim (Pokorný a kol. 2003).

ZÁVĚR:

Sledování doby průchodu potravy trávícím traktem po dobu prvních 9 dnů příjmu potravy bylo provedeno při teplotě 16,5 °C a krmení „ad libitum“ živou potravou. Tato doba se prodloužila ze 4 hodin v prvním dni na 5,5 hodiny v devátém dni exogenní výživy. Zjištěná doba průchodu potravy se v přirozených podmínkách může lišit vzhledem k dostupnosti a druhovému spektru potravy.

Poděkování:

Práce byla provedena s podporou výzkumného záměru MŠMT: MSM 126100001 „Biologické základy sladkovodní akvakultury“ a projektu MZe: QF3028 „Vývoj nových technologií odchovu hospodářsky významných říčních druhů ryb a raků ohrožených degradací přírodního prostředí “.

SOUHRN:

Doba průchodu potravy trávícím traktem larev jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*) o počáteční hmotnosti 2,67 ± 0,29 mg byla sledována při teplotě vody 16,5 ± 0,82 °C. Sledování proběhlo 1., 3., 5., 7. a 9. den od přechodu na exogenní výživu. Ryby byly krmeny velikostně tříděným zooplanktonem a jako značenou potravu jsme použili nauplia žábronožky solné (*Artemia salina*). Zjištěná doba průchodu potravy trávícím traktem se pohybovala od 4 hodin v první den sledování až do 5,5 hodiny devátý den příjmu potravy.

POUŽITÁ LITERATURA:

Adámek, Z., Spittler, P., Kašpar, Z. 1990. Rentgenologické stanovení rychlosti průchodu potravy trávícím traktem tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*). Živočišná výroba, 35 (10): s. 869 – 873.

Hofer, R., Forstner, H., Rettenwander, R. 1982. Duration of gut passage and its dependence on temperature and food consumption in roach, *Rutilus rutilus* L: laboratory and field experiments. J. Fish Biol., 20: 289 – 299.

Hofer, R., Uddin, A. N. 1985. Digestive processes during the development of the roach, *Rutilus rutilus* L. J. Fish. Biol., 26: 683 – 689.

Hofer, R., Newrkla, P. 1983. Determination of gut passage time in tilapia – fry (*Oreochromis mossambicus*) under laboratory and field conditions. In Proceed. L. Fishelson and Z. Yaron: International Symposium on Tilapia in Aquaculture, Nazareth, Israel 8-13 May 1983, p. 323 – 327.

Jirásek, J., Mareš, J., 2001 a. Výživa a krmení raných vývojových stadií kaprovitých ryb. Bulletin VÚRH Vodňany, 37(1): 23 – 38.

Jirásek, J., Mareš, J., 2001 b. Výživa a krmení raných vývojových stadií kaprovitých ryb-II. Bulletin VÚRH Vodňany, 37(2): 60 – 75.

Pokorný, J., Adámek, Z., Dvořák, J., Šrámek, V. 2003. Pstruhařství. Informatorium, Praha, 281 s.

Szlaminska, M. 1987. Intestine evacuation rate in cyprinid larvae fed two kinds of dry feeds at 24 °C. Acta Ichthyol. et Piscatoria, 17: 35 – 41.

Szlaminska, M., Kwasny, M., Hamáčková, J., Kouřil, J., Vachta, R., Stibranyiová, I. 1995. Passage time and consumption of catfish (*Silurus glanis* L.) larvae fed formulated diet. In: Lavens, P., Jaspers, E., Roelants, I. (eds.): Larvi´95- Fish and Shellfish Larviculture Symp. Europ. Aquacult. Soc. Spec. Public., 24: 305 – 307.

Szlaminska, M., Weglenska, T., Hamáčková, J., Kouřil, J., Kozák, P., Adámková, I. 1998. Passage time of *Artemia* nauplii through the gut of tench (*Tinca tinca* L.) larvae at 22°C. Czech J. Anim. Sci., 43 (11): 521 – 523.

Yarzhombek, A.A. 1986. Fish physiology tables. Moscow, Agropromizdat.

Wedemeyer, G. A.. 1996. Physiology of fish in intensive culture systems. Chapman & Hall, International Tthompson Publishing, USA, 232 p.

Adresy autorů:

Ing. ***Andrea Lepičová*** (lepicova@vurh.jcu.cz), Ing. ***Pavel Kozák***, Ph.D., Ing. ***Jitka Hamáčková***, Ing. ***Pavel Lepič***, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany.

Doc. RNDr. ***Zdeněk Adámek***, CSc., Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Pracoviště Pohořelice, Vídeňská 717, 691 23 Pohořelice.

VITELLOGENIN – BIOMARKER KONTAMINACE VODNÍHO PROSTŘEDÍ XENOESTROGENNÍMI LÁTKAMI

Vitellogenin – biomarker of aquatic environment contamination by xenoestrogens

DRASTICHOVÁ J., ŠIROKÁ Z., ŽLÁBEK V.

Abstract

Assessment of fish reproductive performance is increasingly used to evaluace the impact of environmental disturbances. Many natural and man-made chemicals are able to mimic the action of natural sex steroids. Exposure to environmental steroids can disrupt normal reproductive development. Measurement of vitellogenin concentration is used as an indicator of exposure to estrogenic contamination of aquatic environment.

ÚVOD

Hodnocení poruch reprodukce ryb je stále častěji využíváno ke stanovení a potvrzení znečištění vodního prostředí. Mnoho přírodních i antropogenních látek je schopno napodobovat účinek endogenních steroidních hormonů. Nejvýznamnější jsou tzv. xenoestrogenní látky, které napodobují účinky 17 β- estradiolu a následně poškozují vývoj a funkci pohlavních orgánů. Jednou z možností jak indikovat poškození ryb vlivem estrogenních látek přítomných ve vodním prostředí je stanovení koncentrace biochemického markeru vitellogeninu.

VITELLOGENEZE ZA FYZIOLOGICKÝCH PODMÍNEK

Vitellogeneze zahrnuje proces tvorby prekurzoru vaječného žloutku, vitellogeninu, v játrech samic oviparních živočichů pod vlivem estrogenů, jeho sekreci a transport krví do ovárií, kde je inkorporován do zrajících folikulů a enzymaticky (serinová proteáza, katepsiny) štěpen na fosfotin a lipovitellin (Sumpter a Jobling 1995). Syntéza vitellogeninu je zahájena vazbou 17 β- estradiolu na specifický estrogenní receptor v játrech (Mommsen a Walsh 1988). Vitellogenin představuje významný zdroj výživy pro jikru a larvu. Vitellogenin má schopnost přenášet ionty (zejm. vápník) a je tedy důležitým zdrojem minerálních látek pro oocyty (Arukwe a Gogsoyr 2003).

Produkce estrogenů (zejm. 17 β- estradiolu) probíhající v ováriích je regulována gonadotropin uvolňujícím hormonem (GnRH) z hypotalamu a gonadotropními hormony (GTHs) z hypofýzy. U ryb rozlišujeme dva typy gonadotropinů: GTH I a GTH II. GTH I odpovídá savčímu folikuly stimulujícímu hormonu (FSH) a u ryb se podílí na tvorbě vitellogeninu. GTH II odpovídá savčímu luteinizačnímu hormonu (LH) a u ryb se podílí na konečném vyzrávání oocytů a ovulaci (Redding a Patino 1993). Tato osa hypotalamus-hypofýza-gonády je regulována mechanizmem pozitivní a negativní zpětné vazby (Arcand-Hoy a Benson 1998).

VITELLOGENIN JAKO BIOMARKER XENOESTROGENNÍHO ZATÍŽENÍ

Tvorba vitellogeninu probíhá fyziologicky pouze u samic a je závislá na věku a na stádiu pohlavního cyklu (Schwaiger et Negele 1998). Samci a juvenilní ryby vlastní gen pro syntézu vitellogeninu. Působením exogenních přirozených i syntetických estrogenů může dojít k indukci tvorby vitellogeninu (Sumpter et Jobling 1995). Mezi přírodní estrogeny patří mykoestrogeny (např. zearalenon), fytoestrogeny (např. β- silbestrol) a také steroidní hormony, 17 β- estradiol (E_2), estrone a estriol, produkované všemi obratlovci včetně člověka (Tyler a kol. 1998). Mezi syntetické estrogeny patří např. 17 α- ethinylestradiol (EE_2), který je široce využíván jako kontraceptivum. Estrogenní hormony jsou v těle metabolizovány a vylučovány ve formě neaktivních konjugátů s kyselinou glukuronovou a sírovou. Přítomnost volných estrogenů ve vodách kontaminovaných odpadními vodami svědčí o tom, že konjugáty jsou biotransformovány zpět na biologicky aktivní formu. Dekonjugace probíhá prostřednictvím enzymu β- glukuronidázy, kterou vlastní mnoho bakterií včetně *E. coli*, která je přítomna ve velkém množství v odpadních vodách (Tyler a kol. 1998).

Další látky schopné indukovat syntézu vitellogeninu v játrech samců ryb jsou tzv. xenoestrogenní látky. Jsou to chemické látky antropogenního původu, které napodobují účinek estrogenů (vazba na specifické receptory). Jedná se především o organochlorové pesticidy (Donohoe a kol. 1996), polycyklické aromatické uhlovodíky (Nicolas 1999), polychlorované bifenyly, dioxiny (Tyler a kol. 1998), alkylfenoly (Jobling a kol. 1996), ftaláty (Jobling a kol. 1995), bisfenol A (Sumpter a Jobling 1995) a další. Všechny tyto látky mají nižší afinitu k estrogenním receptorům v porovnání s endogenními estrogeny. Ve vodním prostředí jsou ovšem organismy vystaveny vlivu několika xenoestrogenních látek najednou, jejichž účinky se sčítají (Sumpter a Jobling 1995). Mnoho xenoestrogenních látek je lipofilních a mají tendenci ukládat se v tukové tkáni, kde jsou uloženy ve fyziologicky neaktivní formě. Během mobilizace tukových rezerv (např. během reprodukce) jsou

uvolňovány a samy nebo jejich metabolity mohou napodobovat účinky endogenních estrogenů (Sumpter a Jobling 1995, Tyler a kol. 1998).

Z výše uvedeného vyplývá, že detekce vitellogeninu u samců a juvenilních ryb slouží jako vhodný bioindikátor xenoestrogenního zatížení vodního prostředí. V České republice byl vitellogenin sledován u samců pstruha duhového na řece Tichá Orlice (Kolářová a kol. 2004), samců parmy obecné na řece Jihlavě (Peňáz a kol. 2004) a samců jelce tlouště na řece Labi (Drastichová 2003).

Xenoestrogenní látky mohou ale také ovlivnit množství vytvořeného vitellogeninu u samic ovlivněním hormonální osy hypotalamus-hypofýza-gonády. Stimulací negativní zpětné vazby v sekreci gonadotropinu dojde ke snížení syntézy endogenních estrogenů a tím snížení tvorby vitellogeninu v játrech a naopak (Kime a kol. 1999).

METODY LABORATORNÍHO STANOVENÍ VITELLOGENINU

Vitellogenin lze stanovit přímými metodami v plazmě, v homogenátu celého těla nebo v játrech různých druhů ryb např. metodou radioimunoanalýzy (Tyler a kol. 1996), enzymoimunoanalýzy (Brion a kol. 2002), imunohistochemie (Wester a kol. 1985, Wester a Canton 1986), gelové elektroforézy a metodou Western blot (Folmar 1996). Vitellogenin je druhově specifický protein, a proto metody stanovení vitellogeninu založené na polyklonálních protilátkách jsou obecně omezeny na užití u homologních druhů. Některé protilátky ovšem křížově reagují s vitellogeninem jiných druhů (Tyler a kol. 1996, Nilsen a kol. 1998), čehož se využívá při monitoringu znečištění vodního prostředí xenoestrogenními látkami (Hecker a kol. 2002, Rodgers-Grey a kol. 2001).

VLIV NA REPRODUKCI A ZDRAVOTNÍ STAV RYB

Proces reprodukce je velmi citlivý k působení xenoestrogenních látek ve všech stádiích životního cyklu, zahrnující oplození, vývoj embrya, diferenciaci pohlaví, oogenezi a spermatogenezi, konečnou maturaci, ovulaci nebo uvolnění spermií a líhnutí plůdku (Arukwe a Gogsoyr 2003). Joblig a kol. (1996) pozorovali zvýšenou syntézu vitellogeninu doprovázenou inhibicí růstu testes u pstruha duhového po působení alkylfenolů. Jobling a kol. (1998) dále zaznamenali signifikantní pozitivní korelaci mezi stupněm intersexuality a koncentrací vitellogeninu v plazmě samců plotice obecné (*Rutilus rutilus*) žijící v řekách kontaminovaných odpadními vodami a pokles produkce a kvality spermií. Zvýšená koncentrace vitellogeninu u samic může indikovat zvýšený nebo snížený počet a velikost vajíček a úspěšnost oplození. Naopak snížená koncentrace vitellogeninu u samic může indikovat inhibici růstu ovárií (Kime a kol. 1999). Syntéza proteinů, tedy i vitellogeninu, je energeticky náročná a reprodukční proces je upřednostňován před somatickým růstem. Zvýšená tvorba vitellogeninu mimo normální pohlavní cyklus může mít za následek vyčerpání energetických zásob organismu a následně neúspěšnou reprodukci postižených jedinců a při dlouhodobém působení i snížení počtu ryb v dané populaci (Arukwe a Gogsoyr 2003). Herman a Kincaid (1988) popisují poškození ledvin a zvýšenou mortalitu u pstruha obecného po perorální aplikaci estradiolu.

ZÁVĚR

Z mnoha výzkumů vyplývá, že vitellogenin je vhodným bioindikátorem zatížení vodního prostředí estrogenními látkami. K posouzení celkového vlivu estrogenních látek na rybí organismus je možné a vhodné doplnit stanovení koncentrace tohoto biomarkeru o např. histologické vyšetření gonád, stanovení koncentrace streroidních hormonů estradiolu a testosteronu, hormonů štítné žlázy, kortizolu, posouzení motility spermií, velikosti a počtu vajíček, posouzení schopnosti oplození (Arcand-Hoy 1998, Kime 1999).

Poděkování:

Příspěvek byl zpracován v rámci projektu MSM 126100003 „Hodnocení interakcí mezi rizikovými faktory ve vodním prostředí a ekosystémy“.

POUŽITÁ LITERATURA

Arcand-Hoy, L. D., Benson, W. H. 1998. Fish reproduction: an ecologically relevant indicator of endocrine disruption. Environ Toxicol Chem 17:49-57

Arukwe, A., Gogsoyr, A. 2003. Eggshell and egg yolk proteins in fish: hepatic proteins for the next generation: oogenetic, population, and evolutionary implications of endocrine disruption. Comparative Hematology 2:4

Brion, F., Nilsen, B. M., Eiden, J. K., Gogsoyr, A., Porcher, J. M. 2002. Development and validation of an enzyme-linked immunosorbent essay to measure vitellogenin in the zebrafish (*Danio rerio*). Environ Toxicol Chem 28:1699-1708

Drastichová, J. 2003. Vitellogenin – biochemický marker kontaminace vodního prostředí. Sborník referátů z 11. konference Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí, VÚRH JU Vodňany, Aquachemie Ostrava, s. 54-60

Donohoe, R. M., Curtis L. R. 1996. Estrogenic aktivity of chlordecon, o,p-DDT and o,p-DDE to juvenil rainbow trout: induction of vitellogenesis and interaction with hepatic binding sites. Aquat Toxicol 36:31-52

Folmar, L. C., Denslow, N. D., Rao, V., Chow, M., Crain, D. A., Emblom, J., Marcino, J., Guillette Jr., L. J. 1996. Vitellogenin induction and reduced serum testosterone concentration in feral male carp (*Cyprinus carpio*) captured near a major Metropolitan sewage treatment plant. Environ Health Perspect 104:1096-1101

Hecker, M., Tyler, C. R., Hoffman, M., Madrid, S., Karbe, L. 2002. Plasma biomarkers in fish provide evidence for endocrine modulation in the Elbe River, Germany. Environ Sci Technol 36:2311-2321

Herman, R. L., Kincaid, H. 1988. Pathological effects of orally administered estradiol to rainbow trout. Aquaculture 72:165-172

Jobling, S., Reynolds, T., White, R., Parker, M: G., Sumpter J. P. 1995. A variety of environmentally persistent chemicals, including some phthalate plasticizers, are weakly estrogenic. Environ Health Perspect 103:582-587

Jobling, S., Sheahan, D., Osborne, J. A., Matthisen, P., Sumpter, J. P. 1996. Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mikiss*) exposed to alkylphenolic chemicals. Environ Toxicol Chem 15:194-202

Jobling, S., Beresford, N., Nolan, M., Rodgers-Gray, T., Brighty, G. C., Sumpter, J. P., Tyler, C. R. 1998. Altered sexual maturation and gamete production in wild roach (*Rutilus rutilus*) living in rivers that receive treated sewage effluents. Biol Reprod 66:272-281

Kime, D. E. 1999. A strategy for assessing the effects of xenobiotics on fish reproduction. Sci Total Environ 225:3-11

Kolářová, J., Svobodová, Z., Žlábek, V., Randák, T., Hajšlová, J., Suchan, P. 2004. Evidence for endocrine disruption in brown trout (*Salmo truta Fario*) population from Tichá Orlice river. Fresen Environ Bull, zasláno do redakce

Mommsen, T. P., Walsh, P. J. 1988. Vitellogenesis and oocyte assembly. In: Fish Physiology XI A. Eds: W. S. Hoar a D. J. Randall, Academic Press, San Diego, ss. 347-406

Nicolas, J. M. 1999. Vitellogenesis in fish and the effects of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminant. Aquat Toxicol 45:77-90

Nilsen, B. M., Berg, K., Arukwe, A., Gogsoyr, A. 1998. Monoclonal and polyclonal antibodies against fish vitellogenin for use in pollution monitoring. Mar Environ Res 46:153-157

Peňáz, M., Svobodová, Z., Baruš, V., Prokeš, M., Hajšlová, J., Drastichová, J. 2004: Evidence for endocrine disruption and sex reversal in a barbel, *Barbus barbus* population. J Fish Biol, zasláno do redakce

Redding, J. M., Patino, R. 1993. Reproductive physiology. In: The Physiology of fishes. Ed: D. H. Evans, CRC Press, Boca Raton, ss. 503-534

Rodgers-Gray, T. P., Jobling, S., Kelly, C., Morris, S., Brighty, G., Waldock, J., Sumpter, J. P., Tyler, C. R. 2001. Exposure of juvenile roach (*Rutilus rutilus*) to treated sewage effluent induces dose-dependent and persistent disruption in gonadal duct development. Environ Sci Technol 35:462-470

Schwaiger, J., Negele, R. D. Plasma vitellogenin – a blood parameter to evaluace exposure of fish to xenoestrogens. Acta Vet Brno 67:257-264

Sumpter, J. P., Jobling, S. 1995. Vitellogenesis as a biomarker for estrogenic contamination of the aquatic environment. Environ Health Perspect 103:173-178

Tyler, C. R., van der Eerden, B., Jobling, S., Panter, G., Sumpter, J. P. 1996. Measurement of vitellogenin, a biomarker for exposure to estrogenic chemicals, in a variety of cyprinid fish. J Comp Physiol B 166:418-426

Tyler, C. R., Jobling, S., Sumater, J. P. 1998. Endocrine disruption in wildlife: a critical reiew of the evidence. Crit Rev Toxicol 28:319-361

Wester, P. W., Canton, J. H., Bisschop, A., 1985. Histopathological study of *Poecilia reticulata* (guppy) after long-term β - hexachlorcyclohexane exposure. Aquat Toxicol 6:271-296

Wester, P. W., Canton, J. H. 1986. Histopathological study of *Oryzias latipes* (Medaka) after long-term β - hexachlorcyclohexane exposure. Aquat Toxicol 9:21-45

Adresy autorů:

MVDr. ***Jana Drastichová***, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1-3, 612 42 Brno, E-mail:janadrastich@email.cz

Mgr. ***Zuzana Široká***, Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1-3, 612 42 Brno, E-mail: sirokaz@vfu.cz

Ing. ***Vladimír Žlábek***, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, E-mail: zlabek@vurh.jcu.cz

AKTIVITA CYTOCHROMU P450 V JÁTRECH RYB Z RŮZNÝCH LOKALIT ŘEKY LABE

The activity of cytochrome P450 in fish liver samples from several locations of the Elbe River

ŠIROKÁ, Z., KRIJT, J., RANDÁK, T., SVOBODOVÁ, Z.

Abstract:

This paper reviews the most recent data on the role of cytochrome P450 as a biochemical marker of aquatic environment pollution. The important chemical characteristics of cytochrome P450, classification of its isoforms, its functions and involvement in metabolism are described. This paper also presents data from determining cytochrome P450 and ethoxyresorufin-O-deethylase in chub liver samples from 10 locations of river Elbe basin.

ÚVOD

Biochemické markery jsou vybrané biochemické parametry, jejichž měřitelné změny jsou odpovědí na expozici organismu cizorodými látkami. Jsou používány v toxikologickém, ekotoxikologickém a farmakologickém výzkumu. Tyto markery obvykle reagují na skupiny látek se stejným mechanismem účinku a u některých z nich rozsah změn koreluje také s intenzitou působení cizorodé látky.

V ekotoxikologickém monitoringu mají jako indikátorové organismy své nezastupitelné místo ryby. Citlivě reagují na přítomnost škodlivin v subletálních koncentracích a proto jsou výbornými indikátory stavu znečištění povrchových vod (Svobodová 1997). Jedním z intenzivně studovaných a v praxi používaných biochemických markerů u ryb je cytochrom P450.

Cytochrom P450

Přeměna xenobiotik, která vstupují do organismu, probíhá ve dvou fázích. Enzymy první fáze metabolismu xenobiotik oxidují, redukují nebo hydrolyzují sloučeninu tak, aby se stala polárnější a tím i snáze vylučitelnou z organismu. Ve druhé fázi dochází k enzymatické konjugaci produktů první fáze přeměny xenobiotik s produkty endogenního metabolismu (glukuronátem, glutathionem apod.) a tyto vzniklé konjugáty jsou pak snadno vyloučeny močí nebo stolicí.

Cytochrom P450 patří mezi nejvýznamnější enzymatické oxidační komplexy první fáze metabolismu xenobiotik. Cytochromy (existuje velká řada isoforem cytochromu P450) jsou ve velké koncentraci přítomny v hlavním orgánu biotransformací, v játrech. Zde tvoří kolem 1 % hmotnosti jaterních buněk (Lewis 2001). Cytochromy P450 můžeme ale nalézt také v ledvinách, střevě, kůži, placentě atd. (Anzenbacherová and Anzenbacher, 1999).

Jedná se o enzymy, jejichž základní strukturou je hemový skelet typu *b* (ten mají také hemoglobin, myoglobin, některé peroxidasy). Tyto enzymy jsou vázány na membrány endoplazmatického retikula a v menším množství na membrány mitochondrií u eukaryotických buněk, u bakterií jsou volně solubilizovány v cytosolu.

Cytochromy P450 katalyzují velké množství oxidačních reakcí, např. hydroxylaci, dealkylaci, deaminaci, sulfoxidaci a další. Nejčastěji se jedná o monooxygenasovou reakci, kdy je molekula přeměněna na polárnější vložením atomu kyslíku (hydroxylace).

Protože existuje velké množství isoforem cytochromu P450 (které se liší chemickou strukturou), musela pro ně být zavedena nomenklatura. Jednotlivé cytochromy jsou rozděleny do rodin, tyto mají svou strukturu identickou alespoň ze 40 %. V rámci podrodin je pak požadována identita alespoň 55 %. Cytochromy P450 se označují zkratkou CYP. Dále následuje arabská číslice identifikující rodinu, pak velké písmeno A – Q k určení podrodiny, vlastní protein je pak definován poslední arabskou číslicí (Kvasničková 1995, Anzenbacherová and Anzenbacher 1999).

Cytochromy se účastní velkého množství biotransformací ať už endogenních nebo exogenních látek. Každá z isoforem cytochromu P450, které se nacházejí v endoplazmatickém retikulu, metabolizuje velké spektrum sloučenin. Jeden substrát ovšem může být také metabolizován několika různými isoformami cytochromu P450. U bakteriálních a mitochondriálních forem cytochromu P450 existuje naproti tomu velká substrátová specifita (Lewis 2001).

V endogenním metabolismu je cytochrom P450 důležitý v syntéze a metabolizaci látek steroidní povahy, mastných kyselin, u rostlin se podílí na tvorbě velkého množství sekundárních metabolitů (ligninu, terpenů, silic, opioidů).

U ryb nás cytochrom P450 zajímá především jako biochemický marker znečištění povrchových vod některými průmyslovými a zemědělskými polutanty. Jako nejužitečnější se ukazuje rodina 1A cytochromu P450 (Machala et al. 1997, Schlenk and Di Giulio 2002). Pro tuto isoformu jsou nejsilnějšími induktory látky ze skupin polychlorovaných bifenylů (PCB), polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH), nitrovaných polycyklických aromatických uhlovodíků (NPAH) a dioxinů (např. TCDD) (White et al. 1997, Nilsen et al.

1998, Jung et al. 2001, Schlenk and Di Giulio 2002). K indukci rodiny CYP1A dochází díky tzv. aryl hydrocarbon receptoru (AhR) (Billiard 2002). Po jeho indukci cizorodými látkami dochází k jeho přenosu do jádra, kde způsobuje zvýšenou expresi genu pro CYP1A a následně zvýšení syntézy cytochromového proteinu. Potenciální toxicita polutantů závisí na jejich afinitě k AhR. CYP1A je také zodpovědný za metabolickou aktivaci většiny známých promutagenů a prokarcinogenů a jeho zvýšená hladina je odpovědna za takové negativní efekty, jako jsou kokarcinogeneze, imunotoxicita nebo reprodukční poruchy. Na CYP1A2 je napojen také další enzym – ethoxyresorufin-O-deethyláza (EROD), který je schopen přeměňovat substráty na produkty, které vykazují fluorescenci, kterou pak měříme. Jeho stanovení se také v rámci monitoringu provádí, dokonce je toto stanovení ještě citlivější metodou než stanovení samotného cytochromu P450.

MATERIÁL A METODIKA

Na deseti lokalitách povodí řeky Labe byly odebírány vzorky jaterní tkáně (o hmotnosti 0,1 - 1,0 g) jelce tlouště (*Leuciscus cephalus*). Bylo odebráno 8-10 vzorků na každé lokalitě a 8 z nich pak bylo použito ke stanovování enzymové aktivity. Tyto vzorky byly označeny a okamžitě zamraženy v tekutém dusíku. Po převozu na pracoviště, kde se stanovoval cytochrom P450 a EROD, byly až do analýzy uchovávány v mrazícím boxu při – 80 °C.

Při samotné analýze byly vzorky vyjmuty z mrazícího boxu a položeny na led, kde roztály. Pak k nim byl přidán pufr (sacharóza, EDTA, HCl, TRIS) v množství 15 ml a byly zhomogenizovány. Takto upravené vzorky byly přelity do centrifugačních zkumavek a při 11 100 otáčkách za minutu odstředěny tak, aby v peletě zůstaly zbytky nezhomogenizované jaterní tkáně a v supernatantu jednotlivé hepatocyty. Supernatant (12 ml) byl opatrně přepipetován (tak, aby nedošlo k porušení pelety ani flotující fosfolipidové vrstvy na povrchu) do ultracenrifugačních zkumavek a byl při 37 800 otáčkách za minutu (100 000 g) znovu odstředěn. Tímto jsme získali peletu, ve které zůstaly buněčné organely (mikrozomální frakce), a supernatant, který obsahoval cytosolickou frakci. Pro naše potřeby jsme supernatant slili, peletu několikrát propláchli pufrem a resuspendovali ve stejném množství pufru, jako byla původní hmotnost vzorku jater. Takto připravenou suspenzi jsme až do vlastního stanovení enzymů uchovávali v eppendorfkách v mrazícím boxu při – 80 °C.

Vlastnímu stanovení enzymů předcházelo stanovení koncentrace mikrozomální bílkoviny a to metodou podle Lowryho. Podle koncentrace bílkoviny pak bylo odebíráno potřebné množství suspenze k měření množství cytochromu P450 a aktivity EROD.

Stanovení množství cytochromu P450, respektive jeho isoformy CYP1A2, se provádí spektrofotometricky v oblasti viditelného světla (vlnové délky 390 – 490 nm). Měření se provádí po redukci cytochromu dithionitem sodným a po vytvoření komplexu s CO, který má maximum při 450 nm (odtud cytochrom P450). Do 7 ml fosfátového pufru přidáme 200-250 µl suspenze, podle obsahu bílkoviny ve vzorku. Pak přidáme špetku dithionitu, promícháme. Roztok rozlijeme do dvou 3,5 ml skleněných kyvet. První použijeme jako standard, proti kterému měříme při zmíněných vlnových délkách. Druhou 20 sekund probubláváme oxidem uhelnatým. Pak měříme.

Aktivitu enzymu EROD měříme na fluorescenčním spektrometru. Pokud je tento enzym přítomen, svou činností za přítomnosti NADPH přeměňuje substrát ethoxyresorufin na resorufin, což je produkt vykazující fluorescenci (Chang and Waxman 1998, Nilsen et al. 1998). Do kyvety tedy dáváme fosfátový pufr, NADPH, množství suspenze odpovídající obsahu 0,2 mg/ml bílkoviny. Pak přidáme ethoxyresorufin a zaznamenáváme nárůst fluorescence. Aktivitu EROD pak porovnáme a vypočteme podle fluorescence standardu (resorufinu) o známé koncentraci.

VÝSLEDKY A DISKUSE

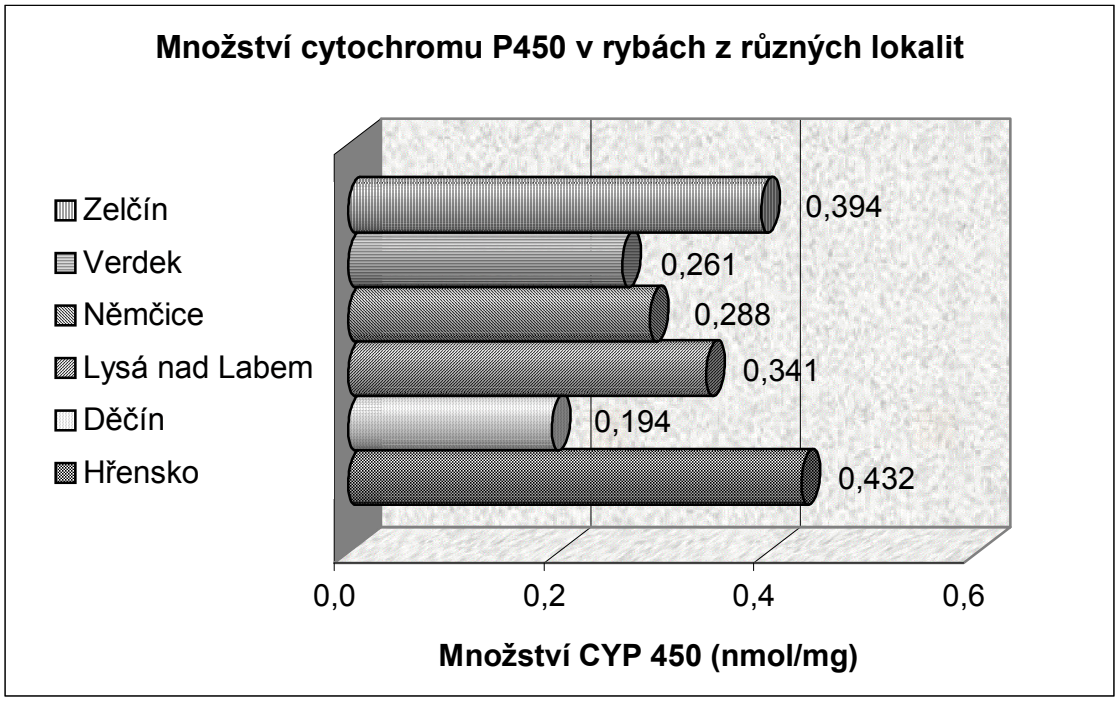
Vzorky byly odebírány z těchto lokalit povodí Labe: Podolí - Vltava, Zelčín - Vltava, lokality přímo na řece Labi - Němčice, Verdek, Olbříství, Lysá nad Labem, Valy, Děčín a Hřensko. Za kontrolní lokalitu byla zvolena Blanice, která nevykazuje antropogenní znečištění.

Množství cytochromu P450 bylo stanoveno na 6 lokalitách, na zbývajích z technických důvodů změřeno nebylo. Aktivita EROD byla stanovena na všech lokalitách.

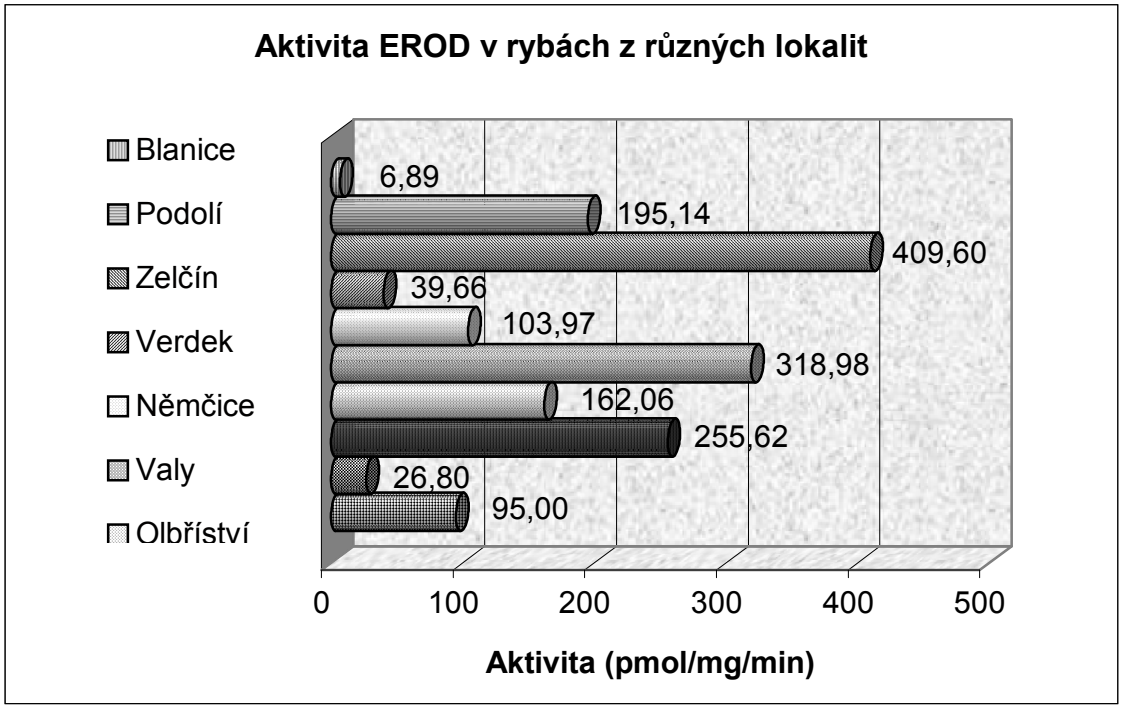
U CYP 450 byly považovány za hodnoty nízké do 0,150 nmol/mg mikrozomálního proteinu, hodnoty zvýšené do 0,300 nmol/mg a nad tyto hodnoty jsme posuzovali hodnoty jako vysoké.U EROD byly považovány za nízké hodnoty do 30 pmol/min/mg mikrozomálního proteinu, za hodnoty zvýšené do 250 pmol/min/mg a nad tento limit jsme posuzovali hodnoty jako vysoké. Toto rozdělení je orientační, různí autoři se v hodnocení velmi liší (Machala et al. 2000, Solé et al. 2003, Parente et al. 2004).

U lokalit, kde byly změřeny oba parametry, nacházíme shodu mezi naměřenými hodnotami cytochromu P450 a EROD.

Nejvíce znečištěnými lokalitami byly Zelčín, Valy a Lysá nad Labem. Tyto lokality se nacházejí na toku řeky pod významnými chemickými závody. Byla potvrzena možnost použití lokality Blanice jako kontrolní, protože hladina EROD byla ve vzorcích ryb z této lokality na hranici detekce. Také lokality Děčín, Verdek a Němčice vykazovaly jen velmi nízké hodnoty sledovaných biochemických markerů, což svědčí o jejich minimální kontaminaci látkami aktivujícími cytochrom P40 a na něj navazujících enzymů (Obr. 1 a 2).



Obr. 1: Graf porovnávající množství jaterního mikrozomálního cytochromu P450 v rybách z různých lokalit povodí Labe.



Obr. 2: Graf porovnávající aktivitu EROD ve vzorcích jater jelce tlouště z různých lokalit povodí Labe.

ZÁVĚR

Měření koncentrace CYP1A2 je jako jeden z mála biochemických markerů oficiálně uznáváno a určeno normou ISO. Jedná se o normu ISO/TC 147/SC 5 N 367, ve které je popsáno měření EROD jako metoda ke stanovení kontaminace vody TCDD, PAH a některými PCB.

Měření aktivity cytochromu P450 a EROD by ovšem nemělo zůstat jediným biomarkerem, který je k hodnocení kontaminace vodních ekosystémů používán. V úvahu musí být brány i další specifické biomarkery (enzymy druhé fáze přeměny xenobiotik, markery oxidačního stresu nebo xenoestrogenní kontaminace) a také výsledky chemických analýz vody, sedimentů a tkání ryb na obsah kontaminujících látek.

Poděkování

Práce byla realizována za finanční podpory projektu VaV/650/5/03 "Labe IV" a projektu MSM 126100003 "Hodnocení interakcí mezirizikovými faktory ve vodním prostředí a ekosystémy".

POUŽITÁ LITERATURA

ANZENBACHEROVÁ, E., ANZENBACHER, P., 1999: Cytochromy P450 a metabolismus xenobiotik. Bulletin České společnosti pro biochemii a molekulární biologii., 1: 4-33.

BILLIARD, S. M., HAHN, M. E., FRANKS, D. G., PETERSON, R. E., BOLS, N. C., HODSON, P. V., 2002: Binding of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to teleost aryl hydrocarbon receptors (AHRs). Comp. Biochem. Physiol. B Biochem. Mol. Biol., 133: 55-68.

CHANG, T. K. H., WAXMAN, D. J., 1998: Enzymatic analysis of cDNA-expressed human CYP1A1, CYP1A2, and CYP1B1 with 7-ethoxyresorufin as a substrate. In: I. R. Phillips and E. A. Shephard (eds.), Methods in molecular biology, Vol. 107: Cytochrome P450 protocols. Humana press Inc., Totowa, NJ, 103-109.

JUNG, D. K., KLAUS, T., FENT, K., 2001: Cytochrome P450 induction by nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons, azaarenes, and binary mixtures in fish hepatoma cell line PLHC-1. Environ. Toxicol. Chem., 20: 149-159.

KVASNIČKOVÁ E., 1995: Xenobiochemie. Karolinum, Praha, 49 s.

LEWIS, D. F. V., 2001: Guide to Cytochromes P450 structure and function. Taylor & Francis Inc., London.

MACHALA, M., NEZVEDA, K., PETŘIVALSKÝ, M., JAROŠOVÁ, A., PIAČKA, V., SVOBODOVÁ, Z., 1997: Moooygenase activities in carp as biochemical markers of pollution by polycyclic and polyhalogenated aromatic hydrocarbons: choice of substrates and effects of temperature, gender and capture stress. Aquat. Toxicol., 37: 113-123.

MACHALA, M., ULRICH, R., NEČA, J., VYKUSOVÁ, B., KOLÁŘOVÁ, J., MÁCHOVÁ, J., SVOBODOVÁ, Z. 2000: Biochemical monitoring of aquatic pollution: Indicators of dioxin-like toxicity and oxidative stress in the roach (*Rutilus rutilus*) and chub (*Leuciscus cephalus*) in the Skalice river. Vet. Med. – Czech, 45(2):55-60.

NILSEN, B. M., BERG, K., GOKSOYR, A., 1998: Induction of cytochrome P450 1A (CYP1A) in fish. In: I. R. Phillips and E. A. Shephard (eds.), Methods in molecular biology, Vol. 107: Cytochrome P450 protocols. Humana press Inc., Totowa, NJ, 423-438.

PARENTE, T. E. M., DE-OLIVIERA, A. C. A. X., SILVA, I. B., ARAUJO, F. G., PAUMGARTTEN, F. J. R. 2003: Induced alkoxyresorufin-O-dealkylases in tilapias (*Oreochromis niloticus*) from Guandu river, Rio de Janeiro, Brazil. Chemosphere, 54(11):1613-1618.

SCHLENK, D., DI GIULIO, R. T., 2002: Biochemical responses as indicators of aquatic ecosystem health. In: S. Marshall Adams (ed.), Biological indicators of aquatic ecosystem stress, AFS, Bethesda, 14-17.

SOLÉ, M., RALDUA, D., PIFERRER, F., BARCELÓ, D., PORTE, C. 2004: Feminization of wild carp, *Cyprinus carpio*, in a polluted environment: plasma steroid hormones, gonadal morphology and xenobiotic metabolizing systém. Comp. Biochem. Physiol. C: Toxikol. Pharmacol. 136:145-156.

SVOBODOVÁ, Z., 1997: Ryba - významný indikátor znečištění povrchových vod. Program a sborník konference ERA ´97, 158-165.

WHITE, R. D., SHEA, D., STEGEMAN, J. J., 1997: Metabolism of the aryl hydrocarbon receptor agonist 3,3,4,4´-tetrachlorobiphenyl by the marine fish scup (*Stenotomus chrysops*) in vivo and in vitro. Drug Metab. Dispos., 25: 564-572 .

Adresy autorů:

Mgr. ***Zuzana Široká*** - Veterinární a Farmaceutická Univerzita Brno
Ing. ***Jan Krijt***, PhD. - Karlova Univerzita Praha
Ing. ***Tomáš Randák*** - Jihočeská Univerzita České Budějovice
Prof. MVDr. ***Zdeňka Svobodová***, DrSc. - Veterinární a Farmaceutická Univerzita Brno, Jihočeská Univerzita České Budějovice

Kontaktní adresa: Mgr. ***Zuzana Široká***, Ústav veřejného veterinárního lékařství a toxikologie
Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1-3, 612 42 Brno
E-mail: sirokaz@vfu.cz

OBSAH CELKOVÉ RTUTI A METHYLRTUTI V TKÁNÍCH RYB A SEDIMENTECH Z NÁDRŽE SKALKA

Total mercury and methylmercury content in fish tissues and sediments from Skalka reservoir

MARŠÁLEK P[1,2], SVOBODOVÁ Z[1,3], RANDÁK T[3], ŠVEHLA J[4]

[1]Veterinární a farmaceutická univerzita Brno
[2]Státní veterinární ústav Brno
[3]Jihočeská univerzita,Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Vodňany
[4]Jihočeská univerzita České Budějovice

ABSTRACT

This work was aimed to evaluate the contamination level of total mercury and methylmercury in fish tissues and sediments from Skalka reservoir. Thirty individuals of these species were sampled: roach (Rutilus rutilus), bream (Abramis brama), silver bream (Blicca bjoerkna), big head carp (Aristichthys nobilis), asp (Aspius aspius), eel (Anguilla anguilla) and wels (Silurus glanis). Muscle, liver and gonads were used for analysis. Total mercury content in fish muscle exceeded valid statutory limits of the Czech Ministry of Health in all samples. Average content of total mercury in asp muscle (member of predatory fish) was 3,12 mg/kg and in bream muscle (member of herbivorous fish) was 0,96 mg/kg. Average content of methylmercury in asp muscle was 3,41 mg/kg and in bream muscle was 1,08 mg/kg. Total mercury and methylmercury content were higher in muscle and liver in comparison to gonads. Average proportions of methylmercury to total mercury were 1,01 in muscle, 0,55 in liver and 0,907 in gonads. Total mercury contents in surface layer of sediments (0-5cm) exceeded 5 mg/kg (d. w.) in majority cases and went up with increasing depth of sediments (up to 30 mg/kg). Results showed still the high mercury contamination level in fish tissues and sediments from Skalka reservoir, high hygienic risk of fish consumption and predominance of methylmercury in fish tissues.

ÚVOD

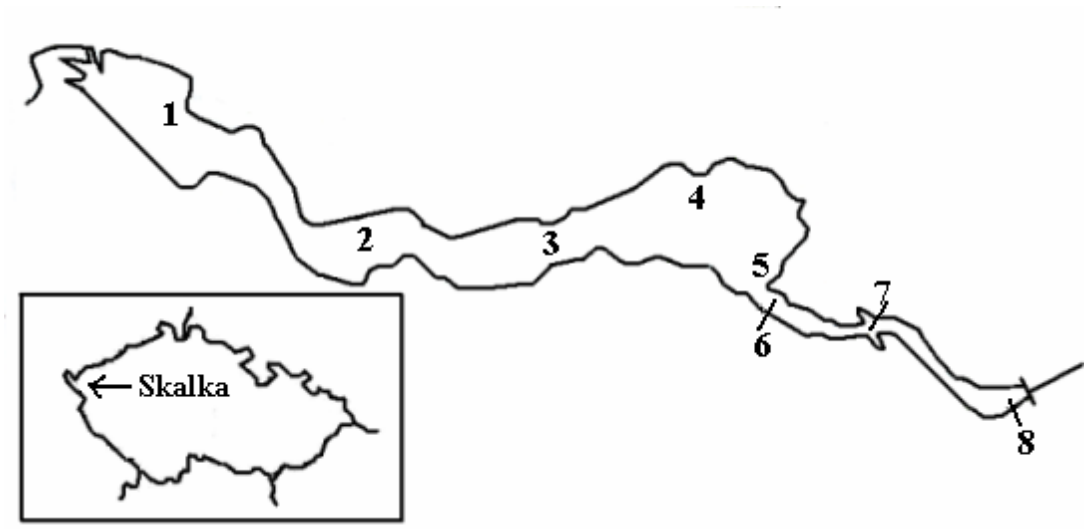
Rtuť se ve vodních ekosystémech vyskytuje v několika formách.zahrnující elementární rtuť (Hg^0), anorganické (Hg^+ respektive Hg^0 naadovaná na Hg^2 a Hg^{2+}) a organické formy rtuti, především potom monomethylrtuť (CH_3Hg^+) a dimethylrtuť ($(CH_3)_2Hg$). Monomethylrtuť (MeHg) je převažující formou rtuti (až 100 %) v tkáních většiny druhů ryb (Mason et al. 1995; Kannan et al. 1998; Porcella, 1994) a je díky svým neurotoxickým vlastnostem nejtoxičtější forma rtuti (WHO, 1990). Vzniká mikrobiologickou methylací v sedimentech (Jernelöv, 1973) a následně se prostřednictvím potravního řetězce akumuluje v rybách. Bioakumulace MeHg v tkáních ryb má vzrůstající tendenci s věkem ryb a tedy i jejich velikostí (Norstrom et al. 1976; Jewett et al. 2003). Ryby jsou hlavním zdrojem kontaminace lidí methylrtutí (WHO, 1990), proto jsou hlavním cílem sledování kontaminace vodních ekosystémů jak s ekologického tak z hygienického hlediska.

Řeka Reslava a údolní nádrž Skalka byla několik desítek let znečišťována odpadními vodami obsahující rtuť z továrny vyrábějící technické chemikálie a přípravky na bázi rtuti v Marktrewitz (SRN). Odpadní vody ústily do potoka Kösseine, dále do řeky Reslavy a Ohře. Sledování kontaminace rtutí v řece Ohři, jejích přítocích a údolní nádrži Skalka bylo zahájeno na popud Státní vodohospodářské inspekce v roce 1974 (Hejtmánek et al. 1975; Svobodová et al. 1976). Výsledky potvrdily zvýšený obsah rtuti. I když byl v druhé polovině 70. let zastaven přítok kontaminovaných odpadních vod, došlo v 80. letech ke zvýšení kontaminace ryb rtutí (Vondrák et al. 1984; Svobodová et al. 1992; Černá et al. 1996; Svobodová et al. 1997). Bylo to v důsledku odkrytí kontaminovaných sedimentů v době vypouštění nádrže.

Cílem této práce bylo zhodnotit současný stav zatížení údolní nádrže Skalka rtutí. A to jak sedimentů, tak tkání ryb. Oproti minulým rokům byl zájem zaměřen také na speciaci rtuti(monomethylrtuť) a na vyhodnocení distribuce mononomethylrtuti a celkové rtuti v jednotlivých tkáních ryb.

MATERIÁL A METODA

Lokalita: Údolní nádrž Skalka (obr. 1.) leží v západních Čechách na řece Ohři v těsné blízkosti hranice se Spolkovou Republikou Německo. Byla uvedena do provozu v roce 1964 a její plocha je 378 ha. Nádrž je spravována státním podnikem Povodí Ohře. Hlavním účelem vodní nádrže je zajišťování minimálního průtoku v řece Ohři. Mezi vedlejší účely patří částečná ochrana uzemí pod hrází před povodněmi, výroba elektrické energie, rekreace a provozování vodních sportů.



Obr. 1: Mapa údolní nádrže Skalka. Pozice míst odběru vzorků sedimentů: 1-břeh u říčního km 250, 2-u kostela v Pomezí, 3-u Cetnova (říční km 247), 4-u Vlčích jam, 5-u skály proti kempu, 6- pod kempem, 7-u dvou zátok, 8-u hráze (říční km 243-u limnigrafu)

Materiál: Odlov ryb a odběr sedimentů z vodní nádrže Skalka byl proveden v srpnu 2003. Ryby byly odloveny do tenatových a zátahových sítí a na udici. Bylo odloveno 5 kusů plotice obecné (*Rutilus rutilus*), 8 ks cejna velkého (*Abramis brama*), 2 ks cejnka malého (*Blicca bjoerkna*), 7ks tolstolobika pestrého (*Aristichthys nobilis*), 4 ks bolena dravého (*Aspius aspius*), 3ks úhoře říčního (A*nguilla anguilla*) a jeden kus sumce velkého (*Silurus glanis*). Z ryb byla odebrána svalovina, játra a gonády. Ryby byly zamraženy a později použity k analýze.

Sedimenty byly vzorkovány od začátku vzdutí nádrže (říční km Ohře 250) na osmi stanovištích po cca 1 km, až k limnigrafu u hráze (ř.km 243) (obr. 1.). Na každém stanovišti byl vždy připraven směsný vzorek ze třech vpichů gravitační sondy – ze 153 sond bylo tak získáno 51 směsných vzorků sedimentu dělených po 5 cm. Čerstvé vzorky byly až do zpracování uchovány ve vzduchotěsně uzavřených polyethylénových kelímcích

Metoda: Stanovení celkové rtuti v tkáních ryb bylo provedeno přímou metodou studených par na analyzátoru AMA 254. Stanovení monomethylrtuti v tkáních ryb bylo provedeno metodou plynové chromatografie. Vzorek byl připraven metodou kyselého rozkladu a extrakcí do toluenu. Stanovení bylo provedeno na plynovém chromatografu Hewlet Packard 5890 series II. Byla použita kapilární kolona DB 608 (30m) (Caricchia et al. 1997) a detektor elektronového záchytu (ECD). K vyhodnocení bylo použito softwaru HP 3365 ChemStation series II od firmy Hewlet Packard. Data byla statisticky zpracována na programu MS Excel 97 a Stagraphic (ANOVA). Pro stanovení výtěžnosti a zajištění kvality byly použity referenční materiály BCR 463 a BCR 464 (IRMM Belgie). Metoda byla dále testována při mezilaboratorním porovnávacím testu IMEP-20 Trace Elements in Tuna Fish.

Vzorky sedimentů byly homogenizovány, zamraženy a vysušeny lyofilizací, homogenizovány a prosévány tak, aby veškerý materiál měl granulaci menší než 1 mm. Ze vzorku byly odstraněny jen evidentně nepatřičné příměsi, jako kameny, větvičky, apod. V takto připraveném vzorku byl pak v laboratoři stanoven celkový obsah rtuti přímou metodou studených par na analyzátoru AMA 254. Navážka vzorku suchého sedimentu činila 10-20 mg. Uváděné výsledky jsou aritmetickým průměrem z minimálně dvou opakovaných stanovení. Pro ověřování správnosti výsledků byl použit český certifikovaný Referenční materiál „Sandy Soil No.7002“ od f. Analytika Praha s.r.o.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Celková rtuť a methylrtuť v tkáních ryb

Výsledky analýz tkání ryb na celkovou rtuť a methylrtuť jsou uvedeny v tab. 1. Rezidua celkové rtuti i methylrtuti byly nalezeny ve všech vyšetřených tkáních ryb. Ve všech případech byl překročen hygienický limit stanovený vyhláškou ministerstva zdravotnictví ČR 53/2002 Sb., který je pro dravé ryby 0,5 mg/kg jedlého podílu a pro nedravé ryby je 0,1 mg/kg jedlého podílu.

Pro testování distribuce celkové rtuti mezi jednotlivými tkáněmi byly použity hodnoty normalizované na obsah celkové rtuti ve svalovině, tak aby se vyloučil vliv věku a druhu ryb na hodnocení distribuce. Obsah celkové rtuti byl signifikantně nejvyšší ($p<0,01$) v játrech, následovaných svalovinou a nejnižší byl v gonádách.

Rozdíl kontaminace mezi jednotlivými druhy byl hodnocen u těchto druhů: bolen, tolstolobik, cejn a plotice. Od ostatních druhů nebylo k dispozici dostatečné množství vzorků. Obsah celkové rtuti byl signifikantně vyšší ($p<0,01$) ve svalovině a gonádách u bolena dravého ve srovnání s tolstolobikem, cejnem a ploticí. Obsah

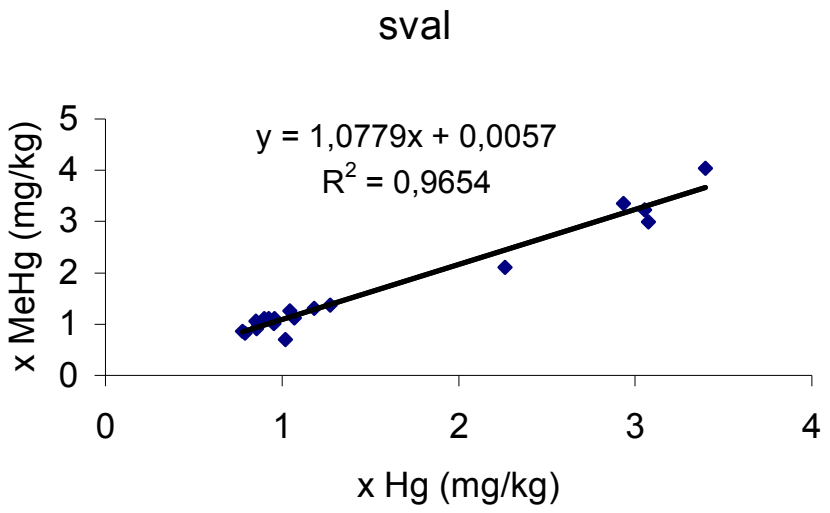
celkHg v játrech byl signifikantně vyšší (p<0,01) u bolena ve srovnání s ploticí a cejnem. Výsledky ukazují na vyšší obsah celkHg v dravých rybách což potvrzuje zjištění jiných autorů (Brabo et al. 2000).

Obsah MeHg v tkáních ryb je uveden v tab.1 MeHg byla nalezena ve všech analyzovaných vzorcích. Ve svalovině a gonádách se blíží zastoupení MeHg na celkHg 100% (po přepočítání MeHg na elementární rtuť). Zastoupení MeHg/celkHg bylo signifikantně vyšší (p<0,01) ve svalovině a gonádách ve srovnání s játry. Tato skutečnost ukazuje na větší podíl anorganické rtuti v játrech. Jewet et al. (2003) uvádějí ve své práci rovněž větší zastoupení MeHg na celkHg ve svalovině oproti játrům. Hodnoty zastoupení MeHg přesahující 100% jsou dány chybou stanovení jak celkHg tak i MeHg. V poměru je již zahrnuta korekce na rozdílnou molekulovou hmotnost elementární rtuti a MeHg, která je cca 7%.

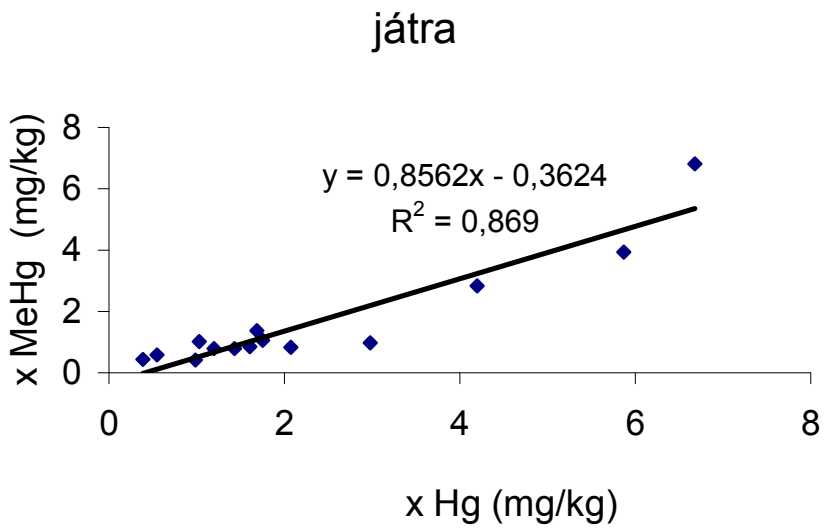
Distribuce MeHg mezi jednotlivými tkáněmi byla hodnocena rovněž u hodnot normalizovaných na obsah MeHg ve svalovině. Obsah MeHg byl signifikantně vyšší (p<0,01) ve svalovině a játrech ve srovnání s gonádami. Hodnoty obsahu MeHg v játrech a svalovině byly bez signifikantního rozdílu. Stejný obsah MeHg v játrech a svalovině oproti výsledkům hodnocení distribuce celkHg (játra>svalovina) potvrzují vetší podíl anorganické rtuti v játrech než ve svalovině a gonádách.

Pro hodnocení rozdílu kontaminace MeHg mezi jednotlivými druhy byly použity výsledky u těchto druhů: bolen, tolstolobik, cejn a plotice. Od ostatních druhů nebylo k dispozici dostatečné množství vzorků. Obsah MeHg byl signifikantně vyšší ve svalovině, játrech a gonádách u bolena dravého ve srovnání s tolstolobikem, cejnem a ploticí.

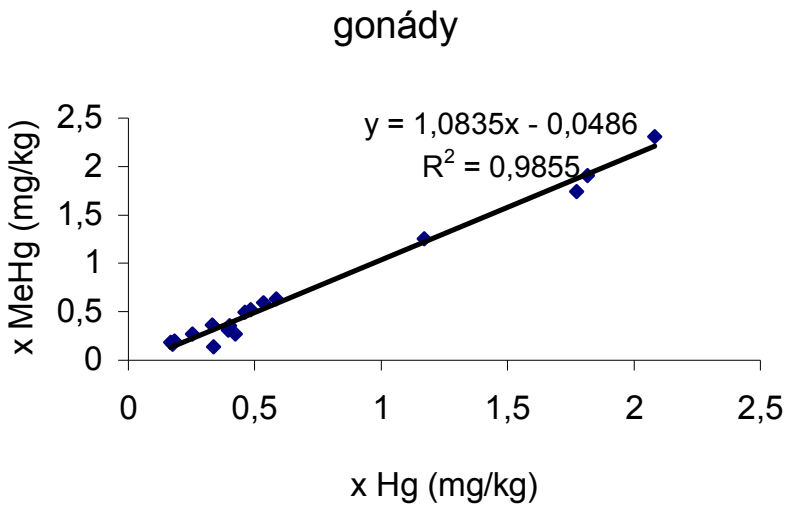
Metodou lineární regrese byla hodnocena korelace mezi obsahem celkHg a MeHg (obr. 2-4). Testovány byly zvlášť hodnoty z každé tkáně. U všech tří tkání byla nalezena signifikantní (p<0,01) korelace mezi obsahem celkHg a MeHg. Korelační koeficienty jsou pro sval r=0,983, pro játra r=0,932 a pro gonády r=0,993. Pouze u výsledků jater musely být vyřazeny tři odlehlé hodnoty u tolstolobika. Tato skutečnost potvrzuje rozhodující podíl MeHg na akumulaci Hg v tkáních ryb.



Obr. 2 - Korelace obsahu celkové rtuti a methylrtuti ve svalovině



Obr. 3 - Korelace obsahu celkové rtuti a methylrtuti v játrech (bez 3 odlehlých výsledků u tolstolobika).



Obr. 4 - Korelace obsahu celkové rtuti a methylrtuti v gonádách

Pro hodnocení hygienického rizika konzumace ryb z nádrže Skalka jsme použily maximální doporučenou dávku pro celkHg, resp. MeHg stanovenou FAO/WHO, která je 0,3 mg celkHg/osobu/týden, resp. 0,2mg MeHg/osobu/týden. Zdravotní riziko jsme hodnotili u bolena jako zástupce dravých druhů a u cejna jako zástupce nedravých druhů. Maximální týdenní doporučená konzumace masa je potom u bolena 96g a u cejna 305g, pokud bereme pro hodnocení obsah celkHg. Pokud hodnotíme podle obsahu MeHg tak je to u bolena 59g a u cejna 185g masa. Z těchto hodnot plyne velké zdravotní riziko pro konzumenty ryb z nádrže Skalka a rozhodně nelze doporučit pravidelnou konzumaci zejména dravých ryb.

Tab. 1: Obsah celkové rtuti, methylrtuti a poměr celkHg/MeHg(po přepočítání obsahu MeHg na elementární Hg). U vzorků, kde chybí výsledky, nebyla tkáň pro danou analýzu odebrána.

vzorek	MeHg (mg/kg)	celkHg (mg/kg)	MeHg/ celkHg (%)	MeHg (mg/kg)	celkHg (mg/kg)	MeHg/ celkHg (%)	MeHg (mg/kg)	celkHg (mg/kg)	MeHg/ celkHg (%)
	svalovina			játra			gonády		
bolen	3,36	2,93	106,5	2,84	4,19	62,9	1,91	1,82	97,8
bolen	3,23	3,05	98,6	3,93	5,87	62,4	2,31	2,08	103,2
bolen	3,00	3,07	90,6	6,81	6,68	94,8	1,25	1,17	99,8
bolen	4,05	3,40	110,7	3,87	8,20	47,2	1,74	1,77	91,4
tolstolobik	1,26	1,04	112,4	1,07	1,75	56,7	0,17	0,17	88,2
tolstolobik	1,11	0,90	114,8	0,84	2,07	37,5	0,27	0,42	59,0
tolstolobik	1,11	0,92	111,9	0,70	11,58	5,7	0,14	0,34	37,9
tolstolobik	0,70	1,02	63,9	0,51	24,89	1,9	0,31	0,40	72,5
tolstolobik	1,00	0,87	106,9	1,03	20,28	4,7	0,20	0,18	100,2
tolstolobik		0,55			0,68			0,14	
tolstolobik		0,53			0,42			0,10	
cejn	1,06	0,85	115,3	0,80	1,43	51,8	0,36	0,33	101,9
cejn	1,12	1,07	97,1	0,42	0,99	39,1	0,59	0,53	103,2
cejn	0,91	0,86	99,2	0,85	1,61	49,3	0,52	0,49	99,6
cejn	1,31	1,18	102,8	0,78	1,20	60,8	0,36	0,40	83,4
cejn	1,01	0,95	98,7	0,97	2,98	30,2	0,50	0,46	100,6
cejn		0,98			1,38			0,74	
cejn		1,23			1,81			0,96	
cejn		0,55			0,63			0,23	
cejnek		0,81			0,31			0,80	
cejnek		0,91			1,62			0,31	
plotice	1,37	1,27	100,3	1,37	1,69	75,3	0,63	0,59	100,0
plotice	0,82	0,79	96,5	0,44	0,39	104,4	0,19	0,17	103,7
plotice	0,87	0,78	103,7	0,57	0,55	97,1	0,27	0,25	99,2
plotice		0,58			0,67			0,16	
plotice		0,61			1,10			0,21	
sumec	1,11	0,96	107,3	1,01	1,03	91,2			
úhoř	2,11	2,26	86,6	5,21					
úhoř		1,63			2,50				
úhoř		1,52							

Celková rtuť v sedimentech

Ze získaných výsledků je zřetelně vidět následující trendy v prostorové distribuci a obsahu rtuti podél nádrže, viz. tab. 2.

Zjištěný obsah Hg byl všude vyšší než 5 $mg.kg^{-1}$, kromě podpovrchové vrstvy půdy v přítokové části nádrže, kde dosahuje velmi nízké - jinde obvyklé hodnoty 0,36 $mg.kg^{-1}$.

Nejvyšší hodnoty byly nalezeny v největší hloubce sedimentu u hráze proti limnigrafu, kde dosahují ve vrstvě 35-40 cm až 32,48 $mg.kg^{-1}$. Srovnatelný obsah byl zaznamenán také hned na počátku vzdutí nádrže u kostela obce Pomezí nad Ohří (ř.km 247), kdy již v hloubce 20-25 cm bylo 27,3 $mg.kg^{-1}$. Ve většině případů se obsah pohyboval od 5 do 10 $mg.kg^{-1}$.

Na jednom odběrovém stanovišti bylo dosaženo v hloubce 30-35 cm původního vrchního půdního horizontu se zbytky drnu. V tomto původním podloží se obsah Hg výrazně snižuje, ale dosahuje i v 10 cm původní půdy před napuštěním cca desetinásobku pozaďové hodnoty. Kontaminace ze sedimentu zde značně pronikla i do původního půdního horizontu.

Pro posouzení celkového znečištění této nádrže rizikovými prvky je nutné znát celkové obsahy i dalších těžkých kovů, proto jsou nyní vyhodnocovány i vodné a lučavkové výluhy sedimentů pomocí hmotnostní spektrometrie ICP-M.

Tab. 2 - Obsah celkové rtuti v sedimentech. Místa odběru odpovídají místům označeným v mapce.

hloubka vrstvy [cm]	8= u hráze, ř.km 243-u limnigrafu	7= u 2 zátok	6= pod kempem	5= u skály proti kempu	4 = u Vlčích jam	3= u Cetnova , ř.km 247	2= u kostela v Pomezí	1= břeh u ř.km 250
0 - 5	5,46	4,75	5,92	4,88	7,02	8,60	7,92	6,37
5 - 10	6,21	6,83	7,80	5,63	9,07	8,90	9,20	5,08
10 - 15	5,53	7,18	6,77	5,41	8,19	9,12	12,43	0,36
15 - 20	5,85	6,44	7,08	6,06	8,80	10,40	17,32	
20 - 25	6,87	6,39	8,33	6,32	9,92	10,00	27,27	
25 - 30	8,52	7,19	7,00	6,90	10,83	9,55		
30 - 35	10,91		6,53	7,98	4,92	9,27		
35 - 40	32,48				2,76			

Černá et al. (1996) uvádí ve výsledcích posledního monitoringu nádrže Skalka z let 1995-1996 obsah celkHg ve svalovině 4 letých bolenů dravých 2,38 mg/kg a 4-7 letých cejnů velkých 1,08 mg/kg. Průměrný obsah celkHg v sedimentech potom 6,99 mg/kg s rozpětím 0,62-15,65 mg/kg (d.w.) v závislosti na lokalitě a hloubce sedimentu. Z porovnání s našimi výsledky vyplývá, že nedošlo k výrazné změně kontaminace nádrže celkovou rtutí.

SOUHRN

Cílem této práce bylo zjistit a zhodnotit stav zatížení tkání ryb a sedimentů z údolní nádrže Skalka celkovou rtutí a methylrtutí. Bylo odloveno celkem 30 kusů ryb těchto druhů: plotice obecná (*Rutilus rutilus*), cejn velký (*Abramis brama*), cejnek malý (*Blicca bjoerkna*), tolstolobik pestrý (*Aristichthys nobilis*), bolen dravý (*Aspius aspius*), úhoř říční (A*nguilla anguilla*) a sumec velký (*Silurus glanis*). K analýzám byla použita svalovina, játra a gonády. Všechny vyšetřené vzorky překračovaly hygienický limit pro celkovou rtuť MZd ČR daný vyhláškou 53/2002 Sb. Průměrný obsah celkové rtuti byl ve svalovině bolena dravého (jako zástupce dravých druhů) 3,12 mg/kg a u cejna velkého (jako zástupce nedravých druhů) 0,96 mg/kg. Průměrný obsah methylrtuti byl ve svalovině bolena dravého 3,41mg/kg a ve svalovině cejna velkého 1,08 mg/kg. Obsah celkové rtuti a methylrtuti byl vyšší ve svalovině a játrech ve srovnání s gonádami. Průměrný poměr methylrtuti a celkové rtuti byl ve svalovině 1,012, v játrech 0,545 a v gonádách 0,907. Obsah celkové rtuti v povrchové vrstvě (0-5 cm) sedimentu překračuje ve většině případů 5mg/kg, a výrazně stoupá s rostoucí hloubkou vrstvy až k 30 $mg.kg^{-1}$.Výsledky ukazují na stále vysokou kontaminaci nádrže Skalka rtutí a to jak tkání ryb, tak sedimentů, na vysoké hygienické riziko konzumace zejména dravých ryb a na převažující podíl methylrtuti v tkáních ryb.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byly provedeny za finanční podpory projektu MSM122200003 "Interakce chemických složek v ekosystémech povrchových vod“

LITERATURA

BRABO, ED, SANTOS, ED, JESUS, IM, MASCARENHAS, AF, FAIAL, KF 2000: Mercury contamination of fish and exposures of an indigenous community in Para State, Brazil. Environ. Res. 84: 197-203

CARICCHIA, AM, MINERVINI, G, SOLDATI, P, CHIAVARINI, S, UBALDI, C MORABITTO, R 1997: GC-ECD Determination of methylmercury in sediment samples using a SPB-608 capillary column after alkaline digestion. Mikrochemical Journal 55: 44-55

ČERNÁ, E, HRABĚTOVÁ, S 1996: Zpráva o výsledcích sledování cizorodých látek v roce 1996. Údolní nádrže Skalka, Římov a Lučina. Mze ČR: 64-66

HEJTMÁNEK, M, SVOBODOVÁ, Z, STUDNIČKA, M 1975: Total mercury content in the musculature of fishes from some dam lakes in Bohemia. Acta Vet Brno 44: 53-58

JERNELÖV, A 1973: A new biochemical pathway for the methylation of mercury and some ecological considerations. Sci. Technol 7: 712-718

JEWETT, SC, ZHANG, X, SATHY NAIDU, A, KELLEY, JJ, DASHER, D, DUFFY, LK 2003: Comparison of mercury and methylmercury in northern pike and Arctic grayling from western Alaska rivers. Chemosphere 50: 383- 92

KANNAN, K, SMITH, RG, LEE, RF, WINDOM, HL, HEITMULLER, PT, MACAULEY, JM, SUMMERS, JK 1998: Distribution of total mercury and methylmercury in water, sediment, and fish South Florida estuaries. Environ Contam Toxicol 34: 109-118

MASON, RP, REINFELDER, JR, MOREL, FMN 1995: Bioacumulation of mercury and methylmercury. Water Air Soil Polut 80: 915-921

PORCELLA, D 1994: Biogeochemistry. In: Watras, CJ, Huckabee, JW, (Eds), Mercury pollution: Integration and synthesis. CRC Press, Boca Raton, FL, pp.3-19

SVOBODOVÁ, Z, HEJTMÁNEK, M, 1976: Total mercury content in the musculature of fishes from the river Ohře and its tributaries. Acta Vet Brno 45: 45-49

SVOBODOVÁ, Z, VYKUSOVÁ, B, GROCH, L, KOLÁŘOVÁ, J, MACHALA, M, MODRÁ, H 1997: Výsledky chemického a biologického monitoringu na údolních nádržích Skalka, Lučina a Římov. Sborník Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí. VÚRH Vodňany, Aquachemie Ostrava: 299-315

SVOBODOVÁ, Z, VYKUSOVÁ, B , MÁCHOVÁ, J, FAINA, R, KOCOVÁ, A, PEČENÁ, M, PIAČKA, ŠTĚPÁNEK, M 1992: Sledování vlivu natropogeních faktorů na vodní keosystémy. Záv. Zpráva úkolu N03-329-844, VÚRH Vodňany: 58s

VONDRÁK, L, BŘEŽNÝ, I, DOBÍHAL, R 1984: Probmlematika znečištění nádrže Skalka rtutí. Záv zpráva podnik úkolu č 1/81, Povodí Ohře Chomutov: 33s

WHO, 1990: Methylmercury. In „Environmental Health Criteria“. World Health Organization, Geneva, Geneva

ADRESY AUTORŮ

Mgr. *Petr Maršálek* (petrmarsalek@seznam.cz) Státní veterinární ústav Brno, Palackého 174, 61238, Brno

Prof. MVDr. ***Zdeňka Svobodová***, DrSc. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728 / II, 389 25 Vodňany

Ing. ***Tomáš Randák*** (randak@vurh.jcu.cz), Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728 / II, 389 25 Vodňany

Ing. ***Jaroslav Švehla***, CSc. (svehla@zf.jcu.cz), katedra chemie, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Studenstká 13, 37005, České Budějovice

DDT AND ITS METABOLITES IN FAT OF FISH SAMPLED IN RESERVOIRS INFLUENCED BY PESTICIDE TOMB

DDT a jeho metabolity v tuku ryb odlovených z lokalit kontaminovaných pesticidy

SKIBNIEWSKA K.A., GUZIUR J., SZAREK J.

Abstract:

DDT and its metabolites were determined in carp fingerlings bred in two ponds: a nursery pond about 100 m and a pond over 2 km away from a tomb with pesticide waste from the1970s. Also bream sampled at the outlet of a ditch piping water away from the pesticide tomb and in a distant part of the lake was analysed. It has been proved that pesticide waste stored in the tomb was subjected to rainwater influence and spread out leaking to the nearby nursery pond and Szelag Wielki Lake. Nonetheless, health of the fish has not been in danger.

Key words: DDT, carp, bream, environment pollution

INTRODUCTION:

Pesticide waste is one of the most serious ecological problems in Poland. In the 1970s chloroorganic pesticide chemicals were banned and the unwanted stocks were to be stored. Typically, some underground concrete chambers or wells were built at incidental locations, with insufficient attention paid to securing water-tightness of such tombs.

Under certain hydrogeological conditions harmful substances could have spread out of a leaky tomb over long distances (*Odpady*... 1996) and may persist for many years after the tomb closure. There are also some forgotten, unmarked refuse dumps still threatening the environment. Sporadic cases of ecological catastrophes caused by improper storage of hazardous substances are noticed world-wide (Amador 1992, Nalaskowski at al. 1996, Zaleska, Hupka 1999). The evidence that chloroorganic pesticides (OCl) have carcinogenic, mutagenic and estrogen disrupting properties (Davis at al. 1998, Schrader, Cooke 2000) has made the widespread OCl contamination much more dramatic. These persistent compounds participate in environmental circulation and processes of metabolism in living organisms (Jandaček, Tso 2001), posing threat to every link of the food chain.

One of the pesticide tombs in the Warmia and Mazury Region, Poland, was constructed over 30 years ago in the village of Warlity Wielkie, on top of a hill located 100 m from carp ponds, and 800 m from Szelag Wielki Lake (fig. 1). The tomb consists of 9 wells containing altogether 3.5 tons of pesticide waste. In 2002 a research project funded by grant no. 3P04G01922 of the Polish Research Committee commenced to evaluate the influence of the tomb on the surrounding ecosystems and to draw up recommendations for veterinary and health services how to detect such sources of the pollution in the environment. As part of the grant a study to determine concentrations of DDT and its metabolites in fat of fish collected near the pesticide tomb in Warlity Wielkie village has been realized.

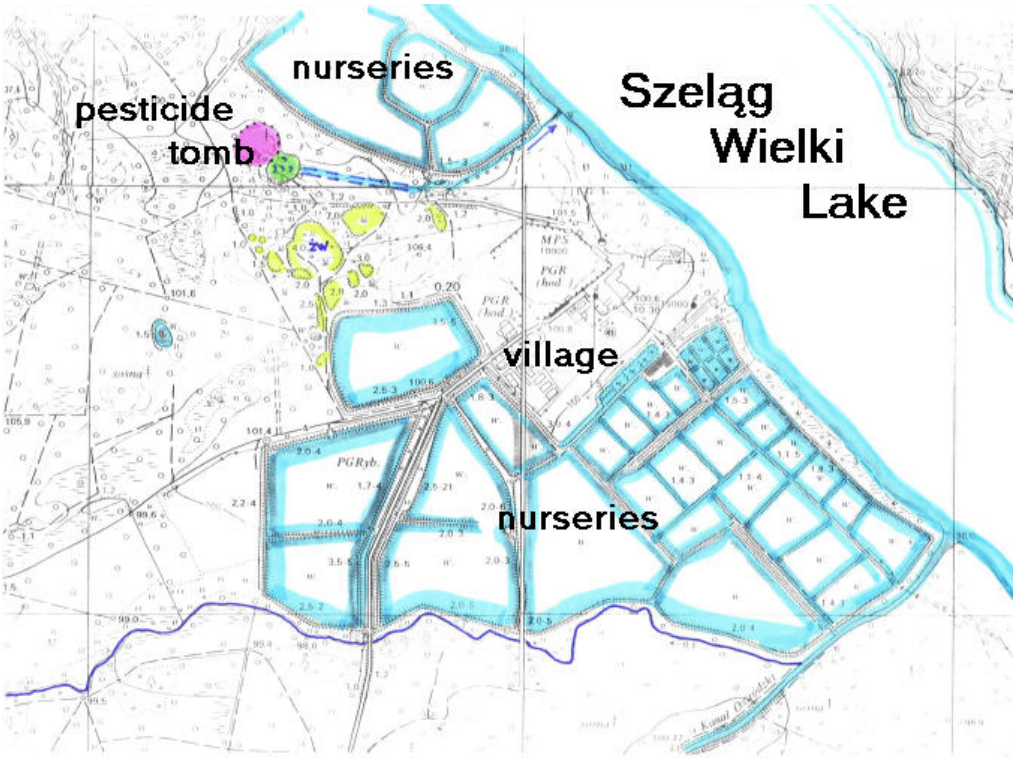


Fig. 2 Site of the tomb for unwanted pesticides under the study

MATERIAL AND METHODS:

Two species of fish: carp (*Cyprinus carpio* L.) and bream (*Abramis brama* L.) were analysed. Ten carps were sampled from a nursery situated closest to the tomb and 10 control specimens were fished from a pond situated over 2 km farther away, at the opposite end of the lake to the fish farm. The carps were fingerling (K_1) 35 to 85 g. Muscle and periintestinal fat tissues were collected separately. Twelve breams age 4+ to 8+, from 277 to 538 mm in length and from 345 to 1180 g in weight were sampled in Szelag Wielki Lake (599 ha). Half of them were fished at the outlet of a ditch piping water away from the tomb area to the lake and the remaining ones – in the distant part of the Szelag Wielki Lake. Muscle tissue was cut out from a dorsal part.

A sample of tissue (5 g of fat or 50 g of muscle tissue) was mixed with anhydrous sodium sulphate to loosen mass, after which fat was extracted with n-heksane. Chloroorganic insecticides were determined in fat by Amarowicz at al. (1986) method. Concentrated sulphuric acid was dropped to fat dissolved in n-hexane to decompose fat and clean-up extract. A PU 4600 Unicam gas chromatograph with an electron capture detector was applied for OCl analysis. The results obtained for the experimental and control fish have been analysed statistically by ANOVA method.

RESULTS AND DISCUSSION:

DDT and concentration of its metabolites in tissues of carp (*Cyprinus carpio* L.) are presented in tab. 1. Σ DDT in fat of fat tissue of carps sampled in the nursery pond situated nearest the tomb amounted to 0.022 $mg \cdot kg^{-1}$ and was highly significantly higher than in fat of the control fish (0.005 $mg \cdot kg^{-1}$). Also DDE and DDD concentrations were higher and DDT significantly higher in fat tissue of the experimental fish. Higher concentrations of OCl in fat of muscle tissue of fish from the nursery pond situated near the tomb have not been confirmed by statistical analysis (except DDD, p = 0.043). It should be noticed that the initial compound, DDT, has not been found in muscle tissue of experimental carps. The results confirm some DDT leakage from the tomb into the surroundings, including the nursery pond.

Table 1: OCl concentration in fat of carp tissues [$mg \cdot kg^{-1}$]

Tissue	Group		DDE	DDD	DDT	□DDT
Muscle	Experimental	mean	0.012	0.006	<0.001	0.018
		st.dev.	± 0.0072	± 0.0042	± 0.0007	± 0.0113
	Control	mean	0.006	0.002	<0.001	0.008
		st.dev.	± 0.0060	± 0.0024	± 0.0007	± 0.0085
		p	0.098	0.045*	0.758	0.082
Fat	Experimental	mean	0.011	0.004	0.008	0.023
		st.dev.	± 0.0062	± 0.0031	± 0.0065	± 0.0155
	Control	mean	0.002	<0.001	0.002	0.005
		st.dev.	± 0.0017	± 0.0007	± 0.0014	± 0.0035
		p	0.0031**	0.0084**	0.034*	0.010**

St.dev. – standard deviation, * - significant at $p < 0.05$, ** - significant at $p < 0.01$

Fig. 1 and 2 present the share of the compounds in fat of muscle and fat tissues of *Cyprinus carpio*. Periintestinal fat tissue has been proved to be a much better material to detect fresh contamination with DDT than muscle tissue. DDE, DDD and DDT share in fat of muscle tissue of bream (*Abramis brama* L.) is shown at fig.3. Significant difference (p=0.024) has been found in the DDE and in the DDT (p = 0. 015) levels in fat of breams sampled at the outlet of a ditch piping water away from the pesticide tomb against fish caught in a distant part of the lake.

The results of DDT and concentrations its metabolites in fish tissues were low in comparison to the literature data. Although Tate and Heiny (1996) claimed that OCl concentration was not correlated with fish length, weight or age, but mostly depended on fish origin, higher levels of contaminants cumulating in living organisms were determined in the case of larger fishes. In 2000 the mean Σ DDT concentration in fat of muscle tissue of marketable carps in Poland amounted to 0,153 $mg_{*}kg^{-1}$ (*Raport...*2001), which is much more than our results obtained for fingerlings. Zlatev at al. (1990) found 0.9101 $mg_{*}kg^{-1}$ DDE in muscle tissue fat of carps from the Black See, and 0.4367 $mg_{*}kg^{-1}$ DDT. High levels of DDT(0.39 to 1.67 $mg \cdot kg^{-1}$ fat and 0.03 to 0.025 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight) have been found in muscle tissue of *Cyprinus carpio* bred in nursery ponds supplied with water from a sewage treatment plant (Wisniewska at al. 1992); the water had to be excluded from supplying a fish farm.

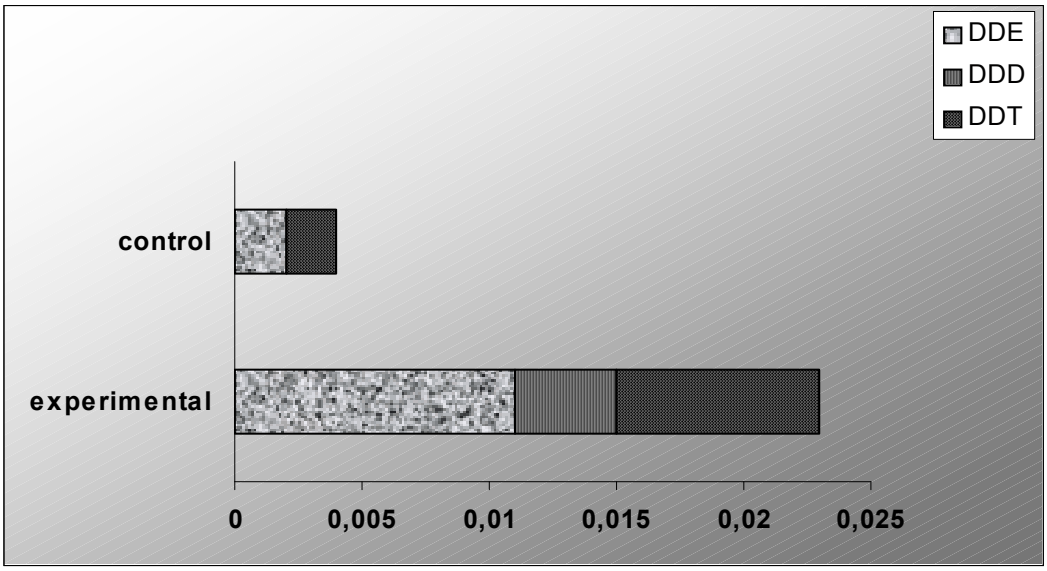


Fig. 1: DDE, DDD and DDT share in fat of muscle tissue of carp

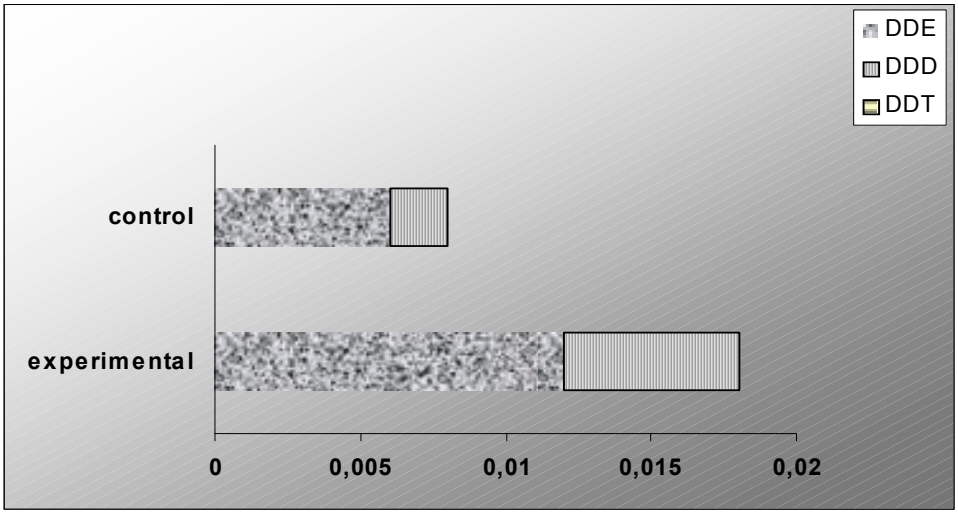


Fig. 2. DDE, DDD and DDT share in fat of fat tissue of carp

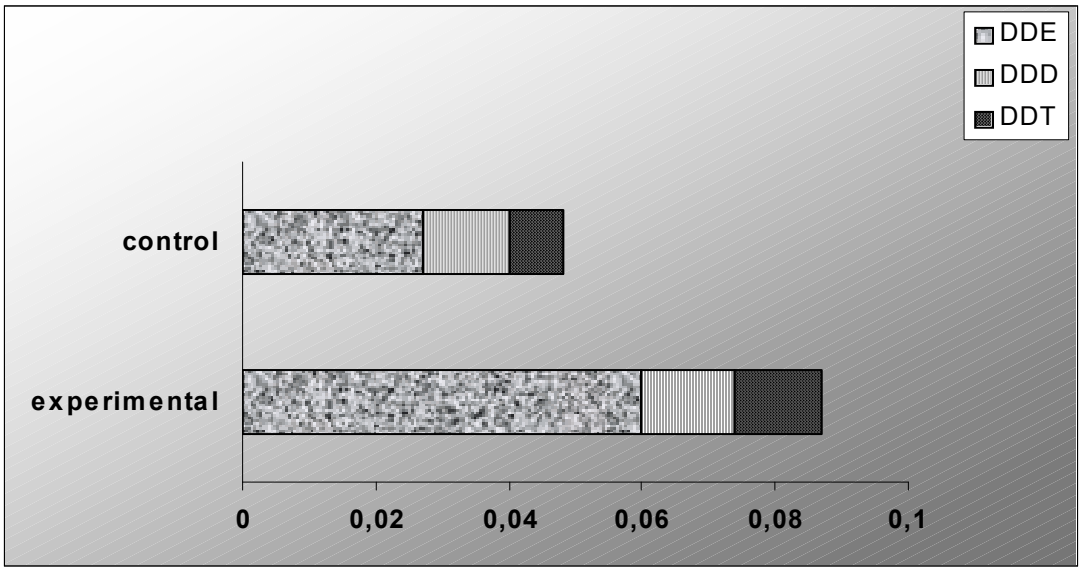


Fig. 3. DDE, DDD and DDT share in fat of muscle tissue of bream

Most literature data on OCl concentrations in fish muscle were computed per kg wet weight. The DDT concentration in carps from the Warlity fish farm amounted to about 0.0002 -0.0003 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight and in breams from Szelag Wielki Lake to about 0.002 - 0.003 mg. POP's content in tissues of marketable common carp sampled from selected ponds of south and west Bohemia has been determined by Žlábek at al. (2002a). The authors showed high and comparable indicative ability of the material for estimating pond pollution. DDT concentrations in fish from Bezdrev pond in 1993 and 2001 amounted to 0.0080 and 0.0007 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight, respectively (Žlábek at al. 2002b); in fish from Regent pond in 1992 and 2001 - 0.0232 and 0,0321 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight, respectively (Žlábek at al. 2002c); in fish from Dřemliny pond in 1992 and 1999 - 0.01420 and 0,02773 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight, respectively (Randák at al. 2001a); and in fish from Buzický pond in 1992 and 1999 – 0.03240 and 0.07098 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight, respectively (Randák at al. 2001b).

Barlas (1999) defined DDT concentrations in fish in Turkey as high (up to 3,820 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight). Seasonal changes in OCl levels were noticed with highest concentrations of p,p'–DDT in August 1996 (2.1 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight) and of p,p'–DDE in October 1995 (2,5 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight). Amaraneni (2002) analysed fish muscles sampled at 12 fish farms in India, where OCl compounds are still in use for pest control in agriculture. Concentrations from below the detection limit up to 51.2 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight of p,p' – DDT were found. The value of 5.0 $mg \cdot kg^{-1}$, which is a limit for food, was often exceeded.

Kurpios i Nowosielski (1999) analysed muscle tissue of breams from the Szczecin Bay, Poland, weighing 670 – 967 g. DDE concentration amounted to 3.2 ± 0.55 $mg \cdot kg^{-1}$ wet weight and DDT – 0.5 ± 0.11 $mg \cdot kg^{-1}$. The results are 50-fold higher for DDE and 38-fold higher for DDT than those obtained for breams sampled in Szeląg Wielki Lake. It can be concluded that despite the 30 years of pesticide leakage from the tomb, its surroundings have not been contaminated seriously. There was also no contamination from other sources (field and wood spraying), probably because of the fish farm located nearby.

SUMMARY AND CONCLUSIONS:

Carp fingerlings bred in a nursery pond about 100 m from the pesticide pond cumulated highly significantly more DDT and its metabolites in comparison to fish bred in a pond over 2 km away. Also the bream sampled at the outlet of a ditch piping water away from the tomb area contained more DDT in comparison to those fished in distant part of the lake.

1. Pesticide waste stored in the tomb was subjected to rainwater influence and spread out leaking to the nearby nursery pond and Szelag Wielki Lake.
2. Periintestinal fat tissue of fish is a better material to detect OCl exposure than muscle tissue.
3. DDT concentration in muscle tissue of fish under the analysis was much below the Polish maximal permissible limit equal 1.0 $mg \cdot kg^{-1}$ fat for animal products.

LITERATURE:

Amador, A.A.C.U., 1992. Buried pesticide waste hazard to Poland. Waste Manag. Res., 10: 387-398.

Amaraneni, S.R., 2002. Persistence of pesticides in water, sediment and fish from fish farms in Kolleru Lake, India. J. Sci. Food Agric., 82(8): 918-923.

Amarowicz, R., Smoczyński, S., Borejszo, Z., 1986. Szybka metoda wyodrębniania chlorowanych węglowodorów z tłuszczu. Roczn. PZH., 37(6): 542-545.

Barlas, N.E., 1999. Determination of Organochlorine Pesticide Residues in Aquatic System and Organisms in Upper Sakarya Basin, Türkiye. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 62: 278 – 285

Davis, D.L., Axelrod, D., Bailey, L., Gaynor, M. and Sasco, A.J., 1998. Rethinking breast cancer risk and the environment: the cause for the precautionary principle. Environ. Health. Persp., 106: 523-529.

Jandaček, R.J., Tso, P., 2001. Factors affecting the storage and excretion of toxic lipophilic xenobiotics. Lipids, 36: 1289-1305.

Kurpios, M., Nowosielski, A., 1999. Pozostałości chlorowanych pochodnych węglowodorow w organizmach trzech gatunków ryb z zalewu szczecińskiego. Bromat. Chem. Toksykol., 1(32): 87 – 91

Nalaskowski, J., Zaleska, A., Hupka, J., 1996. Rozszczelnianie mogilnikow pod wpływem emulsji pestycydowych- badania symulacyjne. In: Proc. Int Conf. on Analysis and Utilisation of Oily Wastes. Gdansk, 8–12.09. pp. 160-163.

Odpady a problem zagrozenia i ochrony wod podziemnych., 1996. Biblioteka Monitoringu Srodowiska, PIOS, Warszawa.

Randák, T., Svobodová, Z., Reitinger, A., 2001a. Porovnáni obsahu cizorodných látek v tkánich kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.) a v sedimentů dna z rybníka Dremliny v letech 1991-92 a 1999. Bulletin VURH Vodnany 37(1): 8 – 22.

Randák, T., Svobodová, Z., Reitinger, A., 2001b. Porovnáni obsahu cizorodných látek v tkánich kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.) a v sedimentů dna z rybníka Buzickỳ v letech 1991-1992 a 1999. Bulletin VURH Vodnany 37(2): 47 – 59.

Raport z monitoringu jakości gleb, roslin, produktow rolniczych i spozywczych w 2000 roku. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, 2001.
Schrader, T.J., Cooke, G.M., 2000. Examination of selected food additives and organochlorine food contaminats for androgenic activity in vitro. Toxicol. Sci., 53: 278-288.
Tate, C.M., Heiny, J.S., 1996. Organochlorine compounds in bed sediment and fish tissue in the South Platte river basin. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1(30): 62 – 78.
Wiśniewska, I., Tucholski, S., Smoczyński, S.S., 1992. Badanie występowania chlorowanych węglowodorów w rybach ze stawów zasilanych oczyszczonymi ściekami. Bromat. Chem. Toksykol., 25(2): 181-184.
Zaleska, A., Hupka, J., 1999. Problem of disposal of unwanted pesticides deposited in concrete tombs. Waste Manag. Res., 17: 220-226.
Žlabek, V., Svobodová, Z., Randák, T., Máchová, J., Hajšlová, J., Čelechovská, O., Suchan, P., 2002a. Obsah kovů a porzistentnich organochlorovych polutantů v tkánich trznich kaprů a v sedimentech dna vybranych rybniků jiznich a západnich Cech. V Česká Ichtyologická Konference, 25-26.09. Brno.
Žlabek, V., Svobodová, Z., Randák, T., 2002b. Porovnáni obsahu cizorodných látek v tkánich kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.) a v sedimentů dna z rybníka Bezdrev v letech 1991-93 a 2001. Bulletin VURH Vodnany 38(4): 157 – 167.
Žlabek, V., Svobodová, Z., Randák, T., 2002c. Porovnáni obsahu cizorodných látek v tkánich kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.) a v sedimentů dna z rybníka Regent v letech 1992 a 2000. Bulletin VURH Vodnany 38(1): 3 – 15.
Zlatev, T., Piotrovska, E., Gogova, Z., Chaneva, M., Slavova, S., 1990. Residues of organochlorine pesticides in fish. Khranitelna Promishlenost, 39(6): 9

Addresses of the authors:
Doc. dr hab. ***Krystyna A. Skibniewska***, University of Warmia & Mazury in Olsztyn, Faculty of Food Sciences, Pl. Cieszynski 1. PL-10726 Olsztyn, e-mail: kas@uwm.edu.pl

Prof. UWM dr hab. ***Janusz Guziur***, University of Warmia & Mazury in Olsztyn, Faculty of Environmental Protection and Fishing, ul. Oczapowskiego 7, PL-10726 Olsztyn, e-mail: jguziur@uwm.edu.pl

Prof. dr hab. ***Józef Szarek***, University of Warmia & Mazury in Olsztyn, Faculty of Veterinary Medicine, ul. Oczapowskiego 11, PL-10726 Olsztyn, e-mail: szarek@uwm.edu.pl

MODULACE BIOMARKERŮ OXIDATIVNÍHO STRESU U TOLSTOLOBIKA BÍLÉHO (*HYPOPHTHALMICHTHYS MOLITRIX* VAL.) PO EXPOZICI VODNÍMU KVĚTU SINIC PRODUKUJÍCÍ MICROCYSTIN

The modulation of the oxidative stress biomarkers in silver carp (Hypophthalmichthys molitrix Val.) after the exposure of microcystin produced in the cyanobacterial water bloom

KOPP, R., BLÁHA, L., ŠIMKOVÁ, K., MAREŠ, J.

Abstract

The goal of the presented paper was to evaluate the influence of cyanobacterial water blooms common in eutrophic reservoirs on oxidative stress biomarkers of silver carp. The experimental fish were exposed to high concentration of natural population of cyanobacterial water bloom. In the population of colonial cyanobacteria Microcystis ichthyoblabe (60 %) with subdominant Microcystis aeruginosa (40 %) were detected three microcystins (the total concentration 513 $\mu g \cdot g^{-1}$ of dry mass).

The concentration of two oxidative stress markers - reduced gluthation (GSH) and malondialdehyde (MDA) was monitored. The concentration of reduced gluthation (GSH) showed statistically significant increase at fish exposed to the cyanobacterial population in comparison with control fish from the store-pond. The values of control fish from aquarium were significantly reduced in comparison with control fish from the store-pond.

The concentration of marker lipide peroxidase (MDA) did not show significant changes among individual fish orders. However, visible trend of value increase of fish exposed to the cyanobacterial population was observed.

ÚVOD

Jedním z významných a obecných mechanismů toxického působení řady látek je tzv. oxidativní stres, tj. neschopnost organismu eliminovat škodlivé reaktivní formy kyslíku (ROS, reactive oxygen species). Oxidativní stres je považován za nejvýznamnější faktor procesu stárnutí, vede k genotoxickému poškození a je také příčinou řady onemocnění včetně nádorových (Toyokuni et al. 1995; Hofmanova et al. 2000).

Experimentálně i v přírodních podmínkách bylo dokázáno, že oxidativní stres je jak u člověka tak u volně žijících organismů (včetně např. ryb) indukován po expozici různými skupinami chemických látek. Oxidativní stres vyvolávají jak přímé produkty antropogenních činností (např. persistentní organické kontaminanty, těžké kovy), tak např. toxické metabolity sinic (cyanotoxiny) jako důsledek masových rozvojů sinic v důsledku eutrofizace vod (Ding et al. 1998; van der Oost et al. 2003).

Zda a do jaké míry vyvolává cizorodá látka oxidativní stres v živém organismu lze sledovat s využitím tzv. biomarkerů, tj. sledování změn specifických biochemických parametrů které jsou více či méně v příčinné souvislosti s nadprodukcí ROS. Mezi tyto biomarkery patří zejména (i) měření zvýšení produkce ROS po působení cizorodé látky (lze využít zpravidla jen v in vitro studiích), (ii) sledování oxidace přirozených biologických molekul (tj. oxy-DNA, oxidované proteiny/aminokyseliny, oxidace membránových fosfolipidů), (iii) sledování změn antioxidačních a detoxikačních parametrů, které jsou v přítomnosti ROS modulovány např. změny koncentrací glutathionu, GSH - peptidu významně se podílejícího se na antioxidační kapacitě buněk; koncentrací detoxikačních enzymů - glutathion-S-transferáza, glutathion peroxidáza, kataláza, superoxid dismutáza apod. (Boelsterli 2003). Sledování uvedených biomarkerů jako časných indikátorů poškození organismu v důsledku expozice chemickým látkám lze dobře využít také u ryb (van der Oost et al. 2003).

V předložené studii byly v hepatopankreatu tolstolobiků in vivo sledovány změny celkového glutathionu (GSH- marker antioxidačního potenciálu) a koncentrace malonyldialdehydu (MDA - konečný produkt lipidní peroxidace - marker poškození membránových fosfolipidů v důsledku oxidace ROS). Změny byly sledovány u ryb exponovaných 25 dní v rybářských sádkách - v sádce s masivně přirozeně vyvinutým vodním květem sinic vs. ryby v sádce bez sinic. Třetí skupina ryb byla exponována v akváriích v experimentálním recirkulačním zařízení s minimálním krmením.

MATERIÁL A METODIKA

K experimentům byla použita násada tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) z Rybníkářství Pohořelice a.s. Průměrná kusová hmotnost ryb ze sádky se sinicemi byla 55,8 ± 18,0 g, ze sádky kontrolní 46,8 ± 8,7 g a z kontrolního akvária 15,1 ± 4,7 g. K stanovení hladiny microcystinů a biomarkerů byly 6 rybám z každé skupiny odebrány vzorky hřbetní svaloviny, kůže a hepatopankreas.

Biomasa sinic v sádce s tolstolobiky byla tvořena dvěma kokálními druhy rodu Microcystis (M. ichtyoblabe 60% a M. aeruginosa 40%). Koncentrace buněk sinic se v průběhu pokusu pohybovala v řádu miliónů buněk v mililitru vody. Množství ostatních řas bylo zanedbatelné.

První kontrolní skupina ryb byla chována v sádce bez přítomnosti planktonních sinic. Fytoplankton byl tvořen běžnými druhy chlorokokálních řas a rozsivek. Druhá kontrolní skupina byla chována v experimentálním recirkulačním zařízení bez přítomnosti sinic a řas.

V průběhu pokusu byly sledovány základní fyzikálně-chemické parametry vodního prostředí. Obsah rozpuštěného kyslíku byl u všech sledovaných skupin v rozsahu 95-159 % nasycení, hodnota pH se pohybovala v rozsahu 7,8-9,6 a teplota vody od 19,5 do 24,2 °C.

K stanovení koncentrací microcystinů v biomase sinic bylo využito HPLC s detekcí diodovým polem, C-18 kolona Supelcosil ABZ+Plus, gradientová eluce acetonitril/voda. Microcystiny byly detekovány pomocí retenčního času a spektra (200-300 nm) s charakteristickým maximem při 238 nm; HPLC systém Agillent (Bláha and Maršálek 2003).

Homogenáty pro stanovení microcystinů v extraktech z kůže a svaloviny byly připravené v PBS, pH 7.2 (5 g tkáně/ 20 mL PBS) a byly analyzovány na obsah microcystinů pomocí kompetitivní nepřímé ELISA (Envirologix, USA) proti microcystinu-LR, která vykazuje křížové reakce i s dalšími variantami microcystinů. Detekční limit použité metody byl 0.6 $ng.g^{-1}$ f.w.

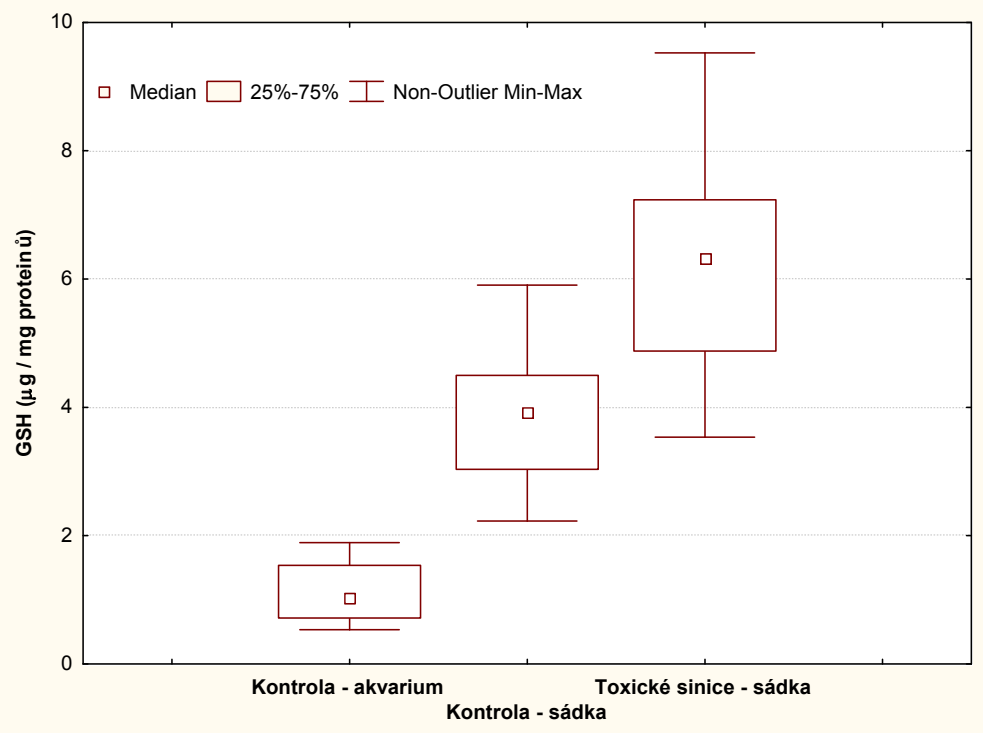
Stanovení redukovaného gluthationu (GSH) bylo provedeno dle Ellmanovy metody (Ellman 1959). Vzorky jater byly zhomogenizovány ve fosfátovém pufru, pH 7,2. Část homogenátu byla odebrána pro stanovení koncentrace proteinů metodou podle Lowryho (Lowry 1951). Pro stanovení GSH byl homogenát s 25% kyselinou trichloroctovou (w/v) zcentrifugován při 8900 rpm po dobu 10 minut. Supernatant byl použit pro samotné stanovení miniaturizované pro mikrodeskové provedení. Reakční směs obsahovala 50 µL vzorku, 230 µL pufru (0,8 M TRIS/HCl, 0,02 M EDTA, pH 8,9) a 20 µL 0,01 M DTNB (2,2´-dinitro-5,5´-dithiobenzoová kyselina). Reakční směs byla inkubována po dobu 5 min. při pokojové teplotě a absorbance vznikajícího konjugátu GSH-DNTN měřena při 412 nm. Koncentrace redukovaného GSH byla vyjádřena jako µg GSH/mg proteinů.

Tkáňová lipidní peroxidace byla stanovena na základě tvorby produktů reagujících s thiobarbiturovou kyselinou (TBARS, zejm. malonyldialdehyd - MDA) metodikou modifikovanou dle Livingstone et al. (1990). Homogenát vzorku jater, připravený ve fosfátovém pufru, pH 7,2, byl po přidání směsi 20% kyseliny trichloroctové, TCA (w/v) a 2% butylovaného hydroxytoluenu, BHT (w/v), v poměru 200:1 TCA:BHT, centrifugován po dobu 20 minut při 4000 rpm. Supernantant byl odebrán a v poměru 5:1:4 k němu byla přidána 0,6N HCl a roztok TRIS-TBA (25mM TRIS, 100mM kyselina thiobarbiturová, pH 7,4). Výsledná směs byla na vodní lázni vařena po dobu 45 minut při 95°C. Po ochlazení na pokojovou teplotu byla při 550 a 590 nm změřena absorbance. Výsledná koncentrace TBARS byla vyjádřena jako nnmol MDA/mg proteinů.

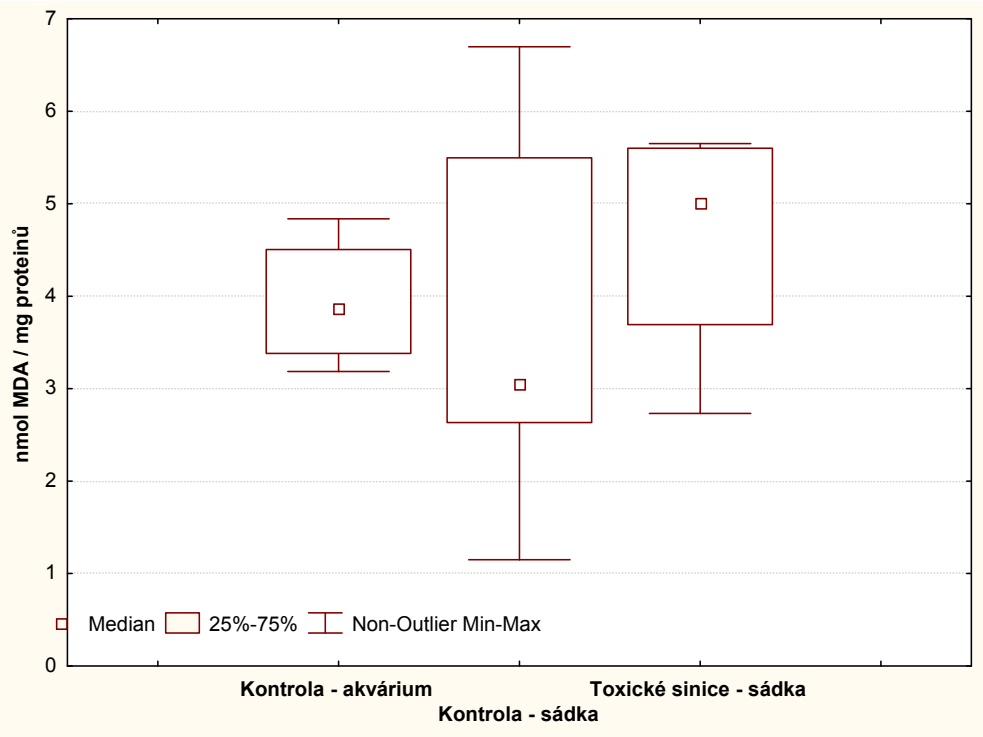
VÝSLEDKY

Stanovení microcystinů v biomase sinic prokázalo 3 hlavní varianty microcystinů (-RR, -YR a -LR) v celkové koncentraci 513 $\mu g.g^{-1}$ d.w. (122, 185 a 206 $\mu g.g^{-1}$ jednotlivé varianty). Tyto koncentrace jsou dobře srovnatelné s hladinami nacházenými jinde v ČR (Maršálek et al. 2001) a patří spíše mezi mírně nadprůměrné. Stanovení koncentrací microcystinů v žádné z testovaných tkání (kůže, svalovina) technikou ELISA neprokázalo microcystiny v koncentracích vyšších než byl detekční limit metody (< 0.6 $ng.g^{-1}$ f.w.).

Hladiny GSH a MDA u exponovaných ryb jsou prezentovány v obr. 1 a obr.2. U ryb chovaných v přítomnosti toxického vodního květu sinic byly pozorovány statisticky významně zvýšené hladiny GSH (obr. 1). U skupiny chované v laboratorních prostředí byly zjištěny naopak snížené hladiny ve srovnání s rybami z chovné sádky bez sinic. Koncentrace markeru lipidní peroxidace - MDA - se mezi jednotlivými skupinami významně nelišily, ačkoliv byl zřejmý trend nárůstu u skupiny exponované sinicím (obr. 2).



Obr. 1: Hladiny glutathionu (GSH) u jednotlivých skupin tolstolobiků



Obr. 2: Hladiny lipidní peroxidace (malonyldialdehyd MDA) u jednotlivých skupin tolstolobiků

DISKUZE

Ryby vystavené působení vodního květu sinic jsou vystaveny stresu, který může ovlivnit jak jejich fyziologický stav, tak kvalitu masa. Naše výsledky neprokázaly zvýšené koncentrace microcystinů v tkáních ryb vystavených toxickým sinicím. Možným vysvětlením může být relativně krátká doba vystavení ryb sinicím (25 dní) nebo existence eliminačních mechanismů u tolstolobiků (podle našich informací nebyla akumulace microcystinů ve svalovině tohoto druhu ryb doposud detailně studována). Možným problémem může případně být i metodický nedostatek techniky ELISA - tj. interference dalších látek v homogenátu s výslednou reakcí. Podle dostupné literatury však bohužel ve světě doposud nebyla dokonalejší technika pro stanovení microcystinů v komplikované matrici živočišné tkáně vyvinuta (Freitas de Magalhaes et al. 2001).

Přestože nebyla prokázána kumulace microcystinů v tkáních ryb, byly v hepatopankreatu exponovaných ryb pozorovány změny některých biochemických parametrů, nejvýraznější změny byly zjištěny u hladin GSH, které reflektují toxické působení (Pflugmacher et al. 1998; Wiegand et al. 2002). Zvýšení hladin GSH reflektuje zvýšení intenzity metabolismu zapojeného do detoxikačních pochodů - např. aktivit glutathion-S-transferáz, glutathion reduktáz apod. (tj. zvýšená potřeba odstraňování toxických látek z těla) (Best et al. 2002). Zvýšené aktivity detoxikačních enzymů a související zvýšení hladin antioxidantů včetně GSH však mohou mít i významné negativní dopady - zvýšená citlivost k tvorbě reaktivních metabolitů, nefyziologická energetická náročnost na udržování detoxikačního aparátu, zvýšená proliferace a tvorba neoplazií (van der Oost et al. 2003).

Ačkoliv jsou sinice přirozenou součástí ekosystémů, současné vědecké práce prokazují, že jiné organismy (včetně ryb) jsou nuceny reagovat na jejich metabolity jako na xenobiotika. Dochází k modulaci detoxikačních pochodů a aktivací potenciálně nebezpečných procesů. Kinetika detoxikace je silně časově závislá - při akutních fázích jsou patrné poklesy antioxidantů, po delších chronických expozicích dochází k stimulaci protektivních procesů. Podobné účinky jako v naší práci (tj. zvýšení hladin GSH) pozorovali in vivo po expozici microcystinům u myší (Gehringer et al. 2004) spolu s modulací detoxikačních enzymů (glutathion peroxidáza) a aktivací lipidní peroxidace (v naší práci nebyly zjištěny v tomto parametru (MDA) významné rozdíly). Bouaicha and Maatouk (2004) také pozorovali oxidativní stres a zvýšení hladin GSH v krysích hepatocytech exponovaných microcystinem-LR.

Při akutních expozicích hepatocytů kapra in vitro vysokým dávkám microcystinů byly pozorovány projevy oxidativního stresu jako zvýšená produkce ROS, stimulace enzymatických detoxikačních pochodů - GPx, SOD, CAT. Vzhledem k vysokým akutně toxickým dávkám však autoři v případě GSH pozorovali pokles jeho hladin. (Li et al. 2003)

Naše in vivo studie s tolstolobiky v přirozených podmínkách prokázala i po relativně krátké době expozice toxickým sinicím (25 dní ve vegetační sezoně) modulaci hladin glutathionu (GSH). Tento biomarker oxidativního stresu a detoxikační kapacity citlivě indikuje možné patologické efekty spojené s vystavením ryb působení toxických vodních květů produkujících microcystiny.

Poděkování

Výzkum působení sinic vodního květu na tolstolobika bílého je podporováno grantem GAČR 206/02/D031. Studium efektů a ekologických důsledků toxických sinic je podporováno grantem GA AV KJB6005411.

LITERATURA

Ellman, G. L. (1959): Tissue sulfhydryl group. Arch. Biochem. Biophys. 82, 70-77.

Lowry, O. H., Rosebrough, A. L., Farr, A. L., Randall, R. J. (1951): Protein measurements with Folin-Phenol reagents. J. Biol. Chem. 193, 265-275.

Livingstone, D.R., Garcia-Martinez, P., Michel, X., Narbonne, J.F., O'Hara, S., Ribera, D., Winston, G., (1990): Oxyradical production as a pollution-mediated mechanism of toxicity in the common mussel Mytilus edulis and other molluscs. Functional Ecology 4, 415-424.

Best, J.H., Pflugmacher, S., Wiegand, C., Eddy, F.B., Metcalf, J.S., Codd, G.A. (2002): Effects of enteric bacterial and cyanobacterial lipopolysaccharides, and of microcystin-LR, on glutathione S- transferase activities in zebra fish (Danio rerio). Aquatic Toxicology 60: 223-231.

Bláha, L., Maršálek, B. (2003): Contamination of drinking water in the Czech Republic by microcystins. Arch Hydrobiol 158: 421-429.

Boelsterli, U.A. (2003): Mechanistic toxicology. London, Taylor and Francis.

Bouaicha, N., Maatouk, I. (2004): Microcystin-LR and nodularin induce intracellular glutathione alteration, reactive oxygen species production and lipid peroxidation in primary cultured rat hepatocytes. Toxicology Letters 148: 53-63.

Ding, W.X., Shen, H.M., Shen, Y., Zhu, H.G., Ong, C.N. (1998): Microcystic cyanobacteria causes mitochondrial membrane potential alteration and reactive oxygen species formation in primary cultured rat hepatocytes. Environ Health Perspect 106: 409-413.

Freitas de Magalhaes, V., Moraes Soares, R., Azevedo, S.M.F.O. (2001): Microcystin contamination in fish from the Jacarepagua Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. Toxicon 39: 1077-1085.

Gehringer, M.M., Shephard, E.G., Downing, T.G., Wiegand, C., Neilan, B.A. (2004): An investigation into the detoxification of microcystin-LR by the glutathione pathway in Balb/c mice. The International Journal of Biochemistry & Cell Biology 36: 931-941.

Hofmanova, J., Machala, M., Kozubik, A. (2000): Epigenetic mechanisms of the carcinogenic effects of xenobiotics and in vitro methods of their detection. Folia Biologica 46: 165-173.

Li, X., Liu, Y., Song, L., Liu, J.S.H. (2003): Responses of antioxidant systems in the hepatocytes of common carp (Cyprinus carpio L.) to the toxicity of microcystin-LR. Toxicon 42: 85-89.

Maršálek, B., Bláha, L., Turánek, .J, Neča, J. (2001): Microcystin-LR and total microcystins in cyanobacterial blooms in the Czech Republic 1993-2000. Cyanotoxins - Occurence, Causes, Consequences (ISBN 3-540-64999-9). I. Chorus. Berlin, Germany, Springer-Verlag: 56-62.

Pflugmacher, S., Wiegand, C., Oberemm, A., Beattie, K.A., Krause, E., Codd, G.A., Steinberg, C.E.W. (1998): Identification of an enzymatically formed glutathione conjugate of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin-LR: the first step of detoxication. Bba Gen Subjects 1425: 527-533.

Toyokuni, S., Okamoto, K., Yodoi, J., Hiai, H. (1995): Persistent oxidative stress in cancer - hypothesis. FEBS Letters 358: 1-3.

van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N.P.E. (2003): Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology 13: 57-149.

Wiegand, C., Peuthert, A., Pflugmacher, S., Carmeli, S. (2002): Effects of microcin SF608 and microcystin-LR, two cyanotobacterial compounds produced by Microcystis sp., on aquatic organisms. Environmental Toxicology 17: 400-406.

Ing. ***Radovan Kopp***, Ph.D.[1], Mgr. ***Luděk Bláha***, Ph.D.[2,3], ***Klára Šimková***[2], Dr. Ing. ***Jan Mareš***[1]

[1]Ústav rybářství a hydrobiologie, MZLU Brno, Zemědělská 1, CZ-613 00 Brno, kopp@mendelu.cz

[2]RECETOX (Research Center for Environmental Chemistry and Ecotoxicology), Masaryk Univerzity, Kamenice 3, CZ-625 00 Brno, CZ;

[3]Botanický Ústav AV ČR, Květná 8, Brno

PŮSOBENÍ CYANOBAKTERIÍ NA RANÁ VÝVOJOVÁ STÁDIA VYBRANÝCH DRUHŮ RYB

The action of cyanobacteria on selected species of fish early-life stages.

PALÍKOVÁ, M., NAVRÁTIL, S., KREJČÍ, R.

Abstract

The effects of cyanotoxins on early developmental fish stages (Cyprinus carpio, Gobio gobio, Misgurnus fossilis) are presented in this study. Eggs and larvae were exposed to the various concentrations of the pure microcystin LR (Gobio gobio and Misgurnus fossilis) and to the extract of cyanobacteria. We documented the increase of cumulative mortality, mainly after the application of the highest concentrations of the extract of cyanobacteria (concentrations of microcystins 130, 260 a 600 µg . l^{-1}). Vacuolar dystrophy of hepatocytes accompanied by damage of nuclei (pyknosis, karyolysis) after the long term exposure in the group exposed to the low concentration of the extract and focal necroses and dystrophic changes of hepatocytes with vacuolization and nuclei damage (pyknosis, karyolysis, hyperchromatosis, karyorrhexis) in the group exposed to the medium concentration of the extract for a long term were found in the common carp. Cyanotoxins are responsible for structural chromosomal aberrations such as erosions, achromatic gaps, centromeric breaks, terminal deficiencies and isochromatid terminal satellites, presence of dicentric and spheric chromosomes.

ÚVOD

V současné době je výzkum v oblasti působení cyanobakterií orientován zejména na raná vývojová stádia organismů (např. Vasconelos a kol., 2001; Oidtmann a kol., 2001; Fischer a Dietrich 2000). Oberemm a kol. (1997) studovali působení microcystinu LR (čistý toxin v koncentracích 0.5, 5 a 50µg.l^{-1}) a čistého extraktu cyanobacterií na embrya a larvy zebřičky pruhované (*Danio rerio*) a zaznamenali vyšší mortalitu a přítomnost malformací po působení různých extraktů cyanobakterií. Oberemm a kol. (1999) studovali působení čistých microcystinů LR, RR a YR (0.5, 5 a 50µg.l^{-1}), saxitoxinu (10, 50, 100 a 500µg.l^{-1}), anatoxinu-a (40, 200 a 400 µg.l^{-1}) a čistého extraktu cyanobacterií (nejvyšší koncentrace cyanotoxinů 40 a 45µg.l^{-1}) na vývoj různých druhů ryb (*Danio rerio, Oncorhynchus mykkis, Rutilus rutilus, Abramis brama, Leuciscus cephalus, Leuciscus delineatus* a *Cobitis taenia*) a obojživelníků. Byl popsán i genotoxický vliv mikrocystinů. Mikrocystin LR indukoval mutace v kultuře lidských RSa buněk (Suzuki a kol., 1998). Fragmentaci DNA v myších játrech in vivo indukoval jak mikrocystin LR, tak extrakty *Microcystis aeruginosa* (Rao a Bhattacharya, 1996; Rao a kol., 1998).

Toto sdělení představuje přehled působení čistého mikrocystinu LR a extraktu cyanobakterií na raná vývojová stádia kapra obecného (*Cyprinus carpio*), hrouzka obecného (*Gobio gobio*) a piskoře pruhovaného (*Misgurnus fossilis*).

MATERIÁL A METODIKA

1. Test s kaprem obecným

Jikry byly získány od MO Oslavany. Do pokusu bylo nasazeno 8 skupin po 100 ks jiker, dvěma skupinám byl aplikován extrakt cyanobakterií s koncentrací mikrocystinů 1.3 µg·l^{-1} (nízká koncrentrace), dvěma skupinám extrakt s koncentrací mikrocystinů 13 µg·l^{-1} (střední koncentrce) a dvěma skupinám extrakt s koncentrací 130 µg·l^{-1} (vysoká koncentrace). Poslední dvě skupiny byly kontrolní. Lázně byly měněny po osmi hodinách. Test byl ukončen po 8 dnech (krátká expozice) a po 30 dnech (dlouhá expozice). Po ukončení pokusu byla stanovena kumulativní mortalita, počet deformovaných jedinců a byly odebrány a zpracovány vzorky pro histologické a genetické sledování.

2. Larvální test s piskořem obecným.

Jikry byly získány od Rybníkářství Pohořelice a.s. Do pokusů bylo nasazeno sedm skupin po 100 ks jiker ve stádiu očních bodů ve 100ml vody připravené podle normy ISO. Třem skupinám byl po dobu 4 dnů aplikován čistý mikrocystin LR v dávkách 13, 50 a 130 µg.l^{-1}, třem skupinám byl aplikován extrakt sinic s obsahem mikrocystinů 13, 50 a 130 µg.l^{-1}, sedmá skupina byla kontrolní. Lázně byly měněny po osmi hodinách. Po ukončení pokusu byla stanovena kumulativní mortalita, počet deformovaných jedinců a byly odebrány a zpracovány vzorky pro histologické a genetické sledování.

3. Testy s hrouzkem obecným.

Generační ryby byly získány odlovem elektrickým agregátem z řeky Svitavy v Brně a byly uměle vytřeny. Nasazovány byly jikry ve stádiu očních bodů (30ks do objemu 100ml ISO vody). Pokus trval 96 hodin. Použité látky včetně koncentrací a výměny lázní byly stejné jako u piskoře obecného, abychom mohly porovnat vnímavost obou druhů ryb. Další čtyřdenní pokus byl s desetidenními larvami. Bylo vytvořeno devět skupin ryb (40ks v 50ml ISO vody). Čtyřem skupinám byl aplikován čistý mikrocystin LR v dávkách 50, 130, 260 a 600 µg .l^{-1}, čtyřem skupinám byl aplikován extrakt sinic s obsahem mikrocystinů 50, 130, 260 a 600 µg.l^{-1}, devátá skupina byla kontrolní. Pokus s nejvyššími dávkami byl ukončen po 48 hodinách vzhledem ke špatnému

zdravotnímu stavu larev. Lázně byly měněny po osmi hodinách. Po ukončení pokusu byla stanovena kumulativní mortalita, počet deformovaných jedinců a byly odebrány a zpracovány vzorky pro histologické a genetické sledování.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Výsledky získané z pokusů s kaprem obecným

Extrakt s nejvyšší koncentrací mikrocystinů (130µg.l^{-1}) způsobil 93% ($p<0.01$) embryonální mortalitu, prolongované kulení, zvýšený počet malformovaných a mrtvých larev ($p<0.01$) a snížení celkové délky larev ($p<0.01$). Byla zaznamenána vodnatelnost žloutkového váčku a odchylky chování. Tato koncentrace extraktu se rovněž projevila snížením velikosti plůdku a způsobila odchylky v chování ve smyslu zvýšené apatie, ztráty reflexů, snížení reakcí na vnější podněty a snížení příjmu potravy. Tato koncentrace daného extraktu sinic působila na vývoj plůdku kapra akutně toxicky a nebyla již vhodná pro zjišťování chronické toxicity. Extrakt s koncentrací mikrocystinů 13µg.l^{-1}a krátká aplikace způsobila vzestup mrtvých larev ($p<0.05$), dlouhá expozice vzestup mrtvých ($p<0.05$) i malformovaných ($p<0.01$) larev. Nejnižší koncentrace extraktu způsobila vzestup mrtvých larev ($p<0.05$) pouze při dlouhé expozici. Účinek nižších koncentrací toxinů se projevil zejména až po delší (chronické) expozici.

Z histologických preparátů jsme zjistili pouze postižení jater a stupeň poškození závisel na koncentraci extraktu. Nenalezli jsme žádné histologické změny u kontrolních a pokusných skupin po krátkodobé expozici, s výjimkou nevstřebaného žloutkového váčku ve skupině s nejvyšší koncentrací extraktu. Tento nález naznačuje retardovaný vývoj v této skupině. K hynutí dochází zřejmě v důsledku vyčerpání energie spotřebované detoxikačními mechanismy (Wiegand a kol., 1999). Ve skupině s nejnižší koncentrací extraktu a dlouhou expozicí jsme zjistili vakuolární dystrofii hepatocytů s poškozením jader (pyknóza, karyolýza). Fokální nekrózy a dystrofické změny hepatocytů s vakuolizací a poškozením jader (pyknóza, karyolýza, hyperchromatóza, karyorexe) jsme zjistili po dlouhodobé expozici ve skupině vystavené střední koncentraci extraktu. Tento nález v podstatě odpovídá histologickým změnám popisovaných různými autory, avšak u starších věkových kategorií ryb. Nenalezli jsme žádné změny v ledvinné tkáni.

Srovnání vnímavosti raných vývojových stádií hrouzka obecného a piskoře pruhovaného k působení čistého mikrocystinu LR a k extraktu sinic.

Kumulativní mortalita, procentuální podíl uhynulých embryí a larev na celkovém hynutí a procentuální výskyt deformací u obou druhů ryb jsou uvedeny v tabulkách č. 1 a 2.

Tab. 1: Hrouzek obecný (n = 30; výsledky v ks / %)

skupina	Kumulativní mortalita	Podíl na kumulativní mortalitě		Výskyt deformací
		embrya	larvy	
MC LR 130	8 / 26,7	5 / 62,5	3 / 37,5	5 / 16,7
MC LR 50	13 / 43,3	3 /23,1	10 / 76,9	2 / 6,7
MC LR 13	12 / 40,0	1 / 8,3	11 / 91,7	4 / 13,3
Extrakt 130	15 / 50,0	4 / 26,7	11 / 73,3	5 / 16,7
Extrakt 50	15 / 50,0	7 / 46,7	8 / 53,3	0 / 0,0
Extrakt 13	14 / 46,7	9 / 64,3	5 / 35,7	1 / 3,3
0	12 / 40,0	9 / 75,0	3 / 25,0	2 / 6,7

Tab. 2: Piskoř pruhovaný (n = 100; výsledky v ks / %)

skupina	Kumulativní mortalita	Podíl na kumulativní mortalitě		Výskyt deformací
		embrya	larvy	
MC LR 130	14 / 14	6 / 42,9	8 / 57,1	19 / 19
MC LR 50	11 / 11	7 / 63,6	4 / 36,4	21 / 21
MC LR 13	10 /10	7 / 70,0	3 / 30,0	22 / 22
Extrakt 130	23 / 23	16 / 67,9	8 / 32,1	21 / 21
Extrakt 50	26 / 26	12 / 46,2	14 / 53,8	24 / 24
Extrakt 13	14 / 14	5 / 35,7	9 / 64,3	32 / 32
0	10 / 10	5 / 50,0	5 / 50,0	21 / 21

Ani jeden z použitých druhů ryb není možné nasazovat do pokusů dříve než ve stádiu očních bodů, neboť mortalita embryí v prvních dnech po oplození je velmi vysoká. Tato vysoká mortalita je pravděpodobně způsobena nízkým oplozením při umělém výtěru (a mechanickou manipulací). Proto jsme pokusy započali až po objevení očních bodů. U piskoře došlo ke zvýšení kumulativní mortality, zejména po aplikaci vyšších dávek extraktu sinic; na této mortalitě se podílela zejména uhynulá embrya. Po 40 hodinách se u těchto skupin objevovala snížená pohyblivost larev, larvy zůstávaly ve shluku, po 56 hodinách se u skupiny s nejvyšší dávkou extraktu objevovaly bílé tečky na žloutkovém váčku. U hrouzka obecného přetrvává vysoká mortalita během celého embryonálního a časného larválního vývoje, což je vidět na obdobné kumulativní mortalitě, vysoké i u kontrolní skupiny. Rozdíly v získaných hodnotách nejsou proto objektivně hodnotitelné. Z toho důvodu jsme

pokus s hrouzkem obecným prováděli ještě ve stáří desetidenních larev. Výsledky tohoto pokusu jsou uvedeny v tabulce č.3.

Vysoká koncentrace extraktu se projevila zvýšenými úhyny již po 48 hodinách, larvy vykazovaly zvýšenou apatii již po 24 hodinách, nereagovaly při přelovování zvýšenou aktivitou jako larvy v ostatních skupinách.

Histologickým vyšetřením jsme nezjistili žádné patologicko-anatomické změny ve vyšetřovaných orgánech (játra, ledviny, slezina, žábry).

Nižší mortalitu u hrouzka a piskoře oproti kapru obecnému lze vysvětlit použitím jiného druhu extraktu cyanobakterií.

Tab. 3: Hrouzek obecný – larvy (n = 40; výsledky v ks / %)

skupina	**Kumulativní mortalita za 48 hod**	Kumulativní mortalita za 96 hod
MC LR 600	0 / 0	-
MC LR 260	0 / 0	0 / 0
MC LR 130	0 / 0	0 / 0
MC LR 50	0 / 0	0 / 0
Extrakt 600	6 / 15	-
Extrakt 260	0 / 0	0 / 0
Extrakt 130	1 / 2,5	2 / 5,0
Extrakt 50	0 / 0	0 / 0
0	0 / 0	2 / 5,0

Cytogenetická sledování (hrouzek obecný a piskoř pruhovaný)

Vyšetřováním chromozomů v metafázích vyvíjejících se larev byla zjištěna přítomnost různých typů chromozómových aberací. Počty vyšetřovaných metafází byly v průměru 10-20. Byla zaznamenána přítomnost erozí, achromatické léze (gepy) na jedné nebo na obou chromatidách, zlomy v centromeře, koncové deficience a izochromatidové koncové satelity, přítomnost dicentrických a sférických chromozomů. Vznik chromozómových aberací byl zaznamenán jak vlivem aplikace extraktu sinic, tak vlivem čistých toxinů ve všech sledovaných koncentracích, ale s různou frekvencí výskytu. Chromozómové aberace nebyly zjištěny u kontrolních skupin.

ZÁVĚR

Na základě získaných výsledků lze konstatovat, že cyanotoxiny mohou významně negativně ovlivnit raná vývojová stádia ryb v závislosti na jejich množství v biomase sinic a na druhu biomasy. Zvyšují embryonální i larvální mortalitu a množství malformovaných jedinců, snižují velikost plůdku, způsobují odchylky v chování. Chronické vystavení larev i nižším dávkám cyanotoxinů se projevuje v následném odchovu vyššími úhyny. Dystrofie jaterní tkáně se projevuje až u starších stádií, u mladých larválních stádií dochází k úhynu zřejmě v důsledku vyčerpání energie spotřebované detoxikačními mechanismy. Vlivem cyanotoxinů dochází rovněž ke strukturním aberacím chromozomů, jako jsou eroze, achromatické léze (gepy), zlomy v centromeře, koncové deficience a izochromatidové koncové satelity, přítomnost dicentrických a sférických chromozomů.

SOUHRN

Hlavním cílem projektu bylo studium účinku cyanotoxinů na raná vývojová stádia kapra obecného (*Cyprinus carpio*), hrouzka obecného (*Gobio gobio*) a piskoře pruhovaného (*Misgurnus fossilis*). Jikry a larvy byly vystaveny různým koncentracím čistého mikrocystinu LR (hrouzek obecný a piskoř pruhovaný) a extraktu cyanobakterií. Zvýšení kumulativní mortality bylo zaznamenáno zejména po aplikaci nejvyšších koncentrací extraktu sinic (koncentrace mikrocystinů 130, 260 a 600 µg . l^{-1}). Fokální nekrózy a dystrofické změny hepatocytů s vakuolizací a poškozením jader (pyknóza, karyolýza, hyperchromatóza, karyorexe) po dlouhodobé expozici ve skupině vystavené střední koncentraci extraktu a vakuolární dystrofii hepatocytů s poškozením jader (pyknóza, karyolýza) u skupiny s nízkou koncentrací extraktu a dlouhou expozicí jsme zaznamenali u kapra obecného. Vlivem cyanotoxinů dochází rovněž ke strukturním aberacím chromozomů, jako jsou eroze, achromatické léze (gepy), zlomy v centromeře, koncové deficience a izochromatidové koncové satelity, přítomnost dicentrických a sférických chromozomů.

Poděkování

Tato práce vznikla za finanční podpory Grantové agentury České republiky (projekt č. 524/01/P027).

POUŽITÁ LITERATURA

FISCHER W. J., DIETRICH D. R. 2000: Toxicity of the cyanobacterial cyclic heptapeptid toxins Microcystin LR and YR in early life-stages of the African clawed frog (*Xenopus laevis*). Aquat. Toxicol. 49(3): 189 – 198

OBEREMM A., FASTNER J., STEINBERG C. E. W. 1997: Effects of microcystin LR and cyanobacterial crude extracts on embryo-larval development of zebrafish (*Danio rerio*). Water Res. 31(11): 2918 – 2921

OBEREMM A., BECKER J, CODD G. A., STEINBERG C. 1999: Effects of cyanobacterial toxins and aqueous crude extracts of cyanobacteria on the development of fish and amphibians. Environm. Toxicol. 14(1): 77 – 87

OIDTMANN B., EDSMAN L., HOFFMANN R. 2001: Decline in a population of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, associated with blooming of blue-green algae in a lake in Sweden. 10th International conference of the EAFP, Dublin, P-006

RAO P.V.L., BHATTACHARYA R. 1996: The cyanobacterial Toxin MicrocystinLR Induced DNA Damage in Mouse Liver in Vivo. Toxicol. 114: 29 – 36

RAO P.V.L., BHATTACHARYA R., PARIDA M.M., JANA A.M., BHASKAR A.S.B. 1998: Freshwater cyanobacterium Microcystis aeruginosa (UTEX 2385) induced DNA damage in vivo and in vitro. Environ. Toxicol. Pharmacol. 5: 1 - 6

SUZUKI H., WATANABE M.F., WU Y.P, SUGITA T., KITA K., SATO T., WANG X.L.,TANZAWA H., SEKIYA S., SUZUKI N. 1998: Mutagenicity of microcystin LR in human RSa cells. Int. J. Mol. Med. 2: 109 - 112

VASCONELOS V., OLIVEIRA S., TELES F. O. 2001: Impact of a toxic and non-toxic strain of *Microcystis aeruginosa* on the crayfish *Procambarus clarkii.* Toxicon 39(10): 1461 – 1470

WIEGAND C., PFLUGMACHER S., OBEREMM A., MEEMS N., BEATTIE K. A., STEINBERG C., CODD D. A. 1999: Uptake and effects of Microcystin –LR on detoxication enzymes of early life stages of the zebra fish (*Danio rerio*). Environm. Toxicol. 14(1): 89 – 95

Adresy autorů:
MVDr. ***Miroslava Palíková*** PhD., Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1-3, 612 42 Brno
Doc. MVDr. ***Stanislav Navrátil***, CSc., Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1-3, 612 42 Brno
Ing. ***Roman Krejčí***, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

VLIV VNADĚNÍ PŘI SPORTOVNÍM LOVU RYB NA UDICI NA BILANCI FOSFORU A EUTROFIZACI VODNÍHO EKOSYSTÉMU ÚDOLNÍ NÁDRŽE PORAJ (JIŽNÍ POLSKO)

GUZIUR J., WRONA J.

Abstrakt

Výzkum intenzity vnadění a vlivu použitých návnad při sportovním lovu ryb na udici probíhal na údolní nádrži Poraj (jižní Polsko) o výměře 480 ha v letech 1998 – 2000. Bylo zjištěno, že sportovní rybáři používali návnady v průměrném množství 77 kg ročně (maximálně až do 600 kg, 410 kg ha^{-1}), jednodenní dávka při vnadění se pohybovala v rozpětí 0,5 – 10 kg. Ke vnadění bylo používáno 14 komponentů, nejčastějšími byly chléb, kroupy, brambory a pšeničné otruby (62 % z celkové hmotnosti). Na sledované údolní nádrži lovilo průměrně ročně 3799 sportovních rybářů. Byl zaznamenán průměrný počet 40 docházek k vodě v průběhu roku. Průměrná roční suma ulovených ryb byla 24,78 kg na jednoho rybáře. Obsah fosforu (P) v použitých návnadách výrazně překročil obsah fosforu v ulovených rybách. Nadměrné vnadění a rekreace 46 tis. osob ročně způsobují vzrůst obsahu fosforu v nádrži a přispívají tak k její eutrofizaci. Zpomalení rychlosti eutrofizace by bylo možné (i při stávajícím využívání k rekreaci) limitováním intenzity vnadění na jednorázové použití max. 3 kg návnad.

ÚVOD

Návnady jsou při lovu ryb na udici odedávna využívány a jsou s ním neoddělitelně spojeny. Stupkiewicz (1988) a Adámek a kol. (1996) rozdělují návnady do 4 skupin: 1) návnady rostlinného původu; 2) návnady živočišného původu (tradiční); 3) složky inertní (hlína, kaolín, písek, rašelina, zem z krtinců) a 4) složky obsahující vůně (anýz, kopr, kmín, vanilka, oleje se specifickou chutí či vůní a voda z místa lovu).

Sportovní rybářství je zvláštní formou projevu současné civilizace, plnící celou řadu funkcí. Mezi pozitivní funkce patří mimo jiné snižování množství biogenů (N, P) v nádrži obsažených v tělech ulovených ryb. Mezi negativní naopak patří, prostřednictvím vnadění, vnášení dalších biogenů do ekosystému (Leopold 2001). Mezi řadou prvků je obsažen i fosfor (P), jež má v ekosystému rozhodující roli v eutrofizaci vod (Starmach a kol. 1978; Kajak 2001).

MATERIÁL A METODY

Výzkum byl prováděn na údolní nádrži Poraj (plocha 480 ha, h_{max} 12 m), využívané jako příměstská sportovně-rekreační nádrž a současně i jako retenční nádrž pro huť Czestochowa (Wrona 1997). Materiál byl získán v letech 1998 – 2000 na základě zpracování výsledků ankety u 1260 sportovních rybářů, na základě dotazů přímo v průběhu lovu ryb na udici.

Otázky v rámci ankety byly zaměřeny na množství a složení v používaných návnad. Množství bylo rozděleno do čtyřech skupin: do 1 kg, 1 – 3 kg, 3 – 7 kg a nad 7 kg denně. Vyhodnocení bylo zaměřeno na bilanci fosforu, jako hlavního faktoru, ovlivňujícího stupeň eutrofizace vod (Starmach a kol. 1978; Kajak 2001). Na základě zjištěných údajů o rozsahu vnadění, obsahu fosforu v jednotlivých komponentech použitých ke vnadění a počtu lovících sportovních rybářů byla vykalkulována dotace P do nádrže Poraj prostřednictvím lovu ryb na udici. Celková bilance fosforu v ekosystému údolní nádrže byla vypočtena s využitím publikovaných údajů o množství P v materiálech použitých k vnadění, v biomase ryb použitých pro zarybňování nádrže, v biomase ryb odlovených z nádrže na udici a rovněž vnesení P do nádrže v souvislosti s rekreací turistů (Leopold a Bninska 1987; Wolos 2001). Pro výpočet celkového množství fosforu (I_K) vneseného do nádrže v souvislosti s využíváním ke koupání rekreantů byl využit vzorec podle Gieruszkiewicz-Bajtlik 1985 (Wrona 2004):

$$I_K = d_r \times K \times W_x$$

d_r ….. počet dnů v turistické sezóně (zde červen – září, tj. 122 dnů)
K……počet koupajících se rekreantů ve vodách nádrže v průběhu dne v turistické sezóně
W_x…. koeficient množství vneseného P koupajícími se rekreanty (0,005 g osoba^{-1} den^{-1})

Obsah fosforu v těle ryb je v průměru udáván na úrovni 7,0 g na 1 kg hmotnosti ryb (Kajak 1979; 2001), což je ve shodě s údaji jiných autorů (7,144 g kg^{-1} P - Rotschein a kol. 1982). Jelikož v nádrži Poraj se v úlovcích nevyskytovaly lososovité a reofilní kaprovité druhy ryb (bolen dravý, jelec tloušť, podoustev říční), s nízkým obsahem P, byla u ryb lovených v této nádrži kalkulována hodnota obsahu fosforu značně vyšší (8,903 g.kg^{-1} P). Pro výpočet obsahu fosforu v návnadách používaných sportovními rybáři bylo využito potravinářských tabulek od různých autorů (Grzesiuk a Kulka 1988; Kunachowicy a kol. 2001).

VÝSLEDKY

Intenzita vnadění

Na základě 1260 vyplněných anketních lístků využívalo vnadění 836 lovících sportovních rybářů (66,35 %) v průměru po dobu 42,5 dní v roce, především v letním období (83 %) od května do září (tab. 1;

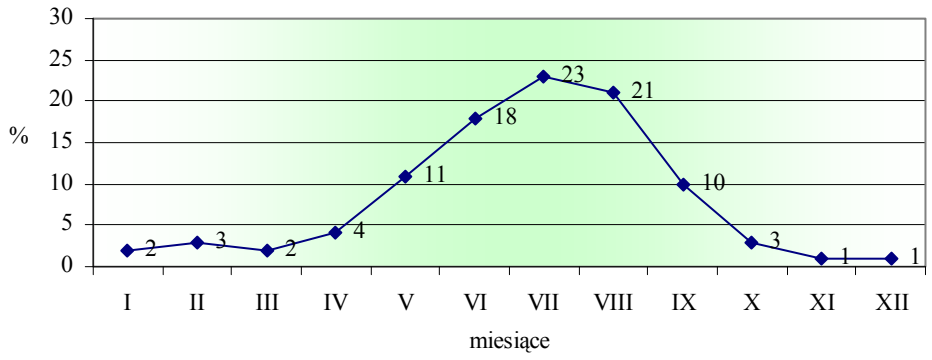
obr. 1). Množství návnad použité na sledované nádrži na jednoho sportovního rybáře dosahovalo v průměru 77,4 kg ročně (průměrně 42,5 docházek k vodě ročně x průměrné množství návnad použitých 1,82 kg denně). Intenzita znečištění byla v důsledku toho značně vysoká (tab. 1). Z celkového počtu sportovních rybářů jich 31 % používalo méně než 96 kg návnad ročně, 62 % sportovních rybářů vnadilo v množství 50 - 365 kg ročně a 7 % sportovních rybářů používalo návnady v množství do 600 kg ročně. Bylo zjištěno, že maximální průměrná denní dávka vnadění za celý rok dosáhla u jednoho z lovících sportovních rybářů 12,9 kg, což při 66 lovných dnech v průběhu roku (v roce 1999) představovalo nezanedbatelnou celkovou výši 789 kg (1,65 kg ha^{-1}).

Tab. 1. Charakteristika použití návnad na nádrži Poraj (průměr za roky 1998 – 2000)

Jednorázová výše dávky při vnadění (kg)		Počet vnadících rybářů		Průměrný počet lovných dnů v roce	Roční výše vnadění v nádrži			
rozpětí	průměr	n	%		celkem		$kg.ha^{-1}$	$kg.L_b^{-1}$**
					kg	%		
do 1	0,5	58	*7,0*	35	338	*0,5*	0,7	19
1 – 3	2,0	198	*23,7*	48	6 336	*9,8*	13	363
3 – 7	5,0	520	*62,1*	61	52 867	*81,7*	110	3 021
nad 7 *	10,0	60	*7,2*	26	5 200	*8,0*	11	297
Celkem		836	*100,0*	42,5	64 741	*100,0*	135	3 689
Průměrná roční hmotnost návnad (rybář kg^{-1} rok^{-1})					77,44			
Průměrná denní hmotnost návnad (rybář kg^{-1} den^{-1})					1,82			

* maximální denní jednorázová dávka (v roce 1999) 12,9 kg

** roční průměr na 1 km břehové linie (nezahrnuta délka čelní hráze)



Obr. 1: Rozložení počtu lovných dnů u sportovních rybářů využívajících vnadění v průběhu roku (průměr z let 1998 – 2000).

Celkové množství použitých návnad a kalkulace množství jimi do nádrže vneseného fosforu

Na základě každoročního evidovaného množství lovících sportovních rybářů (průměrně 2533 osob) bylo vypočteno, že v nádrži bylo průměrně ročně použito 196 310 kg (410 $kg.ha^{-1}$) návnad. To znamená, že v průběhu tříletého sledování (1998 – 2000) bylo do nádrže Poraj prostřednictvím vnadění vneseno celkem 588 tun různých návnad (tab. 2).

Tab. 2: Celkový objemu vnadění na nádrži Poraj (průměr za roky 1998 – 2000)

Rok	Celkový počet rybářů na nádrži	Počet vnadících rybářů	Celkové množství použitých návnad na nádrži		
			kg	%	kg ha^{-1}
1998	3 402	2 268	175 634	29,8	366
1999	3 868	2 579	199 718	33,9	416
2000	4 127	2 752	213 115	36,2	444
Celkem (1998 – 2000)		7 599	588 467	100,0	1 226
Průměr	3 799	2 535 *	196 310		410

* Vnadění při lovu ryb na udici používalo v průměru 66,4 % rybářů.

Jako návnady bylo využíváno celkem 14 komponentů, přičemž největší podíl zaujímaly chleba, kaše, brambory a pšeničné otruby, jež se podílely na 62 % celkové hmotnosti (tab. 3). Nejvíce fosforu obsahují pšeničné otruby (12,76 $g.kg^{-1}$ P) a částečně též ovesné vločky (4,33 $g.kg^{-1}$ P). Naopak nejméně jej obsahují brambory (0,56 $g.kg^{-1}$ P). U dalších 11 komponentů používaných ke vnadění nepřekročil obsah P 2,38 $g.kg^{-1}$ (tab. 3).

Vzhledem k tomu, že byl v jednotlivých komponentech různý podíl fosforu, byla výpočtem zjištěno, že materiály použité ke vnadění průměrně obsahovaly 3,24 g kg^{-1} P. Tomu odpovídá, při průměrném denním množství materiálů použitých jedním rybářem ke vnadění ve výši 1,82 kg množství fosforu vneseného v průměru jedním rybářem 5,89 $g.kg^{-1}$ P (tab. 3). Při počtu 2535 sportovních rybářů tak bylo do nádrže ročně vneseno více než 635 kg fosforu (tab. 4).

Snižování množství fosforu (P) v nádrži odlovem ryb

Jeden statistický sportovní rybář v průběhu 39,7 dne v roce vylovil z nádrže 24,78 kg ryb celkem 21 druhů, v nichž průměrný obsah byl stanoven na 8,903 $g.kg^{-1}$ P. Díky tomu je z ekosystému odebíráno prostřednictvím lovu ryb po přepočtu na jednoho sportovního rybáře ročně 220,62 g P. Při průměrném počtu každoročně lovících rybářů v nádrži (3 799 osob) to znamená, že je každoročně prostřednictvím vylovených ryb odebráno 20,97 kg P (Wrona 2003).

Bilance fosforu (do nádrže vnesené návnady minus výlov ryb)

Při porovnání množství vneseného fosforu do nádrže prostřednictvím vnadění a rekreace a množstvím fosforu ve vylovených rybách byla získána celková bilance tohoto biogenu (rozdíl mezi množstvím P vneseného do nádrže vnaděním a jeho obsahem ve vylovených rybách), na jejímž základě možno posoudit stupeň ohrožení eutrofizace této nádrže. Při množství fosforu dodaného do nádrže, včetně zahrnutí dalších zdrojů, než činí jeho snížení vlivem výlovu ryb na udici, má celková bilance zvyšující se úroveň.

Tab. 3: Přepočtené množství fosforu vneseného vnaděním jednotlivými komponenty a celkem do nádrže Poraj (průměr za roky 1998 – 2000)

Komponent	Průměrný podíl komponentu ve vnadění (%)	Průměrné množství P ($g.kg^{-1}$) *	Přepočtené množství P (mg) vneseného do nádrže jednotlivými komponenty
1. Chleba	18,9	1,535	29,00
2. Kroupy	14,8	2,382	35,25
3. Brambory (vařené)	14,2	0,566	8,04
4. Pšeničné otruby	14,1	12,760	179,92
5. Těstoviny (vařené)	9,8	1,240	12,15
6. Ovesné vločky	8,6	4,330	37,24
7. Mouka	4,0	0,760	3,04
8. Průmyslové návnady	3,4	1,000	3,40
9. Pečivo	3,3	0,970	3,22
10. Larvy pakomárů (živé)	3,1	1,000	3,10
11. Granulované krmivo (pstruží) **	2,4	0,976	5,76
12. Žížaly ***	2,0	1,000	2,00
13. Obilí (pšenice)	1,1	1,200	1,32
14. Ostatní	0,3	1,000	0,30
Celkem v 1 kg	100,0	32,140	323,75
Množství fosforu v materiálech použitých ke vnadění (g kg^{-1})			3,24
Průměrná dávka použitá k vnadění (1,82 kg) obsahuje fosforu (P g)			5,89

* Grzesiuk a Kulka (1988); Kunachowicz a kol. (2001)
** Katalogy krmiv firem Biomar a Aller-Aqua (2000)
*** Opuszczyński (1983)

V průběhu roku, při průměrném počtu lovících rybářů využívajících vnadění (2 535 osob) na nádrži Poraj, podílí se každá skupina rybářů teoreticky velikým příspěvkem k eutrofizaci ve výši od 1,1 do 3,3 tis. kg fosforu. To představuje 81,6 – 111,8 % z celkového množství fosforu, obsaženého v průměrném objemu vody v nádrži (tab. 5 a 6).

Při výpočtu, kde byly použity nejnižší hodnoty (1,0 g P) z literárních údajů o přírůstku fosforu připadající na „osoboden“ rekreačního pobytu sportovních rybářů (Wolos 1992; Wolos a Mioduszewska 2003) denní přírůstek fosforu na jednoho sportovního rybáře prostřednictvím vnadění a rekreace činil 55,41 g. Při zahrnutí úbytku fosforu z ekosystému v souvislosti s výlovem ryb v množství 24,39 g P na jednoho rybáře, je celková bilance tohoto biogenu dodaná do ekosystému nádrže několikanásobně vyšší. Pouze u skupiny využívající mírné vnadění (do 3 kg) je její podíl na celkové bilanci fosforu málo významný, neboť přírůstek fosforu v nádrži na 1 rybáře činí jen 1,73 g P. U všech dalších skupin sportovních rybářů byl výpočtem stanoven nevyužitelný přírůstek fosforu v nádrži. Nejvýraznější je tento vliv u skupiny osob využívajících střední dávku vnadění (10 kg), což představovalo přírůstek 29,57 g P, v jehož důsledku v ekosystému došlo ke zvýšení bilance o více než 22,6 g P. V konečném efektu používání vnadění v nadměrném množství (5 – 10 kg) způsobuje přírůstek prostřednictvím jednoho sportovního rybáře více než 31 g fosforu. Nejprospěšnější bilance fosforu je u skupiny sportovních rybářů, neužívajících vnadění. V tom případě v důsledku eliminace fosforu z nádrže prostřednictvím vylovených ryb představuje přírůstek pro údolní nádrž 4,42 g P (tab. 5).

Tab. 4: Počet lovících sportovních rybářů, denní a roční bilance fosforu (P) v souvislosti s vnaděním při sportovním lovu ryb v nádrži Poraj (průměr za roky 1998 – 2000)

Průměrná velikost dávky při vnadění (kg)	Počet rybářů využívajících vnadění	Roční objem použitých návnad (kg)		
		celkem	obsah fosforu (P)	
			kg	*%*
0,5	58	338	1,095	*0,5*
2,0	198	6 336	20,529	*9,8*
5,0	520	52 867	171,289	*81,7*
10,0	60	5 200	16,848	*8,0*
Celkem	836	64 741	209,761	*100,0*
Průměrné roční množství vnadění a P (kg ha^{-1})		135	0,43	
Průměrné dávka použitá při vnadění a množství fosforu (kg) za 1 den lovu		1 532	4,94	
Celkové množství fosforu (P kg) vneseného do nádrže vnaděním prostřednictvím 2 535 osob, lovících 42,5 dní v roce *			635,33	

* průměrný roční počet rybářů lovících při použití vnadění (2525 x 42,5 x 5,897 g P)

Tab. 5. Odhad vlivu vnadění při sportovním lovu ryb a přítomnosti sportovních rybářů na bilanci fosforu v nádrži Poraj (průměr za roky 1998 – 2000)

Zdroj fosforu (P)	Skupina sportovních rybářů				
	využívající vnadění (kg den^{-1}) *				nevyužíva-jící vnadění
	do 3	5	10	celkem	
přírůstek fosforu (g P) vyvolaný prostřednictvím jednoho lovícího sportovního rybáře					
a) vnaděním	5,73	18,11	28,57	52,41	0,00
b) rekreací	1,00	1,00	1,00	3,00	1,00
Celkem	6,73	19,11	29,57	55,41	1,00
Denní úbytek P (g) na 1 rybáře **	- 8,46	- 8,99	- 6,94	- 24,39	- 5,52
Denní bilance P (g) na 1 rybáře)	- 1,73	+ 10,12	+ 22,63	+ 31,02	- 4,42
Roční bilance ***					
- celkem P (kg)	-186	+1 090	+2 438	+3 342	- 476
- % podíl celkového P v nádrži	6,22	36,5	81,6	111,8	15,9

* průměrné výše (kg) u jednotlivých skupin úrovně vnadění
** při průměrném denním výlovu 0,62 kg ryby na jednoho rybáře
*** každoroční (teoretický) průměr z 2 535 lovících rybářů v průběhu 42,5 dní v roce

Bilance fosforu se zahrnutím výlovu ryb, rekreace a zarybňování

Nádrž Poraj využívá ke koupání každoročně 45 961 osob. Jejich prostřednictvím se do nádrže dostane 275 kg P ročně. Sami sportovní rybáři, mimo vnadění, obohatí v důsledku své přítomnosti při rekreačním pobytu nádrž ročně o dalších o 942 kg P. Každoročně prováděné zarybnění nádrže představuje vnesení dalších 34 kg fosforu (Wrona 2004).

Při porovnání těchto množství, činí přísun fosforu do nádrže ročně celkem 2 998 kg, přičemž na tomto množství se nejvíce podílí přítomnost rekreantů, včetně zahrnutí rybářů (40,7 %), následována používáním vnadění sportovními rybáři (21,3 %). Relativně nevelký se ukázal podíl přísunu fosforu do nádrže prostřednictvím vysazovaných rybích násad (1,1 %) (tab. 6).

Tab. 6: Podíl množství fosforu (P) vneseného koupajícími se rekreanty, zarybňováním a návnadami ryb na celkovém množství tohoto biogenu v nádrži (průměr 1998 – 2000)

Celkové množství P ve vodě v nádrži (kg, *%*)	Zdroje fosforu vlivem rekreace, zarybňování a sportovního rybářství				
	koupání rekreantů *	pobyt sportov-ních rybářů	vnaděním **	zarybňování	celkem
	P (kg, *%*)				
2 988	275	942	635	34	1 886
100,0	*9,2*	*31,5*	*21,3*	*1,1*	*63,1*

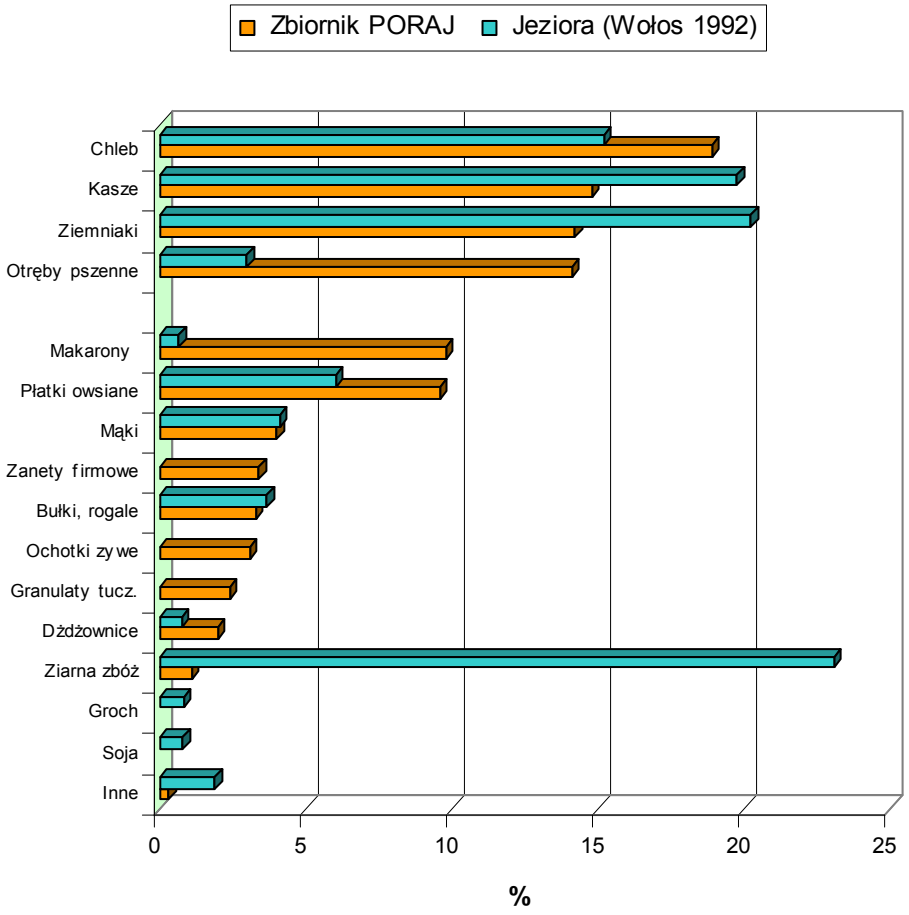
* 45 019 osob koupajících se za sezónu v nádrži
** 2 535 rybářů celoročně využívající vnadění

DISKUSE

První výsledky výzkumu vlivu vnadění ryb používaného sportovními rybáři na vodní prostředí uskutečnil v 80. letech tým ichtyologů v Cardiffu (Wołos a Mioduszewska 2003). V těchto výzkumech se

pokusili potvrdit účinek zákazu vnadění ve vodárenských nádržích. Současně s tím byl zahájen výzkum sportovního lovu ryb na udici a používání návnad (s využitím anket) na území celého Polska, jež pokračuje doposud (Wołos 1984; 1992). Výsledky těchto sledování se ukázaly neobyčejně zajímavé, přímo překvapivé. V 8 regionech Polska bylo potvrzeno, že návnady užívalo více než 50 % sportovních rybářů, přičemž v legnickém a gorzowském regionu dokonce 90 % sportovních rybářů.

Na složení návnad používaných na 42 polských jezerech se podílelo více než 20 komponentů, přičemž největší podíl zaujímaly brambory, kaše, obilí a pečivo (Wołos 1992; Wołos a Mioduszewska 2003). V návnadách v Pojezierzy byla zjištěna preference brambor a kaše, v jihozápadním Polsku i na údolní nádrži Poraj byla dávána přednost chlebu, bramborům, kaši a pšeničným otrubám (obr. 2). Rovněž množství použitých návnad na jezerech bylo menší než na údolní nádrži Poraj a nepřevyšovalo 4 – 5 kg (Wołos 1992; Leopold a kol. 2001). Příčinou je nízká trofie vody, průtočný charakter údolní nádrže Poraj a rovněž i značná koncentrace (a konkurence) sportovních rybářů a rekreantů ve srovnání s neprůtočnými jezery a v málo zalidněných územích.



Obr. 2. Návnady využívané na nádrži Poraj a 42 jezerech v Polsku (Wołos 1992)

Z rostlinných produktů byly jako návnady používána mouka, pečivo, těstoviny, kaše, obiloviny a výrobky z nich a brambory. V menší míře potom lněné a konopné semeno, oříšky podzemnice olejné, sušené mléko, práškový cukr, bramborová moučka, pivovarský slad, melasa, rozdrobené piškoty, těsto a krekry. Při lovu tlouště a kapra jsou často používané návnady jako čerstvé ovoce, zejména třešně,višně, rybíz, angrešt, maliny, méně často tropické a kandované ovoce. Při lovu ostroretky a částečně též perlína a podoustve, se jako návnady používají též zelené řasy z kamenů a dna potoků (Dyk a kol. 1988; Wyganowski 1956; Říha 1989; Adámek a kol. 1996).

Každoročně dochází ke snižování počtu rekreantů na sledované lokalitě (o 5 – 7 % ročně), což v budoucnu pravděpodobně povede k dalšímu poklesu P vnášeného do vod údolní nádrže prostřednictvím lidí. Z toho ovšem vyplývá, že hlavním zdrojem přísunu fosforu do nádrže budou právě návnady, jejichž množství bude nutno omezit (Wrona 2004).

ZÁVĚR

1. Sportovní rybáři ve sledované údolní nádrži intenzivně využívají vnadění při průměrném množství 77 kg návnad ročně (maximum do 600 kg). Návnady se skládají ze 14 komponentů, jedná se zejména o chleba, kaši, brambory a pšeničné otruby (62 %), přičemž při jedné návštěvě vody je použito návnad v množství průměrně 1,82 kg, což představuje po přepočtu vnesení do nádrže 5,89 g P. Přibližně podobné složení návnad je využíváno rovněž na jezerech.
2. V údolní nádrži průměrně lovilo 3 799 sportovních rybářů (8 rybářů na 1 ha), přičemž 2/3 z nich intenzivně využívají při lovu vnadění ryb, při použití jednorázové dávky v průměru přes 10 kg (12,9 kg).
3. Průměrně bylo vyloveno 24,78 kg ryb (obsahujících 8,903 g kg^{-1} P) na jednoho sportovního rybáře ročně. Množství fosforu obsažené v použitých návnadách značně překračuje jeho množství v ulovených rybách, což je hlavní příčinou eutrofizace údolní nádrže. Ekologicky využitelné množství použitých návnad s ohledem na bilanci fosforu je možné pouze při výrazném snížení jeho rozsahu (na 3 kg denně).
4. Hlavním zdrojem nadměrného obohacování vody v údolní nádrži Poraj o fosfor jsou rekreanti a sportovní rybáři (přes 46 tis. osob ročně), používající nadměrného množství návnad pro ryby a vnášející tak značné množství P do vod údolní nádrže.
5. Cílem ke snížení množství fosforu vnášeného prostřednictvím sportovního rybářství a rekreace do nádrže je vydání pokynu k výraznému omezení množství používaných návnad.

LITERATURA

Adámek, Z. 1996. Rybářství ve volných vodách. Harvard Funds, Victoria Publish. a.s. Praha, 205 s.

Borżol T. 2002. Wpływ masowej rekreacji na ekosystemy leśne i wodne obszarów związanych z jeziorem Jeziorak na Pojezierzu Iławskim. Nepubl. material, Katedra Ekologii Ewołucijnej UWM w Olsztynie, 114 s.

Dyk V., Podubský V., Štědronský E. 1948. Naše rybářství. Naučný slovník všech oborů československého rybářství. Vyd. Práce, 445 s.

Grzesiuk S., Kulka K. 1988. Biologia ziarniaków zboż. PWN Warszawa.

Kajak Z. 1979. Eutrofizacja jezior. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 233 s.

Kuchanowicz U., Nadolna J., Iwanow U., Przygoda B. 2001. Wartość odżywsza wybranych produktow spożywczych i typowych potraw. Wydawnictwo Lekarskie PZWL, Warszawa.

Leopold M., Wołos A., Mickiewicz M. 2001. Wybrane aspekty gospodarki rybackiej w warunkach procesu eutrofizacji. Wyd. IRŚ Olsztyn, 64 s.

Rotchein J., Zelinka M., Helan J. 1982. Význam ryb v kolobehu fosforu (P) v nádržiach. Mat VI. limnol. konf. Vodní ekosystémy. Funkce – vývoj – ochrana. Blansko, s. 234-238.

Říha J. 1989. 1001 rad dla wędkarzy (č. 894-922). Wyd. PRWiL Warszawa (překl. z češtiny Cz. Grudniewski aj. Guziur).

Stupkiewicz S. 1988. Wędka dla zaawansowanych. Poradnik wędkarstwa splawikowego. Wyd. Fundamenty, Warszawa, 61 s.

Wyganowski J. 1956. Poradnik wędkarski. PRWiL Warszawa, 136 s.

Wołos A. 1984. Neçić czy nie neçić. Wiad. Wędkarskie, 12:13.

Wołos A. 1992. Opracowanie metod badawszych i ich zastosowanie w ustaleniu zasad zagospodarowania jezior dla celów wędkarskich. IRŚ Olsztyn, 87 s.

Wołos A., Mioduszewska H. 2003. Wpływ stosowania przes wędkarzy zanęt na efekty i wędkowania i bilans biogenów ekosystemów wodnych. Komun. Ryb., 1:23-26.

Wrona J. 1997. Łowiska wędkarskie – Warta – Rozlewiska przyujściowe do zbiornika Poraj. Magaz. Wędk. 1/12:8-10.

Wrona J. 2004. Uwarunkowania wędkarskiego użytkowania rekreacyjnego zbiornika Poraj. Dizertační práce, Kat. Biol. i Hodowli Ryb, UWM Olztyn (nepublikováno).

Adresy autorů:

Prof. Dr. hab. inž. ***Janusz Guziur***, Universitet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra biologii a hodowli ryb, 10-918 Olsztyn, Polsko (jguziur@uwm.edu.pl)

Mgr. inž. ***Janusz Wrona***, Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa w Warszawie, Al. Jana Pawla II 70, 00-413 Warszawa, Polsko

LOSOSOVITÉ RYBY *(SALMONIDAE)* VE ŠTĚTÍNSKÉM ZÁLIVU – JE EUTROFIZACE PŘÍČINOU POKLESU POPULACE?
Whitefish (Salmonidae) in Szczecin Lagoon – is eutrophication a reason of decline?

POLESZCZUK G.

Abstract

The results of researches on quality of Szczecin Lagoon waters in the first half of nineties of the last decade, has been presented, showing that amidst 38 of determined indicators of water quality, 12 of them were not adequate to norms accepted for water environment, which is a habitat suitable for salmonids. It is pointing out that the eutrophication of Szczecin Lagoon ecosystem, besides overfishing, creates unfriendly environment for salmon (Salmo salar L.), brown trout (Salmo trutta L.) and for maintaining of native Baltic whitefish (Coregonus lavaretus L.) in Szczecin Lagoon.

Klíčová slova: *Salmonidae*, eutrofizace, Štětínský záliv

ÚVOD

Štětínský záliv (Zalew Szczeciński) je velkou přímořskou nádrží zahrnující i ústí řeky Odry. Říční voda Odry se zde směšuje s vodami Pomořanské zátoky s vodou o vyšší salinitě. Změny salinity bezprostředně závisí na směrech proudů vodních mas vlivem větrů, změnách průtoků říční vody a částečně i proudů mořské vody vyvolaných kolísáním úrovně vod v Pomořanské zátoce. Změny pohybu vod jsou časté, což vyvolává značné změny minerálnho složení vody (Majewski 1980; Robakiewicz 1993). Současně vody Odry odvádějí vodu z vysoce průmyslového a urbanizovaného povodí o ploše 122 712,1 km^2 a vnášejí tak do zálivu značná množství různých substancí v podobě rozpuštěných a nerozpuštěných látek. Zásadní vliv na chemismus vody zálivu mají zejména splachy komunálních a průmyslových odpadních vod průmyslových aglomerací města Štětína, jež jsou bez čištění vypouštěny do Odry a odtékají do jejího ústí (Boczar a Szaniawski 1993). Zvýšení znečištění vod zálivu je příčinou růstu trofie vod a rozšíření eutrofizovaných míst. Skutečně rychlý růst eutrofizace v zálivu je intenzivní a zejména po roce 1970 se ukazuje jako hlavní příčina v letech 1960 – 1986 pozorovaných změn složení a početnosti ichtyofauny (Drzycimski 1986; 1987; 1989; Radziejewska a Drzycimski 1998; 1990; Kompowski a Pieńkowski 1992). Vzrůst zásob fosforu ve Štětínském zálivu byl bezprostřední příčinou rozvoje fytoplanktonu a rozvoje eutrofizovaných lokalit s rozvojem sinicových květů (lokálně ohraničená místa zvýšené eutrofizace, zhoršení kyslíkatosti vod, vzrůst hodnoty pH vody, vylučování fytoncidů sinicemi a po jejich odumření – výskyt endotoxinu, vzrůst množství autochtonní organické materie ve vodách). Velmi vysoká úroveň pH udržující se dlouhou dobu, je jedním z podstatných faktorů ohrožení lososovitých ryb ve Štětínském zálivu. Uvádí se rovněž časté nebezpečí onemocnění ryb alkalózou (Piesik 1992).

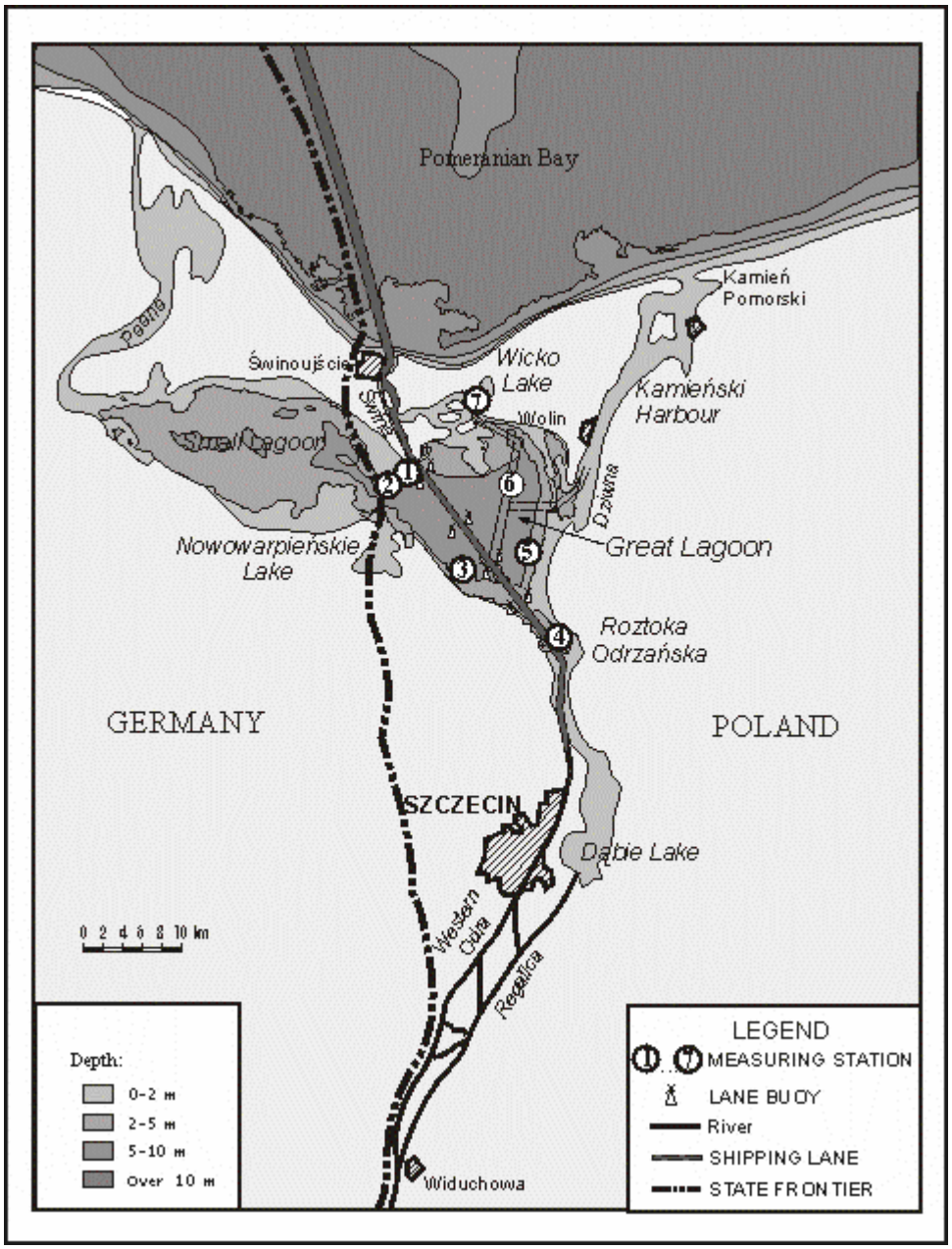
Současně se vrací úvaha (Garbacik-Wesołowska 1994; 2000), že populacím ryb, žijících v zálivu hrozí přelovení. Ukazuje se potřeba zavedení racionálního rybářského obhospodařování, chránící trdliště a plůdek včetně limitování exploatace jednotlivých druhů. Tím spíše, že od konce roku 1992 ve Štětínském zálivu je pozorována větší exploatace zásob ryb pytláky, což je stimulováno vysokou cenou ryb. Mezi lososovitými rybami (čeleď *Salmonidae*) ve Štětínském zálivu žily a nadále žijí (Krzykawski a Szypuła 1993) z rodu *Salmo* tyto druhy: *Salmo salar L.* — losos atlantský, *Salmo trutta L.* — pstruh mořský a mimo toho z rodu *Coregonus* (Lacepede 1983) - druh: *Coregonus lavaretus* L. — síh maréna.

Cílem předložené práce je shromáždění dat umožňujících dokončení hodnocení rozvoje eutrofizačních jevů ve Štětínském zálivu (Velký záliv a Oderská zátoka) a také naznačení těch chemických parametrů kvality vodního prostředí, jež ukazují na změny kvality biotopu k hodnotám neslučitelných s podmínkami pro život lososovitých ryb.

MATERIÁL A METODY

Sledování vybraných ukazatelů kvality vody ve Štětínském zálivu bylo prováděno v letech 1991 – 1994, při hodnocení 32 fyzikálně-chemických a biochemických ukazatelů kvality vody ze vzorků z povrchových i hlubších vrstev vody na místech stálých odběrových míst (obr. 1). Sledování byla prováděna v sezónách vegetečního období od dubna do října při frekvenci 1 až 2 odběry měsíčně, což je akceptováno jako postačující při víceletých výzkumech vodních ekosystémů (Monin 1979). Část analýz byla provedena na místě odběrů vzorků na plovoucí výzkuné jednotce, ostatní byly zpracovány po jejich konzervaci v průběhu 24 hodin podle postupů jež uvádí Poleszczuk a Sitek (1995).

Při hodnocení kvality vodního prostředí Štětínského zálivu bylo využito kritérií klasifikace kvality vody popsaných v Rozporządzenie (Nařízení ministra) (1991), vztažených k vodám sladkovodních – s ohledem na nedostatek kritérií, jež mohou sloužit k ocenění kvality prostředí říčního ústí, ať již příznivě, či nepříznivě, pro přítomnost lososovitých ryb.



Obr. 1. Dolní tok řeky a estuarium Odry (S – Z Polsko)
Fig. 1. Odra River Lower area and estuary (N – W Poland)

VÝSLEDKY A DISKUSE

Provedení analýz 32 zkoumaných fyzikálně-chemických a biochemických parametrů vody z povrchových i hloubkových odběrů Štětínského zálivu, umožnilo posouzení celkem 38 ukazatelů kvality vody. Dosažené výsledky jsou podrobně uvedeny v pracech Poleszcuka (1997; 1998).

V předložené práci (v tab. 1) jsou představeny výsledky vlastních výzkumů a údajů získaných z literatury, týkajících se pouze těch parametrů kvality vody, jež ukazují na nevhodnost kvality biotopů zkoumaných lokalit Štětínského zálivu (Velkého zálivu a Oderské zátoky) jako míst s výskytem lososovitých ryb. V tab. 1 jsou rovněž uvedeny údaje z různých zdrojů s hodnotami ukazatelů kvality vodního prostředí, vymezující příznivé prostředí pro výskyt lososovitých ryb. Ze 38 ukazatelů kvality vody, jež byly hodnoceny, úroveň až 12 z nich ukazuje na to, že prostředí vodních mas Velkého zálivu (mimo stanoviště č. 6) a Oderské zátoky (mimo stanoviště č. 4), neodpovídalo normám kvality biotopu pro výskyt lososovitých druhů ryb, uvedených v kritériích v Rozporządzenie (Nařízení ministra) (1991).

Úroveň sledovaných ukazatelů je částečně ovlivňována klimatem a konfigurací mělkého říčního ústí, jakým je Štětínský záliv. Jedná se o vliv především na teplotu vody a obsah nerozpuštěných látek. S ohledem na skutečnost, že se jedná o mělkou lokalitu, dochází na jaře k rychlému prohřívání a na podzim k rychlému ochlazení vody, přičemž na dně sedimentované látky přinesené vodami řeky Odry, snadno zpětně přecházejí do ve vodě suspendovaných nerozpuštěných látek. Současně množství nerozpuštěných látek ve vodních masách je nepřetržitě značně vysoké vzhledem k tomu, že v ústí řeky dochází k mísení organických látek obsažených

v přitékající sladké vodě s vodou mořskou, což je spojeno s procesy koagulace koloidů a flokulace nerozpuštěných látek (Poleszczuk 1996).

Tab. 1. Szczecin Lagoon water quality selected indices values in 1991 – 1994 years*

No.	Water quality indices (units)	Alabaster and Lloyd (1980)	Siwicki et al. (1994)	Other sources	Water quality classe[1)]		No. of station		
					I	II	No. 4	No. 6	all stations
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Temperature (°C)	Winter < 5-6 Spring < 8 Summer <28 [2)] Autumn < 5 - 6	-	-	≤ 22	≤ 26	0 – 23,2	0 – 23,4	0 – 23,4
2	Suspended matter ($mg.dm^{-3}$)	5 - 70	n.d.	< 25 [3)]	≤ 20	≤ 30	≅ 30 [4)]	≅ 30 [4)]	≅ 30 [4)]
3	pH (pH units)	6,5 – 9,0 [5)]	5,5 – 8,5	5,0 – 9,0 [6)]	6,5 – 8,5	6,5 – 9,0	8,2 / 7,2 – 8,8	8,6 / 7,8 – 9,6	8,6 / 7,2 – 9,6
4	BOD_5 ($mgO_2.dm^{-3}$)	n.d.	n.d.	-	≤ 4	≤ 8	3,7 / 0 – 8,9	4,3 / 0,8 – 7,6	3,6 / 0 – 8,9
5	COD-Mn ($mgO_2.dm^{-3}$)	n.d.	n.d.	-	≤ 10	≤ 20	6 - 12	8 - 10	6 - 12
6	COD-Cr ($mgO_2.dm^{-3}$)	n.d.	n.d.	-	≤ 25	≤ 70	15 - 32	21 - 68	15 - 68
7	Dissolved oxygen ($mgO_2.dm^{-3}$)	> 5 - 7	> 5 - 7	>5 [3)] > 6 (thermophilous) > 9,5 (psychrophilous) [3)]	> 6	> 5	9,3 / 5,8 – 14,3 [7)]	12,2 / 8,3 – 17,1 [7)]	10,9 / 5,8 – 17,2 [7)]
8	Nitrogen as nitrites ($mgN\text{-}NO_2.dm^{-3}$)	n.d.	max. 0,15 (*Salmonidae*)	-	≤ 0,02	≤ 0,03	0,050 / 0,004 – 0,150	0,020 / 0,001 – 0,060	0,020 / 0,001 – 0,150
9	Dissolved orthofosphates ($mgPO_4.dm^{-3}$)	n.d.	n.d.	-	≤ 0,20	≤ 0,60	0,58 / 0,10 – 1,26	0,62 / 0,010 – 1,65	0,57 / 0,03 – 1,65
10	Total phosphorus ($mgP.dm^{-3}$)	n.d.	n.d.	-	≤ 0,10	≤ 0,25	0,20 – 0,50	0,15 – 0,50	0,15 – 0,50
11	Mn_{Total} ($mgMn.dm^{-3}$)	n.d.	n.d.	-	≤ 0,100	≤ 0,300	0,125 / < 0,050 – 0,600	0,099 / < 0,050 – 0,470	0,114 / < 0,05 – 0,600
12	Chlorophyll a ($mg.m^{-3}$)	n.d.	n.d.	-	≤ 10	≤ 20	30 – 122 [8)]	-	30 – 122 [8)]

Explanation:* In Table 1. the data were presented, concerning chosen indicators of water quality amongst studied ones, which were different from values in Decree (1991), pointing out the negative quality of water ecosystems for maintaining of ichtyofauna. The data presenting mineralization processes were not inserted, because standards for inland waters cannot be referred to estuary waters.

n.d. – No data concerning the subject of studies in literature.- were not found in literature concerning the indicators of water quality in Odra river estuary.

[1)] The highest or lowest admissible values for indicators designating the water qualities acceptable for survival, according to Decree (1991):
- I class of water purity – for Salmonids,
- II class of water purity – for other species of fishes,

[2)] < 20-21°C for Salmonids,

[3)] Opuszyński (1983),

[4)] Majewski (1980),

[5)] Supplement: pH=9,0÷9,5 is harmful for Salmonids and for perch (*Perca fluviatilis*), when is maintained for a longer period; pH=9,5—l0,0 – lethal for Salmonids and for roach (*Rutilus rutilus*), when is short-term; pH=10,5—11,0 – lethal for Salmonids, perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*); pH> 11,0 – lethal for all fish species (Alabaster i Lloyd 1980),

[6)] Prost (1994),

[7)] Data for surface waters,

[8)] Poleszczuk et al. (1995).

Zbylé nespecifikované ukazatele kvality vod v tab. 1. potvrzují vysokou trofii vod zálivu a značný rozvoj míst se zvýšenou lokální eutrofizací, což dokládá znečištění tohoto ekosystému. Hodnoty pH, $ChSK_{Mn}$, $ChSK_{Cr}$, stejně jako reaktivních rozpustných ortofosfátů, celkového fosforu, stejně jako chlorofylu a lokální snížení obsahu rozpuštěného kyslíku a BSK_5 (zejména na lokalitě č. 4 – Oderská zátoka) – oceněných podle kritérií využitých k ocenění kvality sladkých vod Rozporządzenie (Nařízení ministra) (1991) ukazuje jednoznačně, že vodní masy Štětínského zálivu nejsou podle výsledků proběhlého výzkumu vhodným prostředím pro život lososovitých ryb.

Poměrně vysoká koncentrace iontů NO_2^- pravděpodobně nebude pro ichtyofaunu zálivu škodlivá, vzhledem k tomu, že toxický účinek dusitanů je oslaben vlivem zvýšené salinity (Lewis i Morris 1986).

Ve vodních masách přítomné sloučeniny manganu též všeobecně nepředstavují existenci ohrožení ichtyofauny v ekosystému zálivu. V dobře prokysličených vodách dvoumocný mangan uvolněný ze sedimentů dna se může velmi rychle oxidovat na nerozpustné sloučeniny čtyřmocného manganu, jež se snadno sorbují na koloidních částečkách flokulujících v prostředí zvýšené salinity. Díky tomu ohrožení dvoumocnými sloučeninami manganu, jež by se po okysličení mohl usazovat na žábrách ryb, je poměrně nevelké. Nezávisle na výše uvedených vysvětleních, došlo ve Štětínském zálivu s ohledem na fyzikální a chemické parametry vody v první polovině 90. let minulého století, ke změně na lokalitu se silně eutrofizovanou vodou, jež nebyla vhodná pro výskyt lososovitých ryb. Tyto vody nebyly dosatečně čisté pro salmonidy, vysoce citlivé ke kvalitě prostředí.

I při zajištění bohaté potravní základny nestačily pro zdravý fyziologický vývoj ryb a jejich dlouhověkost (v závislosti na stavu zdraví), typickou právě pro tyto druhy. Současně při výskytu všech činitelů podporujících dominanci ryb z čeledi *Cyprinidae* a *Percidae* a relativně úspěšně se rozmnožujícího a přežívajícího síha marénu, byly vyskytující se druhy ryb čeledi *Salmonidae* též vystaveny výrazné mezidruhové konkurenci (Colby i in. 1972).

Přitom ale v letech 1996 i 1997 (Garbacik-Wesłowska 2000) byly evidovány úlovky lososa (jen v roce 1996) a pstruha mořského ve výši 7,2 tuny, představující 0,2 - 0,3 % celkové biomasy ryb vylovené ve Štětínském zálivu v tomto období, což představuje v porovnání s roky 1889-1920 (výlovy za třicet sezón), kdy byl Štětínský záliv značně méně znečištěný, jen průměrně 1,7 tuny za sezónu (Bartel a kol. 1998). Je pravda, že velikost úloků v uvedených letech nemusí přesně odpovídat velikosti (početnosti) populací lososa a pstruha mořského žijící a přijímající potravu ve Štětínském zálivu, tím méně nelze hovořit o úbytku lososovitých druhů ryb na této lokalitě. Udržení odpovídající velikosti populace lososa a pstruha mořského, díky čemu bylo možno odlovovat tak značné množství těch druhů ryb, bylo podporováno zarybňovacími akcemi (Domagała a Bartel 1997; Trzebiatowski a Domagała 1992a; b).

Podobný byl v zálivu vývoj situace u síha marény. Evidované odlovy tohoto druhu v letech 1985-1990 se udržovaly na úrovni okolo 2 tun ročně (Garbacik-Wesołowska 1994). Jelikož zarybňování bylo u síha bylo ukončeno v první polovině sedmdesátých let, dá se v tomto případě hovořit o stabilizaci generačního hejna v zálivu.

Na tomto místě je potřeba si položit otázku, proč lososovité ryby žijí a přijímají potravu v zálivu, v podmínkách jim kvalitou neodpovídajícího vodního biotopu. Dá se předpokládat, že lososovité ryby ulovené ve Štětínském zálivu zejména před obdobím jejich hájení, či po něm, u nichž se uskutečnil výtěr v jejich mateřských řekách v povodí Odry a Warty nebo bezprostředně v ústí do zálivu, jsou ryby vracející se z výtěru. Ve Štětínském zálivu období ochrany od konce roku 1996 Rozporządzenie (Nařízení ministra) (1996), pro lososa zahrnovalo celý rok, pro síha trvalo od 1. října do 31. Prosince. Současně minimální délky (míry) ryb činily u síha 40 cm a pstruha mořského 50 cm (Nařízení 1987; Nařízení 1996). Jelikož legální odlovy, a pouze takové jsou evidované, mohou být prováděny pouze v období legislativou povoleném, je nutno přiznat, že všechny zaevidované vylovené ryby, přinejmenším krátkodobě, přijímají potravu v zálivu. Zdá se, že hlavní příčinou výskytu lososovitých ryb v zálivu je zde se bohatě vyskytující dostupný výskyt potravy. Štětínský záliv mimo značného znečištění a vysoké trofii byl tom období vysoceproduktivním vodojemem (Garbacik-Wesołowska 1994; Wolnomiejski 1994), díky vysoké primární produkci představující 350 - 400 g $C \cdot m^{-2} \cdot rok^{-1}$, což je více něž 3 - 4 krát vyšší než v jižním Baltiku (Chojnacki 1998) a rozvíjející se hojnosti (Wolnomiejski 1994) společenství bentosu (průměrná biomasa makrofauny v otevřeném zálivu v letech 1982 – 1992 představovalo 55 $g \cdot m^{-2}$ – dominují *Chironomus plumosus* a *Oligochaeta*). V tom období průměrné evidované úlovky představovaly 3000 $tun \cdot rok^{-1}$, tj. kolem 60 $kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ (Garbacik-Wesołowska 1994). Jestliže připočteme k tomu ještě přibližně dalších 50 % (nebo více) na počet ryb vrácených z paluby (nemajících míru a plevelné ryby) a neevidované úlovky sportovních rybářů a pytláků (Wolnomiejski 1994), je produkce ryb v zálivu porovnatelná (Quelorget a Pethuisot 1992) s produkcí takových lokalit, jako je Veronská laguna (145 $kg \cdot ha^{-1}$) či ústí řeky Ebro (172 $kg \cdot ha^{1}$).

Zdá se, že vysoká produkce ryb, pokud jde o lososovité, byla dosažena díky intenzivní exploataci rybích zásob ve Štětínském zálivu. Vysoké intenzity exploatace zásob ryb bylo dosaženo použitím velmi různorodých způsobů lovu. V různých částech Štětínského zálivu, s ohledem na jejich hloubku, ale i roční dobu, byly k lovu lososovitých ryb využívány nejen různé pasivní a aktivní síťové prostředky, ale i nastražené hákové syystémy.

Exploatace rybích zásob v zálivu, včetně jezera Wicko, Kamieńského zálivu a jezera Dąbie v první polovině devadesátých let minulého století byla realizována prostřednictvím 260 rybářů sdružených v 10 rybářských základnách a využívajících k lovu 148 motorových lodí (Garbacik-Wesołowska 2000). Pouze na základě map pro jachtaře (Starzewski a Łyżwińska 1990), je možné odhadovat, že již před rokem 1990 kolem 50% plochy Velkého zálivu v místech hlubších než 4 m, a dále prakticky v celém okolí zálivu, bylo zaplněno instalovanými lovnými zařízeními. Lze tedy soudit, že již po roce 1990, v souvislosti se vzrůstem cen ryb nastoupil nárůst exploatace zásob ryb pomocí navýšení (zvýšení koncetrace) používaných lovných zařízení a jejich instalováním na čím dále větší ploše. Tak intenzivní odlov musel mít vliv na přelovení populace lososovitých ryb. Není možno vyloučit, že to byla hlavní příčina snížení početnosti populace lososovitých.

Pokud jde o síha ve Štětínském zálivu hlavní příčina zmn velikosti populace tohoto druhu mohla mít důvody v klimatických změnách, v jednotlivostech vyšší než dřívější (Pęczalska 1962) teploty vody v období reprodukce, což mohlo bý příčinou tohoto procesu.

ZÁVĚRY

1. Bylo zjištěno, že biotop Štětínského zálivu s ohledem na kvalitu vod odpovídající silně eutrofizovanému jezeru v první polovině devadesátých let minulého století byl místem (při využití kritérií využívaných pro hodnocení sladkých vod) klasifikovaným jako nevhodné pro život lososovitých ryb.
2. Značně vysoké výlovy lososovitých druhů ryb (losos, pstruh mořský) v tomto období, nejpravděpodobněji souvisely s odlovem ryb u nichž probíhaly roční migrace nebo krátkodobý příjem potravy ve Štětínském zálivu, kde existovaly dobré potravní podmínky. Vyrovnané výlovy síha marény svědčí o stabilizaci generačního hejna tohoto druhu v zálivu.

3. Dalšími důležitými příčinami majícími vliv na velikost populací lososovitých ryb v zálivu bylo určitě z jedné strany zarybňování (jen pokud jde o lososa a pstruha mořského), u síha marény naopak není zarybňování prováděno již od poloviny sedmdesátých let minulého století (v zálivu žije početná populace síha marény). Mimo toho na druhé straně, byl realizován velmi intezivní odlov ryb, hrozící přelovením populace lososovitých. Mezi další, pravděpodobně se podílející vlivy, lze dále zařadit rovněž klimatické změny (teplejší podzimy a zimy) spolu s vysokou mezidruhovou konkurencí (což je typické ve vodách eutrofizovaných nádrží) s druhy ryb masově se zde vyskytujícími (především okounem, candátem a ploticí).

SOUHRN

Práce uvádí výsledky dlouhodobého sledování kvality vody Štětínského zálivu v první polovině devadesátých let minulého století. Ty ukazují, že kvalita vody na 12 místech při 38 sledovaných parametrech neodpovídala normám biotopu vodního prostředí, jež jsou požadovány pro lososovité ryby. Ukazuje se, že především eutrofizovaný systém zálivu, vedle přelovení ryb, není příznivě nakloněn pro existenci lososa atlantského (*Salmo salar* L.) a pstruha mořského (*Salmo trutta* L.) a udržení původní populace síha (*Coregonus lavaretus* L.) v zálivu.

LITERATURA

*Alabaster J.S., Lloyd R.*1980 Water quality criteria for freshwater fish, FAO, London- Boston, 297 s.

Bartel R., Garbacik-Wesołowska. A., Waluga J., Wilkońska. H., Wysokiński A. 1998. Changes in Cathes of Fishes in the Szczecin Lagoon in 1988 - 1994, Proc. Symposium: The problems of menagement of fishery resources in the Polish and German waters of the Szczecin Lagoon and Pomeranian Bay, Świnoujście, 19-20 November 1996, Ed. Sea Fish Inst., Gdynia, s. 84 - 104.

Boczar J., Szaniawski A. 1993. Odprowadzanie i oczyszczanie ścieków z rejonu Szczecina. In: Jasnowska J. (red.), Stan środowiska miasta i rejonu Szczecina, Wyd. STN, Szczecin, s. 303-328.

Chojnacki J.C. 1998. Podstawy ekologii wód, Wyd. AR w Szczecinie, Szczecin, 98 s.

Colby P. J., Spangler G. R., Hurley D. A., McCombie A. M. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes, J. Fish Res. Bd, Canada, 29:95-983.

Domagała J., Bartel R. 1997. Przeżycia i wzrost podchowanego i żerującego wylęgu łososia (*Salmo salar* L.) wypuszczonego do małych cieków, Komunikaty Rybackie, (1):15-16.

Drzycimski I. 1986. Niekorzystne zmiany w biocenozie Zalewu, Aura, 7:10-11.

Drzycimski I. 1987. Zmiany w biocenozie Zalewu Szczecińskiego i ujścia Odry w latach 1950-1986 na tle warunków środowiskowych, Mater. Sesji Nauk. STN: Zagrożenie i ochrona środowiska przyrodniczego regionu szczecińskiego, Wyd. STN, Szczecin, s. 34-51.

Drzycimski I. 1989. Biocenoza estuarium Odry w latach 1948-1988, Mater. Seminarium: Ochrona wód Bałtyku, Wyd. AR w Szczecinie, Szczecin, s. 15-20.

Garbacik – Wesołowska A., Mutko T. (red.) 1994. Ichtiofauna i gospodarka rybacka Zalewu Szczecińskiego. w: Zalew Szczeciński. Wielki Zalew. Zmiany jakościowe w wieloleciu, Bibl. Monitoringu Środowiska, Warszawa, s. 55-62.

Garbacik-Wesołowska A. 2000. Charakterystyka rybołówstwa w zewnętrznych i wewnętrznych wodach morskich Wolińskiego Parku Narodowego, Klify, 4:199-205.

Guelorget 0., Perthuisot J.P. 1992. Paralic Ecosystems. Biological organization and functionning, Vie Milieu, 42:215 - 251.

Kompowski A., Pieńkowski W. 1992. Zmiany w połowach ryb słodkowodnych w polskiej części Zalewu Szczecińskiego i Zatoki Pomorskiej w latach 1960-1985, Szczec. Rocz. Nauk., 7:7-21.

Krzykawski S., Szypuła J. 1993. Ichtiofauna, w: Jasnowska J. (red.), 1993, Stan środowiska miasta rejonu Szczecina. Zagrożenia i ochrona, Wyd. Soc. Scient. Stetin., Szczecin, s. 127-146.

Lewis W. M., Morris D. P., 1986, Toxicity of nitrite to fish: A review, Trans Amer. Fish. Soc., 115:183-195.

Majewski A. (red.) 1980. Zalew Szczeciński, WKiŁ, Warszawa, 323 s.

Monin A.S. (red.) 1979. Chimija okieana, t.1. Chimija wod okieana, Izd. Nauka, Moskva, 518 s.

Opuszyński K. 1983. Podstawy biologii ryb, PWRiL, Warszawa, 592 s.

Pęczalska A. 1962. Badania nad sieją (*Coregonus lavaretus* L.), Zatoki Pomorskiej i Zalewu Szczecińskiego w latach 1956-1958, Prace MIR, Gdynia, Ser. A, 11:287-320.

Piesik Z. 1992. Możliwość biologicznej rekultywacji zalewu Szczecińskiego, Szczec. Rocz. Nauk. 7:23-36.

Poleszczuk G., Garbacik-Wesołowska A., Mutko T. 1995. Zmiany chemicznego składu wód spływających w dół estuarium Odry, Stud. Mater. MIR, Gdynia, Ser. A, 33:35-52.

Poleszczuk G., Sitek S. 1995. Hydrochemiczne badania stanu wód estuarium Odry – zakres i metodyka badań, Stud. Mater. MIR, Gdynia, Ser. A, 33:21-34.

Poleszczuk G. 1996. On Variability of Mineral Composition of Water in Roztoka Odrzańska (Odra River Mouth, Poland), Oceanol. Stud., 25:39-53.

Poleszczuk G, 1997. Charakterystyka chemiczna toni wodnej Zalewu Szczecińskiego (Zalewu Wielkiego) jako siedliska ichtiofauny, Rozpr. AR w Szczecinie, 179:1-102.

Poleszczuk G. 1998. Środowisko abiotyczne toni wodnej Zalewu Szczecińskiego, Stud. Rozpr. Uniw. Szczecińskiego, 292:1-207.
Prost M., 1994. Choroby ryb, PTNW, Lublin, 551 s.
Radziejewska T., Drzycimski I. 1988. Meiobenthic communities of the Szczecin Lagoon, Kieler Meeresforsch, 6:162-172.
RadziejewskaT., Drzycimski I. 1990. Dynamics of meiobenthic communities in a eutrophic and polluted estuary, Limnologica (Berlin), 20:83-88.
Robakiewicz W. (red.) 1993. Warunki hydrodynamiczne Zalewu Szczecińskiego i cieśnin łączących Zalew z Zatoką Pomorską, Hydrotechnika, 16:1-287.
Rozporządzenie, 1987, Ministra – Kierownika Urzędu Gospodarki Morskiej z dnia 28 lutego 1987, w sprawie ochrony rybołówstwa na Zalewie Szczecińskim, Dz. U. 1987, nr 10, poz.69.
Rozporządzenie, 1991, Ministra Ochrony Środowiska z dnia 5 listopada 1991, w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi, Dz.U. 1991, nr 116, poz. 503.
Siwicki A.K., Antychowicz J., Waluga J. 1994. Choroby ryb hodowlanych, IRŚ, Olsztyn, 376 s.
Starzewski M., Łyżwińska W. 1990. Zalew Szczeciński. Mapa żeglarsko-turystyczna, Wyd. PPWK im. Eugeniusza Romera, Warszawa-Wrocław, 2 s.
Trzebiatowski R., Domagała J. 1992a. Możliwości zwiększenia efektywności zarybiania cieków wylęgiem troci (*Salmo trutta* L.) I. Inkubacja ikry i podchów wylęgu, Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, Ser. Zootechnika, 218:35-40.
Trzebiatowski R., Domagała J. 1992b. Możliwości zwiększenia efektywności zarybiania cieków wylęgiem troci (*Salmo trutta* L.) II. Przeżycie wsiedlanego do cieków wylęgu podchowanego i pływającego, Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, Ser. Zootechnika, 218:41-44.
Wolnomiejski N. 1994. Ekologiczne studium makrofauny dna mulistego Zalewu Szczecińskiego (1982-1992), Stud. Mater. MIR, Gdynia, Ser A, 31:1-126.
Zarządzenie, 1996, Zarządzenie nr 2, Dyrektora Urzędu Morskiego w Szczecinie z dnia 2 grudnia 1996, w sprawie wykonywania rybołówstwa na Zalewie Szczecińskim Dz. Urzęd. Wojewody Szczecińskiego 1996, nr 21, poz. 145, s. 814–821.

Adresa autora:
Prof. ***Poleszczuk Goryzslaw***
University of Szczecin, Natural Science Faculty, ul. Felczaka 3a, 71-412 Szczecin, Poland
e-mail: polesz@univ.szczecin.pl

TRIAENOPHORUS NODULOSUS PALLAS, 1781 PARAZIT ŠTIKY ESOX LUCIUS L. A OKOUNA ŘÍČNÍHO PERCA FLUVIATILIS L.V MĚLKÉM, EUTROFNÍM JEZEŘE OŚWIN, V SEVERNÍM POLSKU

Triaenophorus nodulosus PALLAS, 1781 the parasite of pike Esox lucius L. and perch Perca fluviatilis L.in shallow eutrophic lake Oświn, Northern Poland

MIERZEJEWSKA K., WŁASOW T.

Abstract

The study was carried out in the shallow, eutrophic Lake Oświn, in the area of the "Seven Islands" ornithological reserve (northern Poland) to determine the infection of fish with Triaenophorus nodulosus. This paper presents a comparative analysis of the occurrence of parasite in fish from two parts of the reservoir differing in environmental conditions. The effect of fish size and season of sampling on the infection level was analyzed. Within the two years (1998 and 1999), 1091 fish of 8 species dominating in the lake were examined. Quarterly samples were collected simultaneously (in May, July, August, and October) from the two examined parts of the lake. T. nodulosus occurred with a high prevalence and intensity of infection in perch (plerocerkoids) and pike (adults). The infection of perch from the eastern part of the lake was significantly higher compared with the western part. It means that there are groups of perch living for a longer period in the particular parts of the lake. The infection of pike was not location-dependent. The infestation of parasite in pike varied significantly in different experimental periods while differences in the infection of perch in samples were incidental. The reason why the population of parasite increased currently is also discussed.

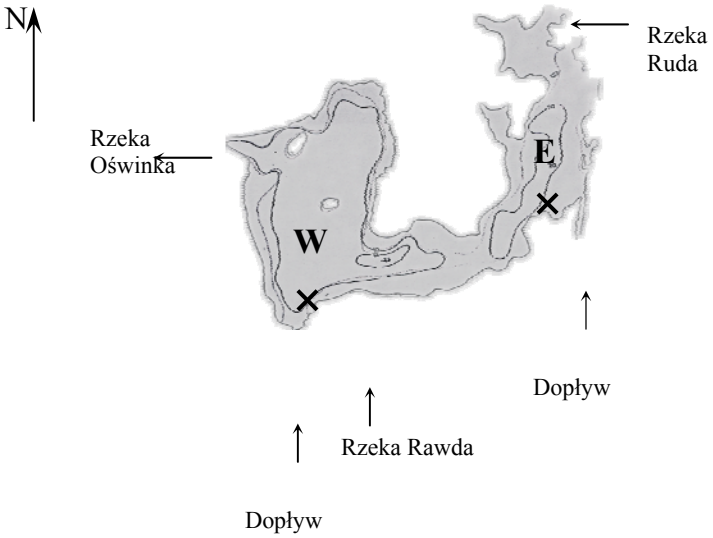
Klíčová slova: štika obecná, okoun říční, *Triaenophorus nodulosus*, jezero Oświn, rezervace "Siedem Wysp", Polsko

Key words: *pike, perch, Triaenophorus nodulosus, Lake Oświn, "Seven Islands" reserve, Poland*

ÚVOD

Vývoj tasemnice *Triaenophorus nodulosus* (Pseudophyllidae) probíhá za účasti plaktonních korýšů, hlavně *Cyclops strenuous* i *C. vicinus*. Plerocerkoidy parazitují nejčastěji u okouna říčního *Perca fluviatilis*, koljušky tříostné *Gasterosteus aculeatus,* mníka *Lota lota*, ježdíka obecného *Gymnocephalus cernuus*, slimule živorodé *Zoarces viviparus.* Hlavním konečným hostitelem je štika *Esox lucius* (Michajłow 1962). Vzhledem k patogennímu působení plerocerkoidů i jejich rozšíření je informace o *T. nodulosus* pro rybářské hodnocení vodojemů v Polsku velmi významná (Kozicka 1963). V mělkém (průměrná hloubka 1,7 m) eutrofním jezeře Oświn má tasemnice vhodné podmínky pro vývoj vzhledem k dostupnosti potravy a hydrostatickému tlaku (Michajłow 1962). Značné zatížení sledovaného vodojemu umělými hnojivy bylo do roku 1983 doprovázeno masovým úhynem ryb, bez významu nebylo ani náhlé poškození staré hráze na odtoku, jelikož vedlo k rychlému snížení hloubky jezera.

Rezervace „Siedem Wysp" (severní Polsko) zahrnující jezero Oświn (890 ha) je na seznamu RAMSAR (Ramsarská úmluva – Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam, zejména jako biotopy vodního ptactva). Snaha o renaturilizaci jezera budováním hráze na odtoku v roce 1992. Po zvednutí hladiny je proces eutrofizace jezera středně silný (Wiśniewski 2001 a, b, c, Wróbel a kol. 1999, Królikowska a kol. 2001). Jezero má dvě části – východní c vyšším přítokem biogenních látek (Wiśniewski 2001 a) a s větší trofií (Własow a kol. 2003), a západní (s větším odnosem biogenů). Obě části jsou odděleny úzkou mělčinou (obr. 1).



Obr. 1: Místa odlovu ryb (**X**) na jezeře Oświn; E – východní část, W- západní část
Fish catching areas (**X**) *in Lake Oświn. E - eastern, W - western part of the lake*

Předešlé informace o trienoforóze ryb z jezera Oświn pocházejí z doby před ekologickou katastrofou. Kozicka (1963) i Grabda a kol. (1958) ne našli rozdíly ve výskytu tasemnice v různých částech jezera. Cílem práce bylo stanovení aktuálního stupně napadení ryb parazitem *T. nodulosus* vzhledem k vlivu místa i doby odběru vzorků a také velikosti ryb na rozsah infekce.

MATERIÁL A METODIKA

Odebráno bylo 1091 kusů ryb z převažujících druhů: štika *Esox lucius*, plotice *Rutilus rutilus*, perlína *Scardinius erythrophthalmus*, lína *Tinca tinca*, cejnka *Blicca bjoerkna*, cejna *Abramis brama*, karase *Carassius carassius*, okouna *Perca fluviatilis*.

Ryby byly odlovovány pomocí tenatových sítí (rozměr ok 30 x 30 mm) v obou částech jezera (obr. 1) v květnu, červenci, srpnu a říjnu 1998 a 1999. Vzorky sestávaly z ryb z jednotlivých oblastí lovu. Velikostní charakteristika ryb je uvedena v tab. 1. Počítáno bylo: průměrná prevalence a intenzita nákazy a relativní hustota parazitů (Margolis a kol. 1982). Vliv místa a doby odlovu na nákazu ryb tasemnicí *T. nodulosus* byl hodnocen pomocí dvoufaktorové analýzy varance (ANOVA), významnost rozdílu ve výskytu parazitů v západní a východní části pomocí neparametrického testu (*U*) Manna-Whitneye. Závislost intenzity invaze na délce těla (lc) ryb byla popsána koeficientem korelace Pearsona – r. Statistické analýzy byly provedeny pomocí programu Statistica (verze 6, 1984-2001).

Tab.1: Biometrické údaje ryb použitých v práci
Characteristic of examined fish

Druh ryby	Počet (n) W	Délka l. c.(cm) Průměr (min.-max. SD)	Počet (n) E	Délka l.c. (cm) Průměr (min.-max. SD)
Štika obecná	63	50,17 (29,0-69,0; 11,56)	62	51,17 (2,5-88,0; 1,06)
Plotice obecná	79	16,87 (11,5-24,5; 3,78)	65	17,75 (11,0-25,5; 3,52)
Perlín ostrobřichý	57	19, 85 (12,0-25,0; 3,31)	79	18,71 (11,0-26,0; 4,2)
Lín obecný	56	28,86 (23,0-34,5; 3,07)	67	29,27 (22,5-41,0; 4,29)
Cejnek malý	70	15,19 (9,5-21,5; 3,22)	59	14,29 (10,5-21,5; 3,18)
Cejn velký	82	21,77 (9,0-34,0; 4,37)	81	23,44 (18,0-33,0; 3,52)
Karas obecný	40	21,99 (9,0-30,0; 4,60)	66	20,17 (11,5-41,0; 4,84)
Okoun říční	86	19,54 (11,5-31,5; 4,50)	79	19,56 (11,5-35,5; 5,68)
Celkem	533		558	

VÝSLEDKY

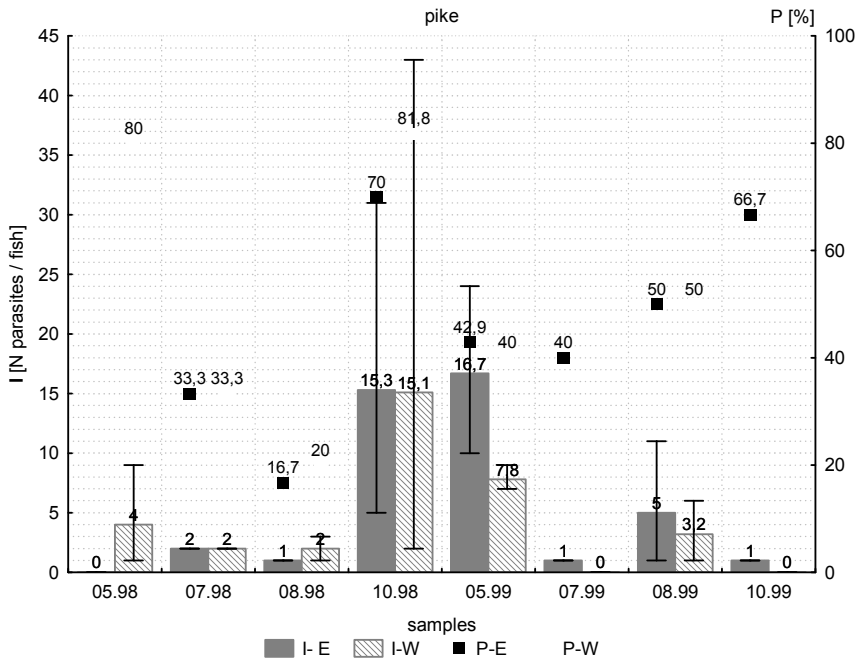
V játrech okounů bylo nalezeno značné množství velkých (do 0,5 cm v průměru) cyst s plerocerkoidy *Triaenophorus nodulosus* Pallas 1781, u cejna a karase se vyskytovaly sporadicky. Zralé tasemnice přítomny ve střevech zhruba 40 % vyšetřovaných štik. (tab. 2).

Tab. 2: Výskyt *Triaenophorus nodulosus* u ryb z východní (E) a západní (W) části jezera Oświn
The occurrence of Triaenophorus nodulosus in fish from eastern (E) andwestern part of the Oświn Lake

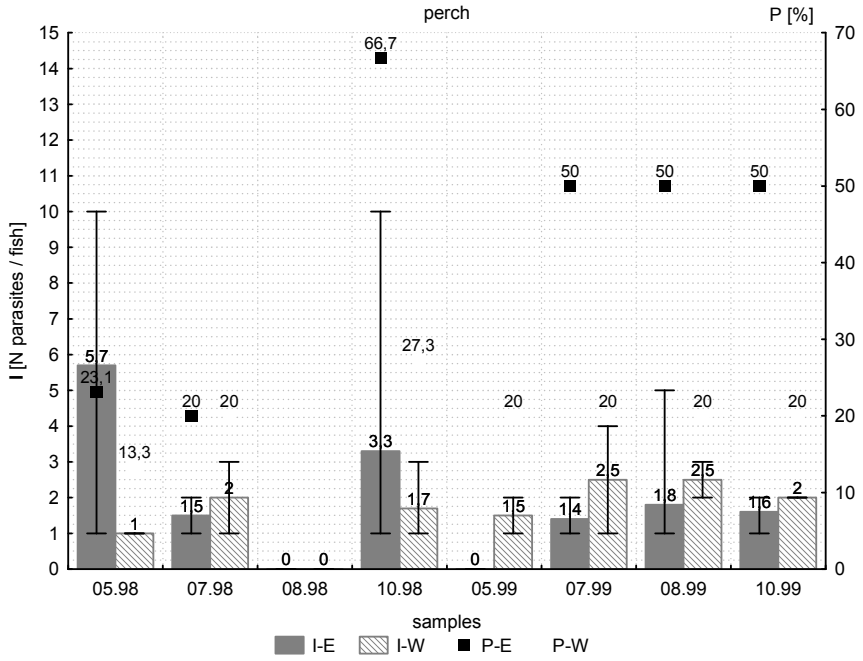
Druh ryby	Výskyt [%] E / W	Intenzita napadení		*Relative density* E / W
		průměr E / W	(min. - max.) E / W	
Štika [1]	40,3 / 39,7	7,7 / 8,2	1-31 / 1-43	3,10 / 2,30
Cejn velky[2]	1,2 / 0,0	1,0 / 0,0	1 / 0	0,01 / 0,00
Karas obecny[2]	1,5 / 0,0	1,0 / 0,0	1 / 0	0,02 / 0,00
Okoun říční[2]	32,9 17,4	2,5 / 1,9*	1-10 / 1-4	0,80 / 0,30

[1] dospělí paraziti [2] plerocerkoidy *significant differences

Nejsilnější nákaza štik byla pozorována v říjnu roku 1998 (obr. 2). Okoun z východní části byl nejsilněji napaden v květnu a říjnu 1998. V západní části byly ukazatele nákazy výrazně nižší ve srovnání s východní částí, nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v červenci a srpnu roku 1999 (obr. 3).



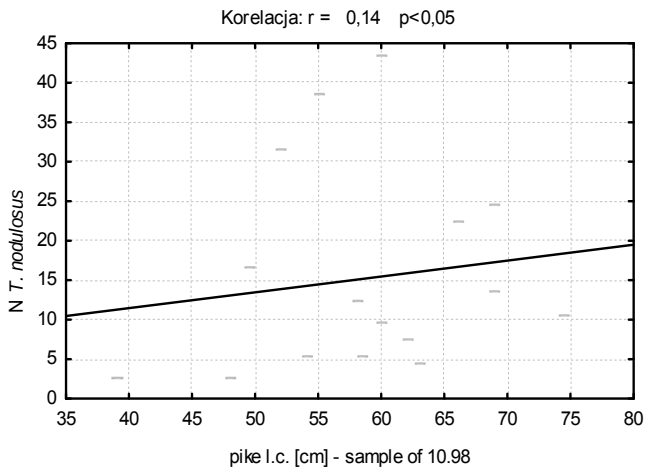
Obr. 2: Výskyt (P) a intenzita napadení (I) *Triaenophorus nodulosus* u štiky z východní (E) a západní (W) části jezera Oświn
Prevalence (P) and intensity of infection (I) of pike with T. nodulosus in samples from eastern (E) and western (W) part of the Lake Oświn



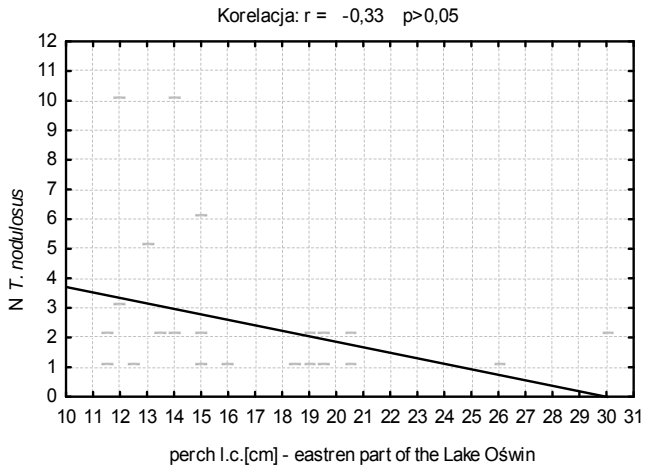
Obr. 3: Výskyt (P) a intenzita napadení (I) *Triaenophorus nodulosus* u okouna říčního z východní (E) a západní (W) části jezera Oświn
Prevalence (P) and intensity of infection (I) of perch with T. nodulosus in samples from eastern (E)and western (W) part of the Lake Oświn

Vliv místa odlovu ryb na hladinu nákazy u štiky byl značný (ANOVA – p<0,001). Změny nákazy u okouna v jednotlivých vzorcích měly náhodný charakter (ANOVA – p<0,05). Nákaza okouna plerocerkoidy byla značně vyšší ve východní části než v západní (ANOVA – p<0,05, *U*-test pro okouna s délkou těla menší než 21 cm při p<0,025). Nakažení štiky zralými formami tasemnice se ve sledovaných částech jezera nelišilo (ANOVA i *U*-test – p<0,05).

Nebyla potvrzena proporcionalita mezi délkou ryb a intenzitou napadení *T. nodulosus* (nedostatek významných koeficientů korelace mezi parametry) (obr. 4 a 5). Nejsilněji napadení okouni měly délku těla 12-15 cm (obr. 5).



Obr. 4: Závislost počtu *T. nodulosus* na délce těla u štiky (l.c.)
The numbers of T. nodulosus – the length (l. c.) of pike relationship



Obr. 5: Závislost počtu *T. nodulosus*na délce těla u kouna (l.c.)
The numbers of T. nodulosus – the length (l.c.) of perch relationship

DISKUSE A ZÁVĚR

Prevalence *T.nodulosus* u okouna z jezera Oświn (tab.2) byla nižší než v jiných vodojemech, kde je obvykle nakažena více než polovina ryb (Valtonen a kol. 1989, Kozicka 1953, Wierzbicki 1971). Průměrná intenzita infekce se nelišila od jiných jezer (1,5 – 2,5 jedince na rybu) (Kozicka 1953, Wierzbicki 1971, Kozicka 1958, Lucký a kol. 1984). Hladina infekce štiky (tab.2) byla rovněž průměrná (Valtonen a kol. 1989, Andersen a kol. 1992, Kozicka 1953).

Faktory regulující početnost tasemnice ve vodojemech různého typu jsou složité a dosud nejsou zcela vyjasněné. Pasivní nákaza v případě koracidií *T.nodulosus* přes *Cyclops strenuus* (Copepoda) a procerkoidů přes ryby je silně determinována hustotou výskytu parazita i hostitele (Pasternak a kol. 1999). Hustota planktonu v eutrofních jezerech nemá vždy vliv na růst populace parazita, protože většina planktofágů preferuje Cladocera před Copepoda (Lucký a kol. 1984). Okoun může být častěji nakažen v oligotrofních jezerech než v eutrofních (Lucký a kol. 1984) a než zněčištěných eutrofních (Valtonen a Koskivaara 1994).

V hlubokém (>37 m) a eutrofním jezeře Dargin byl okoun z pelagiálu silně napaden plerocerkoidy T. nodulosus ve srovnání s okounem z litorálu a na mělčinách kolem hrází (Wierzbicki 1971). Podle Chubba (1980) byla intenzita infekce u okouna v mělkých eutrofních jezerech vyšší než v hlubších mezotrofních. Podle Koziské

byla (1958, 1963) prevalence *T. nodulosus* u okouna v mělkém eutrofním jezeře Drużno (4,6% – 14,3%) i Oświn (4 %) mizivá.

V současných výzkumech je pozorován výrazný nárůst podílu napadech ryb (tab.2) i růst maximální intenzity nákazy u štiky – z 10 parazitů na rybě (Grabda a kol. 1958) do 43 parazitů. Růst populace parazita může být spojen se změnou životních podmínek po zvýšení hladiny vody jezera a také s omezením odlovu ryb v rezervaci. Snížení odlovů ryb v jezeře může napomáhat vzrůstu nákazy štiky a tím také zvyšovat počet parazitů v ohnisku nákazy pro okouna (Bauer a kol. 1972).

Silné patogenní působení *T. nodulosus* není spojeno s dospělými tasemnicemi, dokonce ani při masové infekci štiky (Michajłow 1962). Naproti tomu plerocerkoidy při zvýšené intenzitě nákazy vyvolávají nekrotické a degenerativní změny jater. Infekce má také vliv na somatické a pohlavní buňky a tím omezuje rozvoj populace okouna (Dieterich a kol. 2000). Spojení nepříznivých ekologických podmínek a masového výskytu parazita může vyústit až k vzplanutí epizootie (Chubb 1980). Možná, že menší vzrůst okouna v jezeře Oświn, ve srovnání s okolními jezery (Chybowski a kol. 2001), je způsoben patogenním působením plerocerkoidů *T. nodulosus*.

Značně vyšší nákaza okouna ve východní části (s vyšší dostupností biogenů) než v části západní může být spojena s rozdílnou distribucí Copepoda – mezihostitelů parazita. Analýza rozdílů v naoadení ryb jezera Oświn dovoluje předpokládat, že jisté skupiny ryb pobývají delší dobu ve východní části při porovnání se západní částí jezera. Tento závěr je potvrzován i v našich dalších pracech (Mierzejewska 2003), které ukázaly, že všichni dominantní parazité okouna se vyskytují s různou intenzitou ve sledovaných částech jezera. Podle Wierzbického (1971) rozdíly v druhové skladbě a kvantitativním složení parazitů okouna z různých pásem jezera Dargin jsou způsobeny faktem, že populace tohot druhu ryb se skládá z několika skupin žijících ve sledovaných místech po dlouhou dobu. Na rozdíl od okouna byla štika v obou částech jezera Oświn napadena v podobné intenzitě (tab.2). Invaze štiky nezávisí přímo na dostupnosti Copepoda, ale nastupuje konzumací ryb napadených plerocerkoidy.

Plerocerkoidy T. nodulosus se nejčastěji a nejhojněji vyskytovaly u okounů o délce těla 12 – 15 cm (obr.5). Po dosažení 15 cm a přechodu na dravý způsob obživy má okoun omezený kontakt se zdrojem nákazy. Po roce, maximálně po třech letech, dochází k zániku všech dříve získaných plerocerkoidů (Valtonen a kol. 1989).

Nejsilnější nákaza štiky v říjnu 1998 (obr.2) měla spojitost s ročním cyklem parazita: produkce vajíček probíhá v červnu, nakažení mezihostitelů v červenci a konečných na konci léta nebo v říjnu (Michajłow 1962). Dospělé tasemnice se mohou u štiky vyskytovat celý rok, což potvrzují současné analýzy (obr.2). Snížení intenzity invaze ryb v letních vzorcích je výsledkem úhynu dospělých parazitů v jarním období (Chubb 1980). V říjnu 1999 byly pozorovány poměrně malé štiky (tab.1), méně citlivé k infekci (Valtonen a kol. 1989) a méně zdecimované než vzorky z října 1998 (tab.1), proto též ukazatele nákazy nebyly velké (obr.2). Sledování změn nákazy u okouna v ročním cyklu je ztíženo, poněvadž plerocerkoidy žijí 1 – 3 roky a častěji se vyskytují současně živí a více či méně zdegenerovaní jedinci (Valtonen a kol. 1989).

Poděkování

Předložená práce vznikla v rámci řešení projektu 522 0804 - 205 UWM w Olsztynie Polsko.

LITERATURA

Andersen K., Valtonen E. T., 1992. Segregation and co-occurrence of larval cestodes in freshwater fishes in Bothnian Bay, Finland. Parasitology, 104: 161-168.

Bauer O. N., Zmerzlaya E. I., 1972. Raphidascarioz leshcha v ozerah Pskovskoy oblasti i mery borby s nim. Izvestiya GOSNIORKH, 80: 114-122.

Chubb J. C., 1980. Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes. III. Larval Cestoda and Nematoda. Advances in Parasitolology, 18: 1-120.

Chybowski Ł., Białokoz W., Krzywosz T., 2001. Ochrona ichtiofauny i raków. Materiały niepublikowane. IRS Pracownia Rybactwa Jeziorowego, Giżycko: ss.15, 4 tab., 16 ryc.

Dieterich A., Eckmann R., 2000. The infection of Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. With *Triaenophorus nodulosus* (Pallas) plerocercoids in Lake Constance (Germany). Bulletin of the European Association of Fish Pathology, 20 (1): 34-39.

Grabda E., Grabda J., 1958. Protokół z badań zdrowotności ryb w jeziorze Oświn w powiecie Węgorzewo. Materiały niepublikowane, ss. 3.

Kozicka J., 1953. Pasożyty ryb w jeziorze Tajty. Roczniki Nauk Rolniczych, D, 67: 171-186.

Kozicka J., 1958. Diseases of fishes of Drużno Lake. [Parasitofauna of the biocenosis of Drużno Lake - Part VII]. Acta Parasitologica Polonica, 6 (20): 393-432.

Kozicka J., 1963. Attempt of fishery-parasitologic estimation of the lakes of Węgorzewo establishment. Acta Parasitologica Polonica, 11 (8): 113-13.

Królikowska J., Wróbel J., 2001. Struktura i skład roślinności wodnej w płytkim, eutroficznym jeziorze Oświn. Materiały niepublikowane: ss. 23, 2 ryc., 3 tab.

Lucký Z., Navratil S., 1984. Parasitic diseases of the perch (*Perca fluviatilis*) in retention reservoirs of the Morava river basin, Acta Veterinaria Brno, 53: 81-90.

Margolis L., Esch G.W., Holmes J.C., Kuris A.M., Schad G.A., 1982. The use of ecological terms in parasitology (report of an ad hoc committee of the American Society of Parasitologists). International Journal for Parasitology, 68: 131-133.

Michajłow W., 1962. Species of the genus *Triaenophorus* (Cestoda) and their hosts in various geographical regions. Acta Parasitologica Polonica, 10 (1): 1-38.

Mierzejewska K., 2003. Pasożytnicze Metazoa ryb jeziora Oświn - z obszaru prawnie chronionego. Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa UWM w Olsztynie - praca doktorska: ss. 182.

Pasternak A. F., Pulkkinen K., Mikheev V.N., Hasu T., Valtonen E.T., 1999. Factors affecting abundance of *Triaenophorus* infection in *Cyclops strennus*, and parasite-induced changes in host fitness. International Journal for Parasitology, 29: 1793-1801.

Valtonen E. T., Koskivaara M., 1994. Relationship between the parasites of some wild and cultured fishes in two lakes and fish farm in Central Finland. International Journal for Parasitology, 24: 109-118

Valtonen E. T., Rintamaki P., Lappalainen M., 1989. *Triaenophorus nodulosus* and *T. crassus* in fish from Northern Finland. Folia Parasitologica, 36: 351-370.

Wierzbicki K., 1971. The effect of ecological conditions on the parasite fauna of perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Dargin. Ekologia Polska, 19 (5): 73-86.

Wiśniewski R.J., 2001 a. Wody powierzchniowe w rezerwacie "Siedem Wysp", "Bajory", "Kałeckie Błota" stan i zagrożenia. Instytut Ekologii PAN, Łomianki. Materiały niepublikowane: ss. 18, 10 ryc., 6 tab.

Wiśniewski R.J., 2001 b. Rola osadów dennych w obiegu fosforu i azotu w ekosystemie jeziora Oświn. Instytut Ekologii PAN, Łomianki. Materiały niepublikowane: ss.14, 8 ryc., 5 tab.

Wiśniewski R.J., 2001 c. Zoobentos jeziora Oświn. Instytut Ekologii PAN. Łomianki. Materiały niepublikowane: ss. 8, 5 ryc., 3 tab.

Własow T., Zmysłowska I., Lewandowska D., Mierzejewska K., Idzikowski R., Ziomek E., 2003. Bacteria and parasites on the gills of pike *Esox lucius* L. and tench *Tinca tinca* (L.) as indices of the trophic level of Oświn Lake (north-eastern Poland). Archives of Polish Fisheries, 11, 2: 225 - 235.

Wróbel J., Królikowska J., 1999. Problemy ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w Polskich Parkach Narodowych. Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Lublin: 236-242.

Adresa autorů:

Dr Katarzyna **Mierzejewska**, Zakład Biologii i Ekologii Ryb, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie. Ul. Oczapowskiego 5, 10-718 Olsztyn – Kortowo, Polska. katarzyna.mierzejewska@uwm.edu.pl

Dr hab. Teresa **Własow**, prof. UWM, Zakład Genetyki Ewolucyjnej, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, UWM w Olsztynie. tewlasow@uwm.edu.pl

ROZDÍLY VE VÝSKYTU ERGASILUS SIEBOLDI NORDMANN, 1832 U RYB ZE DVOU ČÁSTÍ JEZERA OŚWIN V SEVERNÍM POLSKU

Different occurrence of Ergasilus sieboldi NORDMANN, 1832 in fish from two parts of the lake OŚWIN in Northern Poland

WŁASOW T., MIERZEJEWSKA K., WZIĄTEK B.

Abstract

The study was performed in the shallow, eutrophic Lake Oświn, in the area of the "Seven Islands" ornithological reserve (northern Poland) to determine the infection of fish with Ergasilus sieboldi. This paper presents a comparative analysis of the occurrence of parasite in fish from two parts of the reservoir differing in environmental conditions. The effect of fish size and season on the infection level was analyzed. Within the two years (1998 and 1999), 1091 fish of 8 species dominating in the lake were examined. Quarterly samples were collected simultaneously (in May, July, August, and October) from the two examined parts of the lake. E. sieboldi occurred in all species examined, with a high prevalence and intensity of infection in tench, pike and rudd. The infection of pike and rudd was location-dependent, the infection of tench did not differ significantly in particular parts of the lake. The infestation of parasite in pike and rudd varied significantly in experimental periods, in the case of tench changes in the infection level in samples were incidental. The effect of ecological catastrophe on the parasite population is also discussed.

Klíčová slova: ryby, *Ergasilus sieboldi*, jezero Oświn, rezervace "Siedem Wysp", Polsko
Key words: *fish, Ergasilus sieboldi, Lake Oświn, "Seven Islands" reserve, Poland*

ÚVOD

Ergasilus sieboldi Nordmann, 1832 je v Polsku rozšířeným parazitem nebezpečným hlavně pro lína (Kozicka 1958, Zmerzlaya 1972). Často se také vyskytuje u cejny, candáta, okouna nebo plotice (Pojmańska 1984). Vzhledem k obecnému rozšíření a patogennímu působení (Einszporn-Orecka 1973) má výzkum hladiny nákazy ryb tímto parazitem značný význam pro rybářsko-patologické hodnocení jezer v Polsku (Kozicka 1963). Údaje (Kozicka 1958, Tuuha a kol. 1992) svědčí o tom, že stupeň infekce mezihostitelů závisí na podmínkách prostředí. Proto je cílem analýza výskytu E. Sieboldi u ryb ve vodojemech různého typu a také v různých částech téhož vodojemu. Současný výzkum byl prováděn v mělkém (průměrná hloubka 1 m) eutrofním jezeře Oświn ležícím v ornitologické rezervaci „Siedem Wysp" (severní Polsko) a podléhajícím Konvenci RAMSAR. Jezero je tvořeno dvěmi částmi oddělenými mělčinou; východní část je troficky bohatší (Wlasow a kol. 2003) a západní část má vyšší sorbční potenciál sedimentů a vyšší přínos biogenů (Wiśniewski 2001 a, b, c). V roce 1983 vedlo hnojení jezera umělými hnojivy při snížení hladiny k ekologické katastrofě doprovázené masovým úhynem ryb. V roce 1993 s cílem renaturalizace ekosystému byla zvýšena hladina vody v jezeře o 1 m. Proces eutrofizace jezera je nyní středně silný zaawansowany (Wiśniewski 2001 a, b, c, Wróbel a kol. 1999, Królikowska a kol. 2001).

MATERIÁL A METODIKA

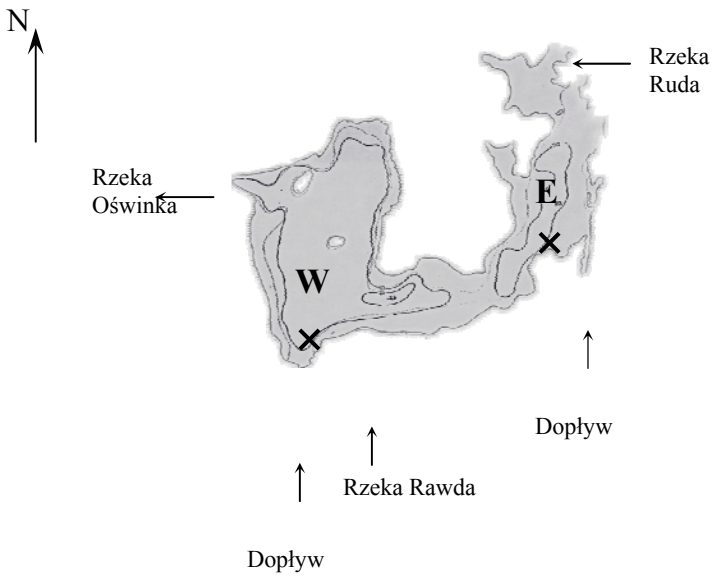
Odebráno bylo 1091 kusů ryb z druhů dominujících v jezeře: štika *Esox lucius*, plotice *Rutilus rutilus*, perlín *Scardinius erythrophtpalmus*, lín *Tinca tinca*, cejnek *Blicca bjoerkna*, cejn *Abramis brama*, karas *Carassius carassius*, okoun *Perca fluviatilis*.

Ryba byly loveny tenatovými sítěmi (velikost ok 30 x 30 mm) v obou částech jezera (obr. 1) v květnu, červenci, srpnu a říjnu 1998 a 1999. Vzorky se skládaly z ryb získaných v jednotlivých místech odlovu. Charakteristika zkoumaného materiálu je uvedena v tab. 1. Stanoveny byly ekoporazitologické ukazatele: prevalence, průměrná intenzita nákazy a také hustota parazita (Margolis a kol. 1982). Vliv místa a doby odběru vzorků na nákazu ryb parazitem E.sieboldi byl stanovován dvoufaktorovou analýzou variance (ANOVA), významnost rozdílu ve výskytu parazita ve východní a západní části pak neparametrickým testem Mann-Whitney (*U*). Analyzován byl průběh změn relativního počtu parazitů ve vztahu k délce těla ryb. Statistické práce byly provedeny pomocí programu Statistica (verze 6).

VÝSLEDKY

Ergasilus sieboldi se vyskytoval u všech zkoumaných druhů ryb, nejčastěji u lína, štiky a perlína, sporadicky u plotice a okouna, u ostatních druhů relativní hustota nepřekročila hodnotu jednoho parazita na rybě (tab.2). Prevalence u lína byla na vysokém stupni po celou dobu výzkumu. Maximální intenzita nákazy ryb v západní části jezera byla 1307 jedinců na rybě (říjen 1998), ve východní části 602 jedinců na rybě (červenec 1999, obr.2). Ukazatelé infekce u štiky – v obou částech jezera – dosáhly maximálních hodnot v říjnu 1999, v západní části byly výrazně nižší než ve východní části (obr.2). Perlín byl nakažen nejvíce v květnu 1998 (západní část) a v červenci 1998 (východní část), ukazatele infekce potvrzené v západní části – ve většině vzorků

– byly výrazně nižší než ve východní části (obr.2). Doba sledování měla významný vliv na hladinu infekce u štiky i perlína (ANOVA, $p<0,001$ a $p<0,01$), změny ukazatelů nákyzy u lína v jednotlivých vzorcích měly náhodný charakter. Relativní množství korýšů u štiky se snižovalo se zvětšením délky těla (souhlasně podle křivky exponenciální funkce při $R^2=0,67$) (obr.3). Nákazy lína a perlína se neměnila v rozsahu sledovaných velikostí ryb (tab.1).



Obr. 1: Místa odlovu ryb (X) v jezeře Oświn; E – východní část, W- západní část
Fish catching areas (**X**) *in Lake Oświn. E - eastern, W - western part of the lake*

Tab. 1: Biometrické údaje ryb použitých v práci
Characteristic of the fish examined

Druh ryby	Počet (n) W	Délka (l.c.) [cm] Průměr (min-max. SD*)	Počet (n) E	Délka (l.c.) [cm] Průměr (min-max. SD*)
Štíka obecná	63	50.17 (29.0-69.0; 11.56)	62	51.17 (28.5-88.0; 11.06)
Plotice obecná	79	16.87 (11.5-24.5; 3.78)	65	17.75 (11.0-25.5; 3.52)
Perlín obecný	57	19.85 (12.0-25.0; 3.31)	79	18.71 (11.0-26.0; 4.2)
Lín obecný	56	28.86 (23.0-34.5; 3.07)	67	29.27 (22.5-41.0; 4.29)
Cejnek malý	70	15.19 (9.5-21.5; 3.22)	59	14.29 (10.5-21.5; 3.18)
Cejn velký	82	21.77 (9.0-34.0; 4.37)	81	23.44 (18.0-33.0; 3.52)
Karas obecný	40	21.99 (9.0-30.0; 4.60)	66	20.17 (11.5-41.0; 4.84)
Okoun říční	86	19.54 (11.5-31.5; 4.50)	79	19.56 (11.5-35.5; 5.68)
Total	533		558	

** SD – standard deviation*

DISKUSE A ZÁVĚR

Jezero Oświn – mělké a prohřáté, poskytuje vhodné podmínky pro vývoj korýšů. Zvýšená teplota zkracuje průběh vývojového cyklu a může mít vliv i na růst počtu generací (Grabda 1956). Ergasilis sieboldi se vyskytoval u všech sledovaných ryb, nejvíce a s nejvyšší prevalencí u lína. Nejvýznačnějšími mezihostiteli jsoui štika a perlín (tab.2).

Zdravotní stav lína z jezera Oświn vzhledem k silné nákaze parazitem vyvolával obavy již v padesátých letech (Grabda a kol. 1985). Parazit vyvolává mechanické poškození, nekrotické změny i zánětlivé změny žaberního epitelu, při vyšší intenzitě nákazy pak i anemii a změny v krevním obraze (Einszporn-Orecka 1973). V jezeře panující podmínky nahrávají růstu populace parazita. Současné výzkumy ukázaly nižší nákazu mezihostitelů než v porovnávané době (prevalence u štiky se snížila z 95 % (Kozicka 1963) na zhruba 40 %) a také podobnou hladinu u lína (tab.2). Na početnost E.sieboldi ve zkoumaném jezeře mohly mít vliv faktory

spojené s ekologickou katastrofou, působící selektivně jak na ryby tak i na volně žijící vývojová stadia korýšů. Ve srovnání s jinými nádržemi v Polsku byla hladina infekce v jezeře Oświn velmi vysoká (Kozicka 1958 i 1953, Enayat a kol. 1987, Piasecki 1993).

Současné výzkumy potvrzují předpoklady, že nákaza ryb-mezihostitelů parazitem E. Sieboldi závisí na podmínkách prostředí (Kozicka 1958, Tuuha a kol.1992, Valtonen a Koskivaara 1994). Štika ve východní části byla silněji nakažena než v části západní, u perlína to však bylo naopak. U lína nebyl rozdíl pozorován (tab.2, obr.2).

Tab. 2 Výskyt *Ergasilus sieboldi* u ryb we wschodniej (E) i zachodniej (W) części jeziora Oświn
The occurrence of Ergasilus sieboldi in fish from eastern (E) and western (W) part of the Lake Oświn

Druh ryby	Výskyt [%] E / W	Intenzita napadení		Relative density E / W
		Průměr E / W	Min. – max. E / W	
Štíka obecná	45,2 / 42,8	36,8 / 24,5*	2-158 / 1-105	3.10 / 2.30
Plotíce obecná	4,6 / -	1 / -	1-1 / -	0,05 / -
Perlín ostrobřichý	21,5 / 31,6	*10,1 / 26,9	1-53 / 1-103	2,20 / 8,50
Lín obecný	88,1 / 92,9	79,3 / 97,1	3-602 / 1-1307	69,90 / 90,20
Cejnek malý	3,4 / 5,7	8,5 / 2,3	2-15 / 1-5	0,29 / 0,13
Cejn velký	21,0 / 23,2	17, / 2,4	1-5 / 1-7	0,36 / 0,56
Karas obecný	18,2 / 20,0	3,0 / 16,5	1-9 / 1-105	0,50 / 3,30
Okoun říční	5,1 / 3,5	1,8 / 1,3	1-4 / 1-2	0,09 / 0,05

*significant differences

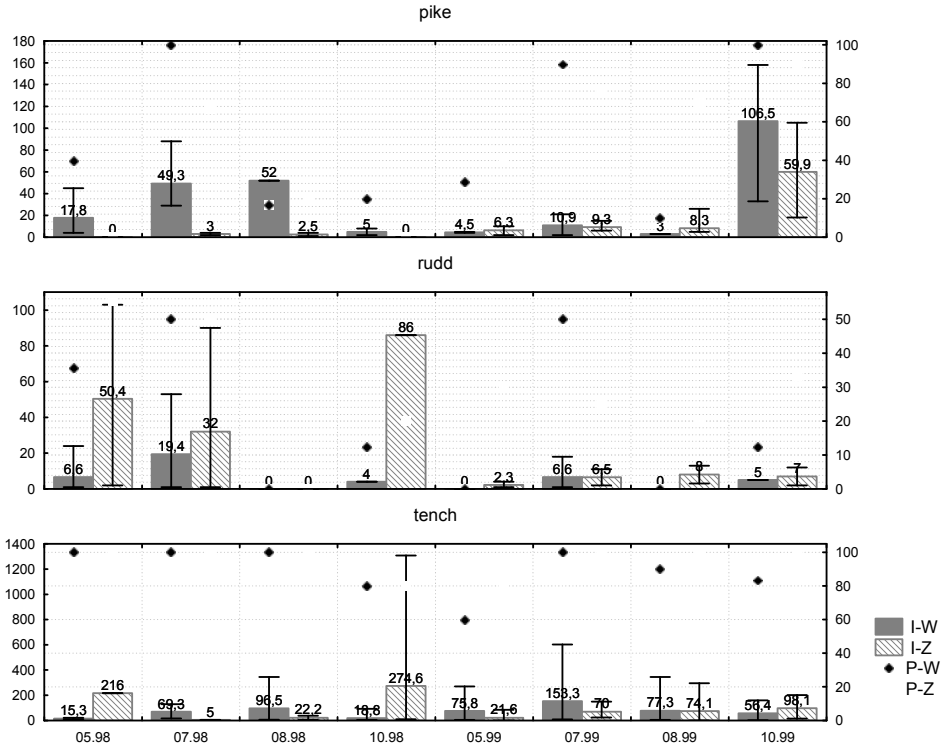
Bylo potvrzeno, že (Tuuha a kol. 1992, Valtonen a Koskivaara 1994) u okouna se *E.sieboldi* objevuje častěji v oligotrofních vodách než v eutrofních. V jezeře Oświn celková prevalence u okouna od 3,5 % v západní části do 5,1 % ve východní části byla podobná té, jež je charakteristická pro eutrofní jezera (tab.3) (Tuuha a kol. 1992). Intenzita nákazy u okouna se nelišila v jednotlivých sledovaných částech jezera (tab.2).

Statistická analýza ukázala, že nákaza štiky i perlína parazitem *E.sieboldi* závisela na době odběru vzorků, ale to se nopotvrdilo v případě lína. Početnost parazita u ryb vzrůstá obvykle na jaře i na podzim, kdy jsou žábry osídlovány postupně pokoleními samic (Zmerzlaya 1972, Pojmańska 1984). Podzimní nárůst ukazatelů nákazy se projevil ve vzorku z října 1999 u štiky, ve vzorku z října 1998 u perlína a lína z východní části. Jarní nárůst parazita byl u perlína z východní části v květnu 1998 (obr.2).

Zmerzlaya (1972) ukázala, že lín po dosažení 15 cm je více nakažen než lín menší. U lína z jezera Oświn – ve velikosti 22,5-41,0 cm – nebyla potvrzena spojitost mezi intenzitou nákazy a velikostí ryb. Nebyla potvrzena ani souvislost mezi délkou těla a nákazou u perlína. Štika v prvém roce života obvykle není napadena parazitem *E.sieboldi* nebo jen jedinci, hlavně jsou napadeny ryby o délce 20-60 cm (Zmerzlaya 1972). U štiky v jezeře Oświn o délce 28,5-88,0 cm (tab.1) se relativní počet korýšů překvapivě snižoval se zvyšující se délkou těla ryb (obr.3), pravděpodobně jako důsledek vzrůstu odolnosti starších štik k infekci.

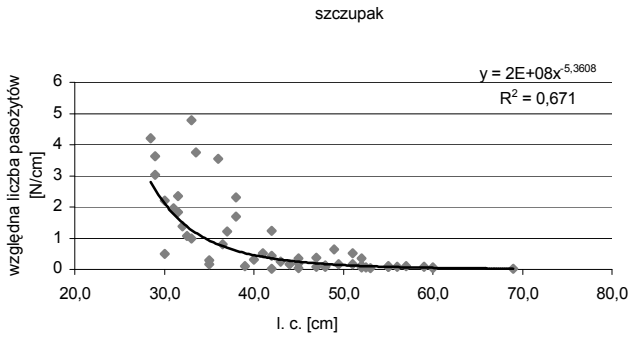
Poděkování

Předložená práce vznikla v rámci řešení projektu 522 0804 - 205 UWM w Olsztynie, Polsko.



Obr. 2: Výskyt (P) a intenzita napadení (I) *Ergasilus sieboldi* u štiky, perlína a lína z východní (E) a západní (W) části jezera Oświn

P*revalence (P) and intensity of infection (I) of pike,rudd and tench with E. sieboldi in samples from eastern (E) and western (W) part of the Lake Oświn*



Obr. 3: Vztah relativního počtu *Ergasilus sieboldi* a délkou těla (l. c.) u štiky
The numbers of Ergasilus sieboldi – the body length (l.c.) of pike relationship.

Literatura

Einszporn-Orecka T., 1973. Changes in the picture of peripheral blood of tench *Tinca tinca* (L.) under the influence of *Ergasilus sieboldi* Nordm. II. Changes in the leucocytes system. Acta Parasitologica Polonica, 21 (36): 485-499.

Enayat S., Reda A., 1987. An analysis of parasite fauna of bream, *Abramis brama* (L.) in Vistula near Warszawa in relation to the character of fish habitat. I. Review of parasites species. Acta Parasitologica Polonica, 32,(4): 309-326.

Grabda J.,1956.Uwagi na temat badań nad pasożytniczymi widłonogami Polski. Wiadomości Parazytologiczne, 4: 222-226.

Grabda E., Grabda J., 1958. Protokół z badań zdrowotności ryb w jeziorze Oświn w powiecie Węgorzewo. Materiały niepublikowane, ss. 3.

Kozicka J., 1958. Diseases of fishes of Drużno Lake.Parasitofauna of the biocenosis of Drużno Lake. P.VII]. Acta Parasitologica Polonica, 6 (20): 393-432.

Kozicka J., 1963. Attempt of fishery-parasitologic estimation of the lakes of Węgorzewo establishment. Acta Parasitologica Polonica, 11, (8): 113-13.

Królikowska J., Wróbel J., 2001. Struktura i skład roślinności wodnej w płytkim, eutroficznym jeziorze Oświn. Materiały niepublikowane: ss. 23, 2 ryc., 3 tab.
Margolis L., Esch G.W., Holmes J.C., Kuris A.M., Schad G.A., 1982.The use of ecological terms in parasitology (report of an ad hoc committee of the American Society of Parasitologists). International Journal for Parasitology, 68: 131-133.
Piasecki W., 1993. Crustacean parasites from three fish species from the Odra River estuary, Poland. Acta Ichthyologica et Piscatoria, 23 (1): 77-78.
Pojmańska T., 1984. An analysis of seasonality of incidence and maturation of some fish parasites, with regard to thermal factor. I. General methods. *Ergasilus sieboldi* Nordmann 1832. Acta Parasitologica Polonica, 9: 217-228.
Tuuha H., Valtonen E. T. , Taskinen J., 1992. Ergasilid copepods as parasites of perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in Central Finland: seasonality, maturity and environmental influence. Journal of Zoology, Lond., 228: 405-422.
Valtonen E. T., Koskivaara M., 1994. Relationship between the parasites of some wild and cultured fishes in two lakes and fish farm in Central Finland. International Journal for Parasitology, 24: 109-118
Wiśniewski R.J., 2001 a. Wody powierzchniowe w rezerwacie "Siedem Wysp", "Bajory", "Kałeckie Błota", stan i zagrożenia. Instytut Ekologii PAN, Łomianki. Materiały niepublikowane: ss. 18, 10 ryc., 6 tab.
Wiśniewski R.J., 2001 b. Rola osadów dennych w obiegu fosforu i azotu w ekosystemie jeziora Oświn. Instytut Ekologii PAN, Łomianki. Materiały niepublikowane: ss.14, 8 ryc., 5 tab.
Wiśniewski R.J. 2001 c. Zoobentos jeziora Oświn.Instytut Ekologii PAN, Łomianki. Materiały niepublikowane, ss. 8, 5 ryc., 3 tab.
Własow T., Zmysłowska I., Lewandowska D., Mierzejewska K., Idzikowski R., Ziomek E., 2003. Bacteria and parasites on the gills of pike *Esox lucius* L. and tench *Tinca tinca* (L.) as indices of the trophic level of Oświn Lake (north-eastern Poland). Archives of Polish Fisheries, 11, (2): 225 - 235.
Wróbel J., Królikowska J., 1999. Problemy ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w Polskich Parkach Narodowych. Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Lublin: 236-242.
Zmerzlaya E. I.,1972. *Ergasilus sieboldi* Nordmann, 1832 yego razvitiye, biologiya i epizootologiceskoye znacenie. Izvestiya GOSNIORCH, 80: 132-177.

Adresa autorů:

Dr hab. Teresa **Własow**, prof. UWM, Zakład Genetyki Ewolucyjnej, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie. Ul. Oczapowskiego 5, 10-718 Olsztyn – Kortowo, Polska. tewlasow@uwm.edu.pl
Dr Katarzyna **Mierzejewska**, Zakład Biologii i Ekologii Ryb, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, UWM w Olsztynie. katarzyna.mierzejewska@uwm.edu.pl
Dr Bogdan **Wziątek,** Zakład Biologii i Ekologii Ryb, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, UWM w Olsztynie. bogdan.wziatek@uwm.edu.pl

TVORBA METHEMOGLOBINU U TILÁPIE NILSKÉ (*OREOCHROMIS NILOTICUS)* JAKO DŮSLEDEK ZVÝŠENÉ KONCENTRACE DUSITANŮ VE VODĚ

Nitrite-induced methaemoglobinaemia in Nile tilapia (Oreochromis niloticus)

MÁCHOVÁ J., KROUPOVÁ H., SVOBODOVÁ Z., VALENTOVÁ O., PIAČKOVÁ V., HAMÁČKOVÁ J.

Abstract

Nitrite is one of the most important toxicants to fish. Nitrite, a primary concern in fish hatchery with water reuse system, can accumulate to dangerous concentrations if biological filtration is compromised. The aim of this study was to sum up results of laboratory experiments carried out on Nile tilapia (Oreochromis niloticus). Only 3-h exposure to 36 mg.l^{-1} NO_2^- in chloride poor water (10 mg.l^{-1}) cause elevation of methaemoglobin (metHb) level to 10 %, whereas the content of metHb in fish exposed to the same concentration of nitrite in chloride enriched water (71 mg.l^{-1}) and control fish did not exceed 3 %. The blood metHb content increased to 79 % and 56 % mortality occurred in group 1 after 24-h exposure under the same condition, no mortality and lower metHb content (34 %) occurred in group 2. No changes appeared in control fish. Less than one third of fish died in group 1 after the next 24 hours, blood metHb content did not remarkly change in surviving fish, in group 2 and in control fish. Fish from group 2 and control fish were subsequently transferred into chloride poor water (10 mg.l^{-1}) with lower nitrite content (16 mg.l^{-1}). The control fish developed higher levels of metHb (76 %) than fish from group 2 (46 %) after 24-h exposure under these conditions. The results of our 72-h experiment suggest that Nile tilapia acclimate to enhanced nitrite concentration. This conclusion was not established at lower temperature of water.

ÚVOD

Dusitany zpravidla doprovázejí ve vodách dusičnany a formy amoniakálního dusíku. Vzhledem ke své chemické a biochemické labilitě se obvykle vyskytují ve velmi malých a často jen stopových koncentracích (řádově tisíciny až setiny mg.l^{-1} N-NO_2^-) (Pitter, 1999). V přírodních vodách dusitany mezi anorganickými formami dusíku nikdy nedominují, protože v oxických podmínkách jsou rychle transformovány nitrifikací na dusičnany.

Zvýšené koncentrace dusitanů (řádově desetiny až jednotky mg.l^{-1} N-NO_2^- se mohou vyskytovat ve vodách v intenzivních chovech ryb, zejména v recirkulačních systémech. Vysoké koncentrace dusitanů se objevují obvykle po zahájení provozu, kdy ještě nejsou v plně zapracovány biologické filtry a existuje zde nerovnováha v procesu nitrifikace (Svobodová et al., 2003).

Dusitany jsou pro ryby toxické. Vstřebávají se přes tzv. „chloridové“ buňky žaber do krve, kde se vážou na barvivo hemoglobin za vzniku methemoglobinu. Methemoglobin nemá schopnost přenášet kyslík, a tak se snižuje kapacita krve pro transport kyslíku. Zvýšené množství methemoglobinu v krvi bývá doprovázeno hnědým zbarvením krve a žaber. Při výrazném zvýšení obsahu methemoglobinu v krvi jsou ryby malátné, ztrácejí orientaci únikový reflex, objevují se záškuby až křeče svaloviny (Svobodová et al., 1992, Svobodová et al., 2003).

Dusitany mají vliv i na další fyziologické funkce ryb (kardiovaskulární, endokrinní, vylučovací procesy atd.). Výsledná toxicita dusitanů je výsledkem kombinace několika vlivů (Jensen, 2003). Z našich zkušeností vyplývá, že problémy se zvýšenými koncentracemi dusitanů jsou opakovanou příčinou úhynů ryb v recirkulačních systémech. Proto je na našem pracovišti tomuto problému věnována s cílem navrhnout opatření, která by minimalizovala ztráty v chovech ryb v recirkulačních systémech.

METODIKA

Pokusy byly zaměřeny na ověření vlivu vybraných parametrů kvality vody na zdravotní stav ryb. Jako testovací organismus byla použita tilápie nilská (*Oreochromis niloticus*) o průměrné hmotnosti 197,5 ± 51,4 g. Pokusné ryby byly získány z odchovny ryb s recirkulačním systémem VÚRH JU Vodňany. Před zahájením testu byly ryby po dobu 3 dnů adaptovány na prostředí pokusu. Po dobu adaptace a samotného testu ryby nebyly krmeny. V průběhu pokusu byly ryby po dobu 3 - 48 hodin vystavovány zvýšeným koncentracím dusitanů při rozdílných teplotách vody a různých koncetracích chloridů v ředicí vodě. Ve zvolených intervalech byla rybám odebírána krev a zjišťována koncentrace methemoglobinu. V rámci laboratorního sledování byly provedeny tři pokusy.

Jako ředicí voda byla použita vodovodní voda s obsahem chloridů 11 mg.l^{-1} Cl^-. Dusitany byly do vody dávkovány ve formě dusitanu sodného $NaNO_2$ p.a., chloridy ve formě chloridu sodného NaCl p.a.

Stanovení fyzikálně chemických parametrů kvality vody bylo prováděno podle standardních metod.

Stanovení methemoglobinu (dále jen metHb) bylo provedeno podle Svobodové et al. (1986). Krev byla rybám odebírána kardiální punkcí, jako antikoagulant byl použit heparin sodný. Krev byla odstředěna v chlazené odstředivce při teplotě 4 °C a 837 x g. Poté byla oddělena plasma, chována při 4 °C a do 24 hodin byl stanoven methemoglobin.

Statistické vyhodnocení výsledků bylo provedeno pomocí softwarového programu Statgrafics (ANOVA).

1. pokus – tříhodinová expozice dusitanům – tento pokus byl proveden jako orientační. Ryby byly rozděleny do 3 nádrží po 2 kusech. V nádrži č. 1 byla vodovodní voda zbavená chloru, v nádrži č. 2 vodovodní voda obohacená dusitany (50 mg.l^{-1} $NaNO_2$ – 33 mg.l^{-1} NO_2^-) a chloridy (100 mg.l^{-1} NaCl – 71 mg.l^{-1} Cl^-) a v nádrži č. 3 vodovodní voda s přídavkem dusitanů (50 mg.l^{-1} $NaNO_2$ – 33 mg.l^{-1} NO_2^-, 10 mg.l^{-1} Cl^-). Po tříhodinové expozici byla rybám odebrána krev a stanovena koncentrace metHb.

2. pokus – 48 hodinová expozice ryb dusitanům při různých koncentracích chloridů a následné převedení ryb do vody s polovičním obsahem dusitanů bez navýšení koncentrace chloridů

Ryby byly rozděleny do 4 nádrží po 26 kusech:

Nádrž č. 1: kontrola I –vodovodní voda (koncentrace 11 mg.l^{-1} Cl^-)
Nádrž č. 2: kontrola II - vodovodní voda + 100 mg.l^{-1} NaCl (výsledná koncentrace 71 mg.l^{-1} Cl^-)
Nádrž č. 3: vodovodní voda + 50 mg.l^{-1} $NaNO_2$ (33 mg.l^{-1}NO_2^-) + 100 mg.l^{-1} NaCl (výsledná koncentrace 71 mg.l^{-1} Cl^-)
Nádrž č. 4: vodovodní voda + 50 mg.l^{-1} $NaNO_2$ (33 mg.l^{-1}NO_2^-, 11 mg.l^{-1} Cl^-)

Po 24 a 48 hodinách byl sledován obsah metHb v krvi ryb. Část ryb z nádrže č. 4 byla po 24 hodinách převedena do nádrže A s čistou vodovodní vodou. Po 24 hodinách pobytu ryb v čisté vodě byla opět měřena koncentrace metHb v krvi ryb z obou nádrží. Rybám z nádrží č. 1, 2, 3 byl po dalších 24 hodinách změřen obsah metHb, zbylé ryby byly označeny a převedeny do nádrže B s 16,5 mg.l-1 NO_2^- a 11 mg.l^{-1} Cl^-. Po dalších 24 hodinách pobytu ryb v této nádrži byla rybám změřena koncentrace metHb. Teplota vody se v průběhu pokusu pohybovala ve všech nádržích v rozmezí 18,7 – 19,6 °C.

Nádrž č. A: vodovodní voda
Nádrž č. B: vodovodní voda + 25 mg.l^{-1} $NaNO_2$ (16,5 mg.l^{-1} NO_2^-), 11 mg.l^{-1} Cl^-

3. pokus - 24 hodinová expozice dusitanům při různých koncentracích chloridů a následné převedení ryb do vody se stejnou koncentrací dusitanů a nízkým obsahem chloridů

Ryby byly po 24 kusech rozděleny do 4 nádrží č. 1 – 4:

Nádrž č. 1: kontrola –vodovodní voda (10 mg.l^{-1} Cl^-)
Nádrž č. 2: vodovodní voda + 37,5 mg.l^{-1} $NaNO_2$ + 30 mg.l^{-1} NaCl (28 mg.l^{-1} Cl^-, 25 mg.l^{-1}NO_2^-)
Nádrž č. 3: vodovodní voda +37,5 mg.l^{-1} $NaNO_2$ + 60 mg.l^{-1} NaCl (46 mg.l^{-1} Cl^-, 25 mg.l^{-1}NO_2^-)
Nádrž č. 4: vodovodní voda + 37,5 mg.l^{-1} $NaNO_2$ (10 mg.l^{-1} Cl^- , 25 mg.l^{-1}NO_2^-)

Po 24 hodinách pobytu ryb v těchto nádržích byl 7 rybám z každé skupiny změřen obsah methemoglobinu. Část ryb z nádrže č. 4 byla převedena do nádrže B s 25 mg.l^{-1} NO_2^- a 70 mg.l^{-1} Cl^- a po následujících 24 hodinách byl v krvi těchto ryb změřen obsah metHb. Část ryb z nádrží č. 1, 2, 3 bylo po 24 hodinové expozici označeno a převedeno do nádrže A s 25 mg.l^{-1} NO_2^- a 10 mg.l^{-1} Cl^-. Po 24 hodinách byl těmto rybám a rybám v původních nádržích měřen obsah metHb. Teplota vody se v průběhu pokusu pohybovala ve všech nádržích v rozmezí 14,0 – 17,6 °C.

Nádrž A: vodovodní voda + 37,5 mg.l^{-1} $NaNO_2$ (25 mg.l^{-1} NO_2^-, 10 mg.l^{-1} Cl^-)
Nádrž B: vodovodní voda + 37,5 mg.l^{-1} $NaNO_2$ + 100 mg.l^{-1} NaCl (70 mg.l^{-1} Cl^-, 25 mg.l^{-1}NO_2^-)

VÝSLEDKY

1. pokus: Výsledky stanovení koncentrace metHb po tříhodinové expozici dusitanům jsou uvedeny v tabulce 1.

Tab. 1: Fyzikálně chemické parametry vody a koncentrace metHb v krevní plasmě ryb po tříhodinové expozici dusitanům

Nádrž	teplota °C	O_2 %	pH	Cl^- mg.l^{-1}	N-NH_4^+ mg.l^{-1}	NO_2^- mg.l^{-1}	metHb %
1	18,4	91	7,9	11,0	stopy	0,030	0 0
2	19,8	87	7,7	71,0	0,05	36,0	3 0
3	19,1	88	7,9	11,0	0,01	36,5	10 10

2. pokus: Výsledné hodnoty stanovení metHb v krevní plasmě ryb po jejich 24 hodinovém pobytu v nádržích č. 1, 2, 3, a 4 jsou uvedeny v tab. č. 2. V nádrži č. 4, kde byly ryby vystaveny zvýšené koncentraci dusitanů

s nízkým obsahem chloridů, došlo během 24 hodin k úhynu 12 kusů ryb, dva kusy jevily silné příznaky otravy (ztráta únikového reflexu, ztráta rovnováhy, boční poloha) a tyto dva kusy krátce poté rovněž uhynuly. (V nádrži č. 4 uhynulo během 24 hodinové expozice 54 % původně nasazených ryb). Přežívající ryby nejevily výrazné známky poškození. Sedm kusů ryb z této nádrže bylo podrobeno odběru krve, 2 kusy byly převedeny do čisté vody (nádrž A) a 3 kusy byly ponechány v nádrži č. 4. Po dalších 24 hodinách byla těmto rybám odebrána krev na stanovení metHb. Ryby z nádrží č. 1, 2, 3 byly po 48 hodinové expozici označeny a převedeny do nádrže B, do vody se zvýšenou koncentrací dusitanů (poloviční ve srovnání s koncentrací dusitanů v nádržích č. 3 a 4) a s nezvýšenou koncentrací chloridů. Po 24 hodinách byla těmto rybám odebrána krev na stanovení metHb. Výsledné hodnoty jsou uvedeny v tab. 2.

Žábry a krev přežívajících ryb z nádrže č. 4 byly po 24 hodinovém působení dusitanů čokoládově hnědé barvy. Ryby, které v této nádrži přežily dalších 24 hodin, měly rovněž čokoládově hnědé žábry i krev a koncentrace metHb v krvi zůstala na zhruba stejné úrovni (tab. 2). Rozdíl obsahu metHb v krvi po 24 a 48 hodinách působení dusitanů u této skupiny ryb nebyl statisticky významný. Ryby z nádrže č. 4, které byly přeloveny do nádrže A (čistá voda), měly po 24 hodinovém pobytu v čisté vodě tmavě červené žábry a tomu odpovídající barvu krve. Obsah metHb v jejich krvi poklesl na necelou polovinu původní hodnoty (tab. 2) a tento rozdíl byl statisticky významný na hladině významnosti $P \leq 0{,}01$.

Barva krve a žaber ryb z nádrže č. 3 po 24 hodinové expozici byla tmavá, u dvou kusů ze 7 čokoládová. Po dalších 24 hodinách se barva žaber mírně zlepšila (byla normální až tmavě červená), rozdíl v obsahu metHb však nebyl výrazný a nebyl ani stat. významný. Po převedení ryb z této nádrže do nádrže B byla po 24 hodinách v 5 případech barva žaber i krve tmavě červená a u dvou kusů čokoládová, obsah metHb se zvýšil (tab. 2), rozdíl však nebyl stat. významný.

U ryb z nádrží č. 1 a 2 byla po 24 i 48 hodinách barva žaber i krve jasně červená. Po přelovení ryb z nádrží č. 1 a 2 do nádrže B byla u většiny ryb barva žaber i krve čokoládová a ojediněle tmavě červená (již na první pohled patrný rozdíl ve srovnání s rybami pocházejícími z nádrže č. 3). Tomu odpovídal i vysoký obsah metHb v krvi. Nejvyšší obsah metHb byl zjištěn u ryb pocházejících z nádrže č. 1 (průměrná hodnota 76 %), mírně nižší byl zjištěn u ryb pocházejících z nádrže 2 (67 %) a nejnižší u ryb pocházejících z nádrže č. 3 (46 %) (tab. 2). Rozdíl obsahu metHb byl stat. významný pouze u ryb pocházejících z nádrží č. 1 a 3.

Tab. 2: Výsledky stanovení obsahu metHb v krvi. (Jedná se o průměrné hodnoty zjištěné ze 7 stanovení. Výjimkou jsou hodnoty u nádrže č. 4 po 48 hodinách trvání pokusu /průměr ze 3 hodnot/ a u nádrže A /průměr ze 2 hodnot/)

Nádrž č.		**24 hod.**	**48 hod.**	**Nádrž B** (ryby přelovené po 48 hod. z nádrží č. 1, 2, 3, stav po dalších 24 hodinách expozice)	**Nádrž A** (ryby přelovené po 48 hod. z nádrže č. 4, stav po dalších 24 hodinách expozice)
1	$x \pm S_D$	**1±2**	**2±1**	**76±17**	
	min-max	0-6	0-3	38-88	
2	$x \pm S_D$	**1±2**	**1±1**	**67±19**	
	min-max	0-7	0-4	44-89	
3	$x \pm S_D$	**34±19**	**29±10**	**46±10**	
	min-max	9-45	21-48	31-60	
4	$x \pm S_D$	**79±5**	**81±4**	-	**35**
	min-max	66-83	75-85	-	35-36

3. pokus. Výsledné hodnoty stanovení metHb v krvi ryb po jejich 24 hodinovém pobytu v nádržích č. 1, 2, 3, a 4 jsou uvedeny v tab. 3. V nádrži č. 4 došlo během 24 hodinové expozice k úhynu 3 ryb, 2 ryby vykazovaly silné příznaky poškození a uhynuly krátce poté. Celkový úhyn ryb v průběhu prvních 24 hodin v nádrži č. 4 tak činil 21 %. Ostatní ryby nejevily příznaky poškození. Pět ryb z nádrže č. 4 bylo přeloveno do nádrže B, v nádrži č. 4 zůstalo 7 ryb. Po následujících 24 hodinách byl zjištěn v nádrži č. 4 úhyn dalších 2 kusů ryb (29 %), přežívající ryby (5 kusů) nejevily známky poškození. Obsah metHb v krvi těchto ryb mírně poklesl z průměrné hodnoty 83 % na 74 %, rozdíl však nebyl stat. významný. V nádrži B již nebyl zaznamenán žádný další úhyn a ryby rovněž nejevily příznaky poškození. Průměrný obsah metHb u těchto ryb poklesl na hodnotu 66 %, ani zde však nebyl rozdíl stat. významný ve srovnání s rybami ponechanými v původní nádrži.

Ryby z nádrží č. 2 a 3 měly po 24 hodinové expozici tmavě červenou až hnědou barvu a tomu odpovídal obsah metHb (tab. č. 3). Průměrný obsah metHb u ryb z nádrží č. 2 a 3 byl 56 % resp. 34 % a rozdíl byl stat. významný ($P<0{,}01$). Po dalších 24 hodinách došlo u ryb v nádrži č. 2 k poklesu obsahu metHb na průměrnou hodnotu 33 % a tento rozdíl byl stat. významný ($P<0{,}01$). Naproti tomu u ryb v nádrži č. 3 došlo k mírnému zvýšení obsahu metHb na průměrnou hodnotu 44 %, rozdíl však nebyl stat. významný. Rovněž rozdíl průměrných hodnot obsahu metHb u ryb z nádrží č. 2 a 3 nebyl po 48 hodinové expozici stat. významný.

Ryby z nádrže č. 1 (kontrola) měly jasně červené žábry i krev a téměř nulový obsah metHb (tab. 3).

Z nádrží č. 1, 2, 3 bylo odloveno a označeno po sedmi kusech ryb. Tyto ryby byly umístěny do nádrže A se zvýšenou koncentrací dusitanů a nízkou koncentrací chloridů. Po 24 hodinách byly v této nádrži zaznamenány úhyny ryb. Jednalo se o 2 kusy pocházející z nádrže č. 3 a 4 kusy pocházející z nádrže č. 2. Část ryb dále vykazovala příznaky poškození (ztráta únikových reflexů, ztráta rovnováhy, malátnost). Jednalo se o 3 ryby pocházející z nádrže č. 3, 1 rybu pocházející z nádrže č. 1 a 1 rybu pocházející z nádrže č. 2. Rybám, které

přežily, byla odebrána krev na stanovení metHb. Nejvyšší průměrná koncentrace metHb – 83 % byla zjištěna u ryb pocházejících z nádrže č. 1, mírně nižší průměrné hodnoty byly u ryb pocházejících z nádrží č. 2 a 3 – 74 %. Rozdíly však nebyly stat. významné.

Přehled o úhynech ryb a koncentracích metHb v krevní plazmě ryb je uveden v tab. 3.

Tab. 3: Přehled o úhynech ryb a výsledky stanovení obsahu metHb v krvi ryb

Nádrž č.		**24 hod**		**48 hod**		**A** (ryby přelovené po 24 hod. z nádrží č. 1, 2, 3, stav po dalších 24 hodinách expozice)		**B** (ryby přelovené po 24 hod. z nádrže č. 4, stav po dalších 24 hodinách expozice)	
		metHb %	**úhyn** ks	**metHb** %	úhyn **ks**	**metHb** %	**úhyn** ks	metHb %	úhyn **ks**
1	$x \pm S_D$	**1±1**		**0**		**83±8**			
	min-max	0–1	-	0	-	74–100	-		
	počet vzorků	7		7		7			
2	$x \pm S_D$	**56±10**		**33±11**	-	**74±9**			
	min-max	42-73	-	18-51		67-80	4		
	počet vzorků	7		8		2			
3	$x \pm S_D$	**34±11**		**44±21**	-	**74±7**			
	min-max	18-47	-	20-77		63-81	2		
	počet vzorků	7		8		5			
4	$x \pm S_D$	**83±5**		**74±16**				**66±16**	
	min-max	73-87	5	55-100	2			38-82	-
	počet vzorků	7		5				5	

DISKUSE

Provedenými pokusy bylo prokázáno, že zvýšený obsah metHb se v krvi ryb objevuje již po relativně krátké expoziční době dusitanům (3 hodiny), a že zvýšený obsah chloridů ve vodě zvyšuje odolnost ryb vůči dusitanům. Dále bylo prokázáno, že 24 hodinová expozice ryb dusitanům vede k výraznému nárůstu obsahu metHb v krvi, ale v následujících 24 hodinách expozice se již koncentrace metHb v krvi přežívajících ryb příliš nemění. Zvýšená koncentrace chloridů ve vodě zvyšuje odolnost ryb vůči dusitanům, a to při 24 i 48 hodinové expozici. Zvýšená odolnost ryb vůči dusitanům se projevila jak nulovou mortalitou ryb v nádrži se zvýšeným obsahem chloridů, tak nižším obsahem metHb v krvi těchto ryb při stejné koncentraci dusitanů ve vodě. Např. po 24 hodinové expozici ryb dusitanům v koncentraci 25 $mg.l^{-1}$ NO_2^- , teplotě vody 14 – 17,6 °C o koncentracích chloridů ve vodě 10, resp. 28 a 46 $mg.l^{-1}$ Cl^- byly v krvi ryb zjištěny průměrné koncentrace metHb 83, resp. 56 a 34 %. Příznivý vliv chloridů na odolnost ryb prokázali ve svých pokusech také Crawford and Allen (1977), Perrone and Meade (1977), Williams and Eddy (1986), Máchová a Svobodová (2001) a další.

Výsledky pokusu rovněž naznačují, že schopnost ryb adaptovat se na přítomnost dusitanů je vysoce individuální. Zatímco některé ryby uhynuly v průběhu prvních 24 hodin expozice, ostatní ryby přežily další 24 hodinovou expozici a po přelovení do vody prosté dusitanů vykázaly po 24 hodinách snížení obsahu metHb v krvi na méně než poloviční hodnotu. Na výrazně individuální citlivost ryb vůči dusitanům upozorňují také Zachariasen (2001), Stormer et al. (1996), Aggergaard and Jensen (2001).

Pokusem provedeným při teplotě 18,5 – 19,5°C bylo dále prokázáno, že ryby, které byly po dobu 48 hodin vystaveny vysoké koncentraci dusitanů za přítomnosti chloridů, lépe snášely další expozici dusitanům při nezvýšené koncentraci chloridů, ve srovnání s rybami, které v předchozím období nebyly vystaveny dusitanům. Tato skutečnost je dokumentována nižším obsahem metHb v krvi adaptovaných ryb. Tyto výsledky naznačují schopnost adaptace ryb na přítomnost dusitanů. Na tuto schopnost upozorňují ve své práci Tucker and Schwedler (1983). Naproti tomu pokus provedený při nižší teplotě (14 – 17,6 °C) a s kratší dobou předchozí expozice dusitanům (24 hodin) schopnost adaptace neprokázal. Na základě těchto údajů lze těžko posoudit, do jaké míry zde hrála roli teplota a do jaké míry byly výsledky pokusu ovlivněny kratší dobou adaptace. Údaje v dostupné literatuře naznačují, že teplota je dalším z významných faktorů, který ovlivňuje odolnost ryb vůči dusitanům i schopnost regenerace ryb po jejich převedení do vody prosté dusitanů. Konečné závěry však nelze jednoznačně vyslovit (Huey et al., 1984, Colt and Tchobanoglous, 1976).

Cílem pokusů bylo rovněž ověřit, do jaké míry má smysl v případě otravy ryb dusitany zvyšovat koncentraci chloridů ve vodě. Výsledky našeho sledování ukázaly, že ve skupině ryb, kde byl zvýšen obsah choridů ve vodě, nedošlo v příštích 24 hodinách k žádnému úhynu, zatímco u ryb, které byly ponechány v nádrži s nezvýšeným obsahem chloridů ve vodě, došlo během 24 hodin k únynu 40 % kusů ryb. Bez ohledu na to, že průměrné koncentrace metHb v krvi obou skupin ryb byly srovnatelné, domníváme se, že důsledky působení zvýšených koncentrací dusitanů lze zmírnit zvýšením koncentrace chloridů ve vodě. Toto opatření je však nutné učinit v co možná nejkratší době.

ZÁVĚR

Laboratorní pokusy provedené na tilápii nilské:

- potvrdily **1)** že tvorba metHb v krvi ryb nastává již po krátké (3 hod.) expozici, **2)** příznivý vliv chloridů ve vodě na odolnost ryb vůči dusitanům (příznivý vliv se projevuje již od koncentrace 28 $mg.l^{-1}$ Cl^- a s jejich zvyšující se koncentrací roste), **3)** vysoce rozdílnou individuální citlivost ryb vůči dusitanům, **4)** schopnost poměrně rychlé regenerace ryb otrávených dusitany po jejich převedení do čisté vody
- naznačily **1)** možnost adaptace ryb jejich vystavením zvýšeným koncentracím dusitanů za současné přítomnosti zvýšených koncentrací chloridů ve vodě, **2)** určitý příznivý vliv přídavku chloridů do vody v momentě, kdy ryby projevují příznaky otravy dusitany.

SOUHRN

V recirkulačních systémech dochází často k úhynům ryb následkem otravy dusitany. V předloženém příspěvku jsou shrnuty výsledky pokusů, které byly provedeny v laboratorních podmínkách na tilápii nilské (*Oreochromis niloticus*). Pokusy bylo prokázáno, že již tříhodinová expozice ryb koncentraci 36 $mg.l^{-1}$ NO_2^- při obsahu chloridů 10 $mg.l^{-1}$ Cl^- vyvolá zvýšení koncentrace methemoglobinu (metHb) v krvi ryb na hodnotu 10 %, zatímco u ryb vystavených téže koncentraci dusitanů při zvýšeném obsahu chloridů ve vodě (71 $mg.l^{-1}$) a u ryb kontrolních byl obsah metHb 0 – 3 %. Po 24 hodinové expozici ryb dusitanům ve výše uvedených podmínkách došlo v první skupině k úhynu 56 % ryb a koncentrace metHb u této skupiny ryb se zvýšila na 79 %, u druhé skupiny nebyl zaznamenán úhyn a obsah metHb se zvýšil pouze na 34 %. U kontrolních ryb se hodnoty prakticky nezměnily. Po další expozici (24 hodin) došlo u první skupiny ryb k úhynu necelé třetiny zbývajících ryb, u přežívajících ryb, ryb ze druhé skupiny a kontroly se obsah metHb výrazně nezměnil. Ryby ze druhé skupiny a kontrolní byly následně převedeny do vody s polovičním obsahem dusitanů a nízkou koncentrací chloridů (10 $mg.l^{-1}$). Po 24 hodinách došlo u ryb z kontroly ke zvýšení obsahu metHb na 76 %, zatímco u ryb ze druhé skupiny na 46 %. Na základě těchto výsledků byl vysloven předpoklad schopnosti adaptace ryb vůči zvýšeným koncentracím dusitanů. Při nižší teplotě vody však nebyla tato schopnost adaptace prokázána.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován v rámci projektu MSM 126100003 „Hodnocení interakcí mezi rizikovými faktory ve vodním prostředí a ekosystémy“.

LITERATURA:

Aggergaard, S. and Jensen, F.B., 2001. Cardiovascular changes and physiological response during nitrite exposure in rainbow trout. J. Fish Biol. 59, pp. 13–27.

Colt, J., Tchobanoglous, G., 1976. Evaluation of short-term toxicity of nitrogenous compounds in the channel catfish, *Ictalurus punctatus*. Aquaculture 8:209-224.

Crawford, R.E., Allen, G.H., 1977. Seawater inhibition of nitrite toxicity to chinook salmon. Transactions of the American Fisheries Society 106:105-109.

Huey, D.W., Beitinger, T.L., Wooten, M.C., 1984. Nitrite-induced methemoglobin formation and recovery in channel catfish (*Ictalurus punctatus*) at three acclimation temperatures. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 32:674-681.

Jensen, F.B., 2003. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. Comparative Biochemistry and Physiology – Part A, 135(1), 9-24.

Máchová, J., Svobodová, Z., 2001. Nitrite toxicity for fish under experimental- and farming conditions – poster č. P-275, 10th International conference of the EAFP Diseases of Fish and Shellfish, Dublin, 9th – 14th september 2001.

Perrone, S.J., Meade, T.L., 1977. Protective effect of chloride on nitrite toxicity to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). J. Fish. Res. Board Can. 34, 486-492.

Pitter, P., 1999: Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 s.

Stormer, J., Jensen, F.B. and Rankin, J.C., 1996. Uptake of nitrite, nitrate, and bromide in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*: effects on ionic balance. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **53**, pp. 1943–1950.

Svobodová, Z., Máchová, J., Vykusová, B., 1992: Havarijní a dlouhodobé znečištění povrchových vod. VÚRH, Vodňany, 180 s.

Svobodová, Z., Máchová, J., Veselý, V., Modrá, H., Svoboda, M. a kol., 2003: Veterinární toxikologie. Praktická cvičení část I. VFU Brno, 179 s.

Svobodová, Z., Pravda, D., Paláčková, J., 1986: Jednotné metody hematologického vyšetřování ryb. Edice Metodik, VÚRH Vodňany, 22, 36 s.

Tucker, C.S., Schwedler, T.E., 1983. Acclimation of channel catfish (*Ictalurus punctatus*) to nitrite. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30, 516-521.

Williams , E.M., Eddy, F.B., 1986. Chloride uptake in freshwater teleosts and its relationship to nitrite uptake and toxicity. J. Comp. Physiol. B 156, pp. 867–872.

Zachariasen, F., 2001. Intraspecific differences in nitrite tolerance of rainbow trout. The role of gill and kidney. Cand. Scient. Thesis, Institute of Biology, University of Southern Denmark, Odense

Adresa autorů:
Ing. ***Jana Máchová***[1], ***Hana Kroupová***[2], Prof. MVDr. ***Zdeňka Svobodová***[1], DrSc., Ing. ***Olga Valentová***[1], MVDr. ***Veronika Piačková***[1], PhD., Ing. ***Jitka Hamáčková***[1]

[1]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728, 389 25 Vodňany
[2] VŠCHT Praha, Ústav technologie vody a prostředí, Technická 5, 166 28 Praha

VLIV PEROXIDU VODÍKU NA TKÁNĚ ŠTIKY *ESOX LUCIUS* L.
Effects of hydrogen peroxide exposure to pike Esox lucius L. tissues

WŁASOW T., GOMUŁKA P., OBARA M.

Abstract:

The skin, gills, pseudobranch and thymus of pike fry Esox lucius L. were examined by light microscopy after 20, 40, 60, 80,100 and 120 min. exposition to hydrogen peroxide (100, 150 and 200 µl.l^{-1} H_2O_2; 12.0 ±0.5 °C). The extension of pathological changes were connected with time of exposition and hydrogen peroxide concentration. Experiment results sugest that the time of exposition of pike fry to hydrogen peroxide should be limited to 100 min., 80 min and 40 min respectively in concentrations100 µl.l^{-1}, 150 µl.l^{-1} and 200 µl.l^{-1}

Klíčová slova: peroxid vodíku, štíka obecná, histopatologické změny
Key words: *hydrogen peroxide, pike, histopathological changes*

ÚVOD

Předkládaná práce je pokračováním výzkumů vlyvu peroxidu vodíku na rybí organismus v raném stadiu vývoje (Wlasow a kol. 2003a,b,c). Peroxid vodíku je používán pro eliminaci rybích parazitů (Rach a kol. 2000a; Treasure a kol. 1997), pro boj s bakteriální infekcí žaber (Rach a kol. 2000b) a vnějšího napadení plísněmi v líhních i u starších ryb (Barnes a kol. 1998; Howe a kol. 1999). Je to přípravek bezpečný pro životní prostředí a nekumuluje se v organismu ryb. Na druhou starnu může způsobit poškození tkání, z tohoto důvodu je při stanovení bezpečné doby použití i koncentrace terapeutické lázně nezbytné pečlivé histologicko-patologické vyšetření.

Cílem této práce je hodnocení vlivu různých koncentrací a doby koupele v roztoku peroxidu vodíku na plůdek štiky. Analyzovány byly orgány mající bezprostřední kontakt s peroxodem vodíku: kůže, žábry, brzlík a pseudobranchium.

MATERIÁL A METODIKA

Práce byly prováděny na plůdku štiky *Esox lucius* L. Použita byla vodovodní voda bez chloru s teplotou 12,0±0,5 °C. Ryby byly vystaveny působení peroxidu vodíku v koncentracích 100 µl.l^{-1}, 150 µl.l^{-1}, 200 µl.l^{-1} (tomu odpovídají skupiny A, B a C). Do každé koncentrace bylo nasazeno 5 ks ryb (ve 2 opakováních) a doba koupele činila 20, 40, 60, 80, 100 a 120 minut.

Používán byl 50% roztok peroxidu vodíku firmy PPH Odczynniki Chemiczne. Po skončení pokusu byly ryby fixovány v Bouinově roztoku (3 hodiny), poté byl materiál převeden do parafínu. Řezy měly tloušťku 7 µm, barveny byly hemtoxylinem a eozinem.

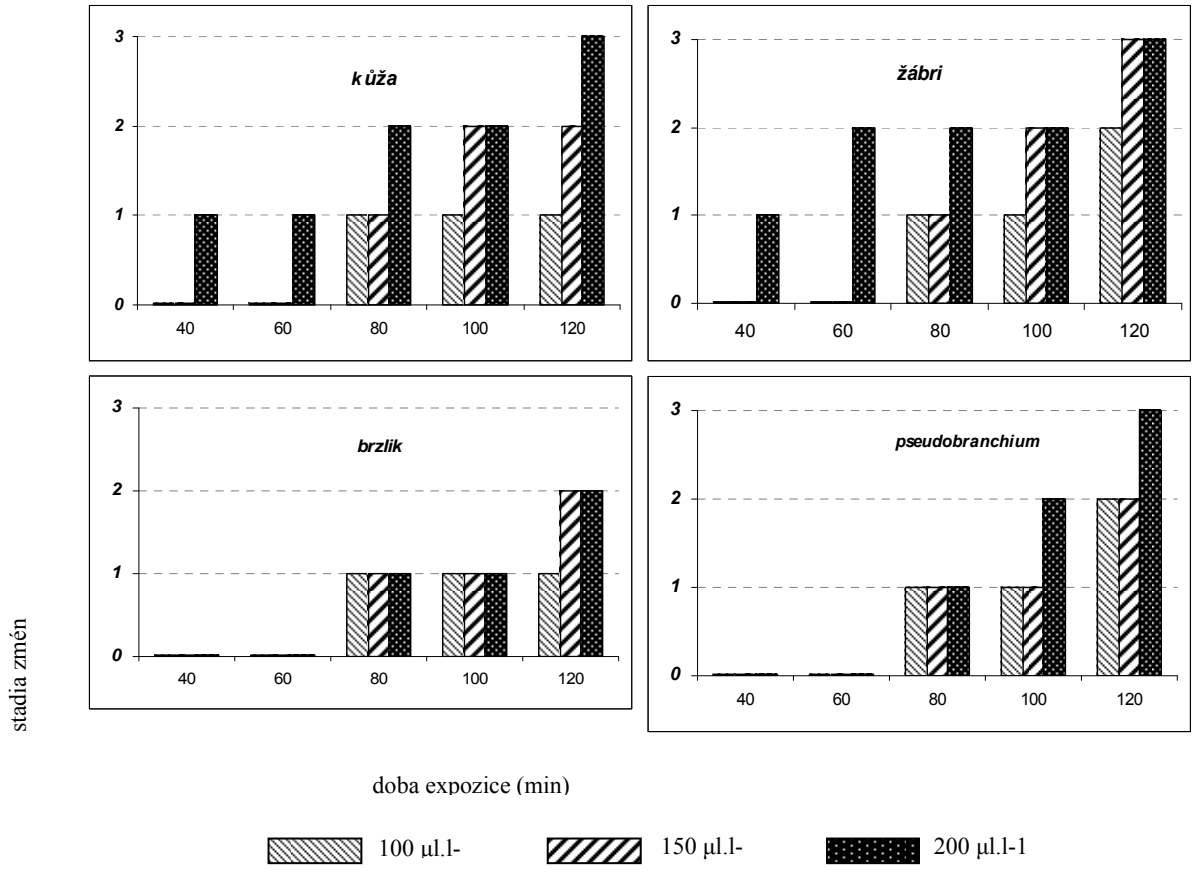
Změny byly hodnoceny podle schématu uvedeném v tab. 1.

Tab.1. Charakteristika histologických změn. 1÷3 – stadia změn / reakce
Charakteristics of the histological changes. 1÷3 – the stages of change / reaction

	slabá reakce	**silná reakce**	**silné poškození**
Kůže	Velmi četné hlenové buňky	Velmi četné hlenové buňky, drobná erozivní ložiska	Oddělení epitelu, rozsáhlá poškození
Žábry	Četné hlenové buňky, překrvení cév	Velmi četné hlenové buňky, oddělení epitelu, drobná erozivní ložiska, silné překrvení	Silné oddělení epitelu, zduření, silné překrvení a krevní výrony, rozsáhlá nekrotická ložiska v epitelu
Brzlík	Četné hlenové buňky na povrchu orgánu	Drobná erozivní ložiska epitelu; rozvolnění struktury orgánu	Porušení celosti epitelu; výron tymocytů; nekrotická ložiska
pseudo-branchium	Četné hlenové buňky na povrchu orgánu, překrvení	Silné překrvení, rozvolnění struktury , zduření	Velmi silné překrvení,krevní výrony, ztráta struktury, zduření, nekrotická ložiska

VÝSLEDKY

Významnost histopatologických změn ve sledovaných orgánech závisí na době expozice a koncentraci peroxidu vodíku (obr. 1).



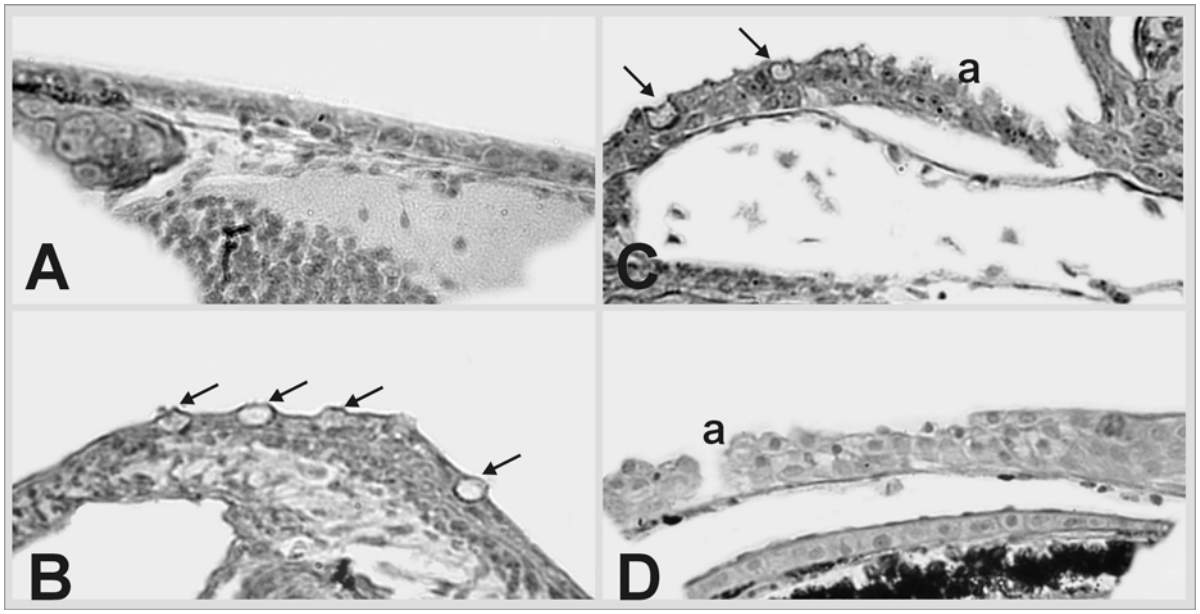
Obr.1. Intenzita histologických změn na kůži, žábrách, brzlíku a pseudobranchiu při různé době působení a koncentracích peroxidu
Intensity of histological changes in the skin, gills, thymus and pseudobranch in different time of exposition and hydrogen peroxide concentrations

Kůže: po 80 i 100minutové expozici ve skupinách A a B a po 20 minutách ve skupině C byla pozorována silná sekrece hlenu z četných hlenových buněk (obr. 2B). Bodová eroze epitelu pozorována ve skupunách B a C po 80 respektive 100 minutách působení (obr. 2D). Velmi citlivá k působení peroxidu vodíku je kůže na vrchní části hlavy, po 120 minutové expozici v koncentraci 200 $\mu l.l^{-1}$ bylo pozorováno rozvolnění vrstev a značné úbytky epitelu.

***Žábry*:** první změny na žábrách (zvětšení počtu hlenových buněk, překrvení, zvětšení podepiteliálního prostroru) byly pozorovány po 40 minutách expozice ve skupině C. V souladu s prodlužováním expozice se zesilovalo I překrvení a zdužení žaberních lístků. Po 80 min pozorovány drobné nekrotické změny dýchacího epitelu, po 100 minutách krevní výrony. Po 120 minutách byly žaberní lístky silně zduřelé, zvýšila se četnost nekrotických ložisek dýchacího epitelu (obr. 3). Ve skupinách A a B byla slabá reakce pozorována po 80 minutové expozici. Ve skupině B po 120 minutách změny dosáhly téže úrovně jako ve skupině A.

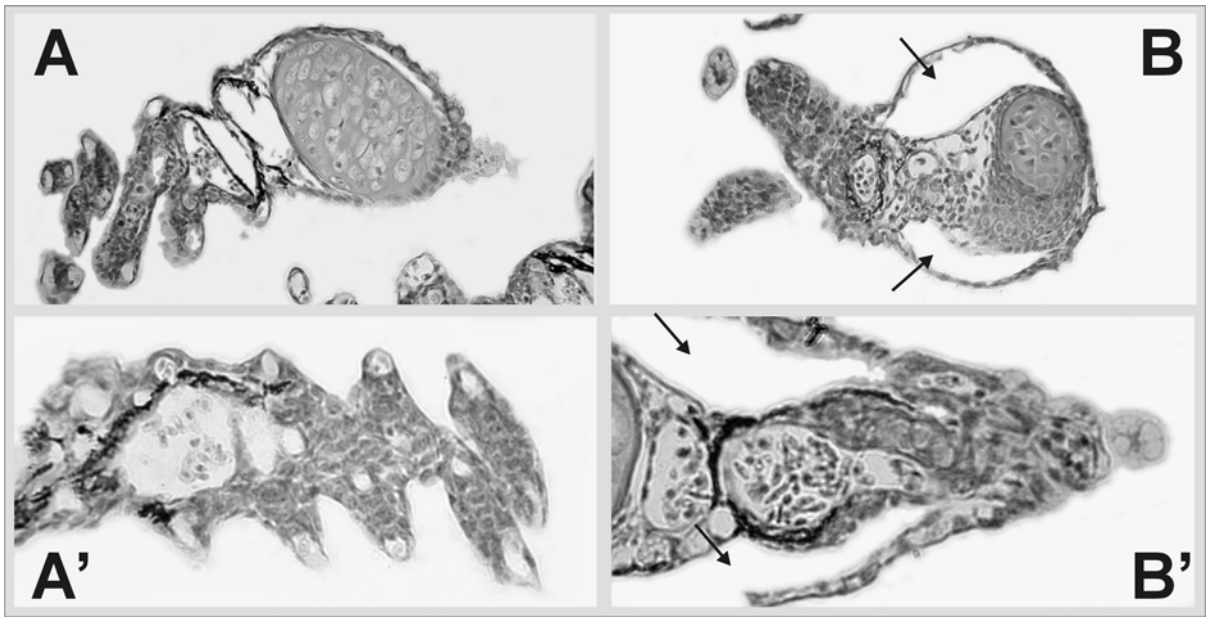
***Brzlík*:** ve skupinách B a C po 120 minutové expozici potvrzena silná reakce (obr. 4). V ostatních skupinách pozorována slabá rekce nebo žádná reakce.

***Pseudobranchium*:** slabá reakce ve všech skupinách pozorována po 80 minutové expozici. Ve skupině C po 120 minutách pozorováno vážné poškození orgánu (obr. 5C), v téže době ve skupinách A a B potvrzena silná reakce.



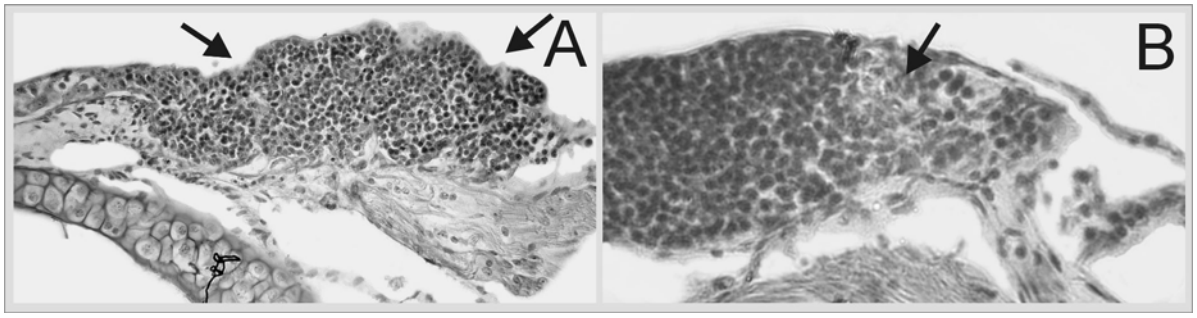
Obr.2: Řez epitelem i kůří plůdku štiky: **A** – kontrolní skupina, **B** - 100 µl.l^{-1} H_2O_2 po dobu 100 min. (→hlenové buňky), **C -** 150 µl.l^{-1} H_2O_2 po dobu 100 min. (**a**-poškozené buňky epitelu/eroze epitelu), **D-** 200 µl.l^{-1} H_2O_2 po dobu 80min.(**a** – poškozené buňky epitelu / eroze)

*Section of the epithelium and skin of pike fry exposed to: **A**- control condition, **B**-100 min. exposition to 100 µl.l^{-1} H_2O_2;(→ mucous cells activation), **C** -100 min. exposition to 150 µ ll^{-1}H_2O_2; (**a**- erosion of epithelium, → mucous cells), **D**-80 min.-200 µll^{-1}H_2O_2 (**a**-damaged epithelial cells / erosion of epithelium)*

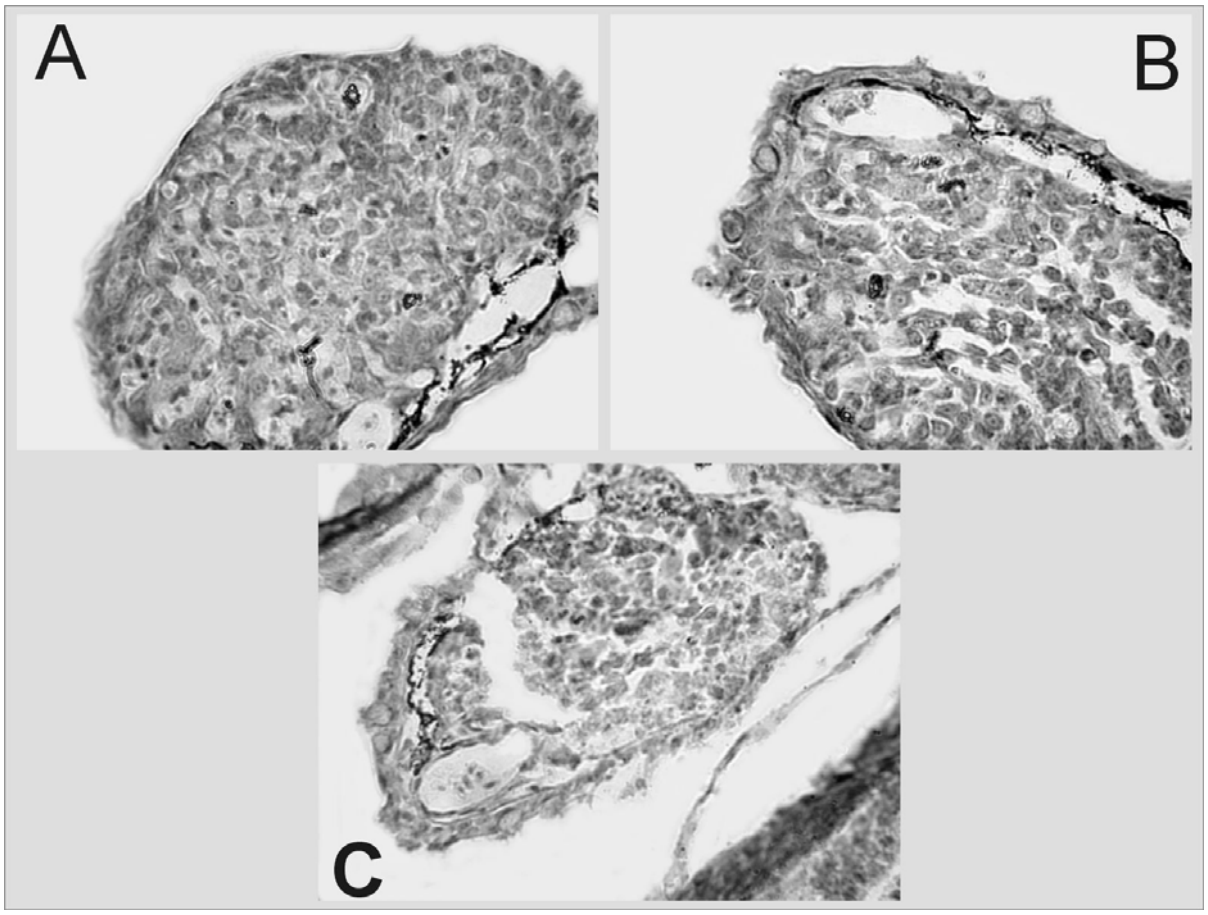


Obr. 3: Řez žábrami plůdku štiky; A a A´- kontrola, B a B´- 200 µl.l^{-1} při expozici 120 minut; šipkami označeno zvětšení podepiteliálního prostoru

*Section of the gills of pike fry; **A** and **A'** – Control group, **B** and **B'** - 200 µl.l^{-1} of hydrogen peroxide in 120 min . Increased subepithelial spaces arrowed.*



Obr. 4: Řez brzlíkem plůdku štiky vystaveného působení peroxidu vodíku: **A** - 150 µl.l^{-1} po dobu 120 min(→ zvrásnění povrchu brzlíku); **B** - 200 µl.l^{-1} po dobu 40 min. (→ rozvolnění struktury orgánu)
*Section of the thymus of pike fry exposed to hydrogen peroxide: **A** – 150 µl.l^{-1} for 120 min.(→ folded surface of thymus); B - 200 µl.l^{-1} for 40 min. (→ loosened structure of thymus tissue).*



Obr. 5: Řez pseudobranchiem plůdku štiky: **A** - Kontrola, **B** – 100 µl.l^{-1} po dobu 100 min., **C** – 100 µl.l^{-1} po dobu 120 min.
*Section of the pseudobranch of pike fry: **A** – control group, **B** – exposed to 100 µl.l^{-1} of hydrogen peroxide for 100 min, **C** – exposed to 100 µl.l^{-1} of hydrogen peroxide for 120 min.*

DISKUZE A ZÁVĚR:

Peroxid vodíku je řazen dos kupiny látek s místním působením, vyvolává změny ve vnějších tkáních, vylučování hlenu, nekrózu dýchacího epitelu a kůže (Metelev a kol. 1971). Podle Torta a kol. (2002a) je stav žaber ryb důležitým ukazatelem bezpečné koncentrace a odpovídající doby expozice pro roztoky peroxidu vodíku. V raném stadiu postemryonálního vývoje ryb je kromě žaber velmi citlivým orgánem brzlík. Stav brzlíku je málokdy sledován (Chilmonczyk 1982; Chilmonczyk a kol. 1988; Wlasow 19893; Wlasow a kol. 2003a). Tento orgán je umístěn poblíž žaber a od žaberní dutiny je oddělen pouze jednou vrstvou epitelu jícnu. Změny v brzlíku – orgánu odpovědném za obranný systém mladých ryb – je třeba hodnotit jako ukazatel imunosupresivního vlivu peroxidu vodíku (Wlasow a kol. 2003a, b). V rozsahu testovaných koncentrací a doby expozice nebyl potvrzen vliv peroxidu vodíku na brzlík mladých štik.

V toxikologických sledováních je doporučováno analyzovat kůži, žábry, ledviny a játra (Bernet a kol. 1999; Teh a kol. 1997). Jen někteří autoři obracejí pozornost na potřebu analýzy pseudobranchia (Roberts 1978).

Tento orgán sehrává důležitou roli v procesu vidění (Bridges a kol. 1998) a jeho bezchybné fungování má klíčovou roli pro přežití ryb, zvláště mladých stadií, pro které je zrak nezbytný pro získání potravy. V provedeném experimentu bylo prokázáno, že 120 minutová expozice peroxidu vodíku silně poškodila pseudobranchium mladých ryb. Budou-li tato poškození trvalá, dojde k omezení schopnosti příjmu potravy.

Doba expozice hraje roli i v toxicitě peroxidu vodíku. Polde Gaikowského a kol. (1999) nesmí být peroxid vodíku použit v dlouhodobých koupelích. Pozorované histopatologické změny signalizují, že u plůdku štiky doba expozice peroxidu vodíku nemá překročit při koncentraci 100 $\mu l.l^{-1}$ 100 minut, při 150 $\mu l.l^{-1}$ 80 min a při koncentraci 200 $\mu l.l^{-1}$ 40 minut.

Poděkování

Předložená práce vznikla v rámci řešení tématu 524-0804-205 – UWM v Olsztynie.

LITERATURA:

Barnes M.A., Ewing D.E., Cordes R.J., Young G.L., 1998. Observations on hydrogen peroxide control of *Saprolegnia* spp. during rainbow trout egg incubation. Progressive Fish Culturist, 60: 67-70.

Bernet D., Schmidt H., Meier W., Burkhardt-Holn P., Wahli T., 1999. Histopathology in fish: proposal for protocol to assess aquatic pollution. Journal of Fish Diseases, 22: 25-34.

Bridges C.R., Berenbrink M., Müller R., Waser W., 1998. Physiology and biochemistry of the pseudobranch: an unanswered question? Comparative Biochemistry and Physiology, Vol. 119A; 1:67-77.

Chilmonczyk S., 1982. Rainbow trout lymphoid organs: cellular effets of corticosteroids and anti-thymocyte serum. Developmental and Comparative Immuology, 6: 271 - 280.

Chilmonczyk S., Oui E., 1988. The effects of gamma irradiation on the lymphoid organs of rainbow trout and subsequent susceptibility to fish pathogens. Veterinary Immunology and Immunopathology, 18: 173 - 180.

Gaikowski M.P., Rach J.J., Ramsay R.T., 1999. Acute toxicity of hydrogene peroxide treatments to selected lifestages of cold-, cool-, and warmwater fish. Aquaculture,178: 191-207.

Howe G.E., Gingerich W.H., Dawson V.K., Olson J.J., 1999. Efficacy of hydrogen peroxide for treating saprolegniasis in channel catfish. Journal of Aquatic Animal Health, 11:222-230.

Metelev V.V., Kanayev A. I., Dzasokhova N. G., 1971. Vodnaya toksikologiya. Izdatelstvo Kolos, Moskva, 247ss.

Rach J.J., Gaikowski M.P., Ramsay R.T., 2000. a. Efficacy of hydrogen peroxide to control parasitic infestation on hatchery – reared fish. Journal of Aquatic Animal Health, 12: 276-273.

Rach J.J., Gaikowski M.P., Ramsay R.T., 2000.b. Efficacy of hydrogen peroxide to control mortalities associated with bacterial gill disease infections on hatchery – reared salmonids. Journal of Aquatic Animal Health, 12; 119-127.

Roberts R. J., 1978. Fish pathology, Bailliere Tindall, London, pp.318

Teh S.J., Adams S.M., Hinton D. E., 1997. Histopathologic biomarkers in feral freshwater fish populations exposed to different types of contaminant stress. Aquatic toxicology, 37: 51-70.

Tort M. J., Jennings-Bashore C.,Wilson D., Wooster G.A., Bowser P.R., 2002a. Assessing the effects of increasing hydrogene peroxide dosage on rainbow trout gills utilizing scoring methodology. Journal of Aquatic Animal Health, 14: 95-103.

Tort M. J., Pasnik D.J. Fernandez-Cobaz C., Wooster G.A.,Bowser R., 2002 b.Quantitative scoring of gill pathology of walleyes exposed to hydrogen peroxide.Journal of Aquatic Animal Health, 14: 154 - 159.

Treasurer J.W., Grant A., 1997. The efficacy of hydrogen peroxide for the treatment of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L. infested with sea lice (Copepoda: Caligidae). Aquaculture, 148: 265-275.

Własow T., 1993.Rozwój grasicy larw Coregonidae z uwzględnieniem wpływu czynników patogennych i środowiskowych**.** Acta Academiae Agriculturae et Technicae Olstenensis, Protectio Aquarum et Piscatoria, 19, 432: 3 – 47.

Własow T., Gomułka P., Mełgwa K., Łuczyński M. J., Szczerbowski A., 2003.a. Zmiany histologiczne w grasicy narybku jazia *Leuciscus idus* L. wywołane działaniem nadtlenku wodoru. W Ryby drapieżne, rozród, podchów, profilaktyka. Wylęgarnia 2003. Red.: Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, T. Krzywosz, J. Wolnicki. Wydawnictwo IRS, Olsztyn, ss.: 221-228.

Własow T., Gomułka P., Łuczyński M., Szczerbowski A., 2003b. Vliv peroxidu vodíku na tkáně plůdku jelce jesena *Leuciscus idus* L. Bulletin VÚRH Vodňany, 39:124-128.

Własow T., Gomułka P., Szczebowski A., Łuczyński M., 2003.c. Toxicita peroxidu vodíku pro plůdek jelce jesena *Leuciscus idus* L. Bulletin VÚRH Vodňany, 39 :119-123.

Adresa autorů:

Dr hab. Teresa **Własow,** prof. UWM, dr Piotr **Gomułka**, Małgorzata **Obara,** Zakład Genetyki Ewolucyjnej, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa UWM w Olsztynie. Ul. Oczapowskiego 5, 10- 718 Olsztyn - Kortowo, Polska tewlasow@uwm.edu.pl

PŘEDBĚŽNÉ HODNOCENÍ STUPNĚ CHROMOSOMOVÝCH ABERACÍ U PLATY SKVRNITÉ (*XIPHOPHORUS MACULATUS*) VYVOLANÝCH GENOTOXICKÝM PŮSOBENÍM MALACHITOVÉ ZELENĚ

Preliminarystudies on evaluation of chromosomal abberations in Southern Platyfish (Xiphophorus maculatus),induced by genotoxic effects of malachite green

KEMPTER J, SADOWSKI J, SZEREMETA A.

Abstract

The study was aimed at identifying a potentially therapeuthic dose of malachite green for aquarium fish and at evaluating its effects on chromosome morphology in the Southern platyfish (Xiphophorus maculates). The study involved 25 individuals from a Polish aquarium culture. The fish were exposed to 3 crystalline zinc-free malachite green doses (3, 4, and 5 mg 1^{-1}). Cytogenetic slides were prepared using the techniques of Rab and Roth (1988) in authors' modification. Metaphasal slides were examined under a light microscope Nicon Eclipse E-600 under immersion, at 100x magnification.

Based on literature information, malachite green doses recommended in aquaria and other fish cultures are summarises. The diploid chromosome number was found to vary from 46 to 49; however, in as many as 81% of fish it was 2n = 48. Interesting, malachite green-induced effects included a tendency, shown by acrocentric chromosomes, for their branches to fuse as well as a sporadic reduction of the chromosome number in the karyotype of those fish exposed to the highest possible, therapeuthic dose.

ÚVOD

Plata skvrnitá (*Xiphophorus maculatus*) patří k velmi populárním a současně efektním akvarijním druhům ryb. Jeho značná rozmanitost vede k řadě forem (korálová, wagtail, Simpson a další). Akvarijní druhy jsou vzhledem ke své biologii velmi dobrým materiálem pro toxikologická sledování. Možnost řízené reprodukce pomocí teploty vody a hustoty obsádky umožňuje snazší sledování mutagenních vlivů toxických látek než u ryb hospodářských druhů (kapr, pstruh, pstruh mořský). Kontroverzní diskuse již řadu let vyvolává možnost využití malachitové zeleně jak dezinfekčního a léčebného preparátu. V USA, Rakousku, Finsku a Švýcarsku jsou přípravky na bázi malachitové zeleně zakázány a neprodávají se. V Polsku panuje všeobecné přesvědčení o škodlivosti tohoto přípravku, ale malachitová zeleň je dostupná k akvaristických prodejnách nejen jako čistý preparát, ale i jako součást řady terapeutických přípravků, např. FMC, Malachitowa, Ichtio forte, Zielen, Sera Costapur.

V Polsku dodnes je nedostatek předpisů zakazujících použití tohoto přípravku v akvakultuře. Není uvedena ani Dzienniku Ustaw (zákon ze dne 6.9.2001, č. 126, poz. 1381) ani v Rozporządzeniu Farmaceutycznym z roku 2002, což potvrzuje zastavení používání malachitové zeleně jako terapeutika řazeného mezi léčebné koupele.

Figuruje v seznamu barviv pod číslem E142 (společně s brilantovou a diamantovou zelení) jako zelené syntetické barvivo, jehož genotoxický vliv se týká výlučně bakterií. Přípravek je používán v malířství (měďnatá barviva), spotřebním průmyslu, koželužství a v mikrobiologických výzkumech (jako 2% roztok) je součástí půdy Lovensteina.

Prostová (1996) potvrzuje značné užití malachitové zeleně jako profylakticko-terapeutického přípravku proti chorobám (ichtyoftirióza, oodinóza) i protozoálním infekcím (Chilodonelóza, kostióza, trichodinóza). Vzhledem k obecně uznávané škodlivosti tohoto přípravku je doporučeno jeho použití v klecových chovech u všech ryb, vyjma tržních. Ve vyhlášce Ministerstva vnitřních věcí ze dne 20.ledna 1930 figuruje malachitová zeleň pod číslem 28 jako umělé organické barvivo neškodné pro zdraví.

V souvislosti s takto různorodými informacemi týkajícími se škodlivosti i doporučených dávek malachitové zeleně bylo cílem práce verifikovat teoretické léčebné dávky pro akvarijní ryby a pokus ocenit jejich vliv na morfologii chromosomů u platy skvrnité.

MATERIÁL A METODIKA

Sledováno bylo 25 kusů platy skvrnité, pocházející z poslkého akvarijního chovu o průměrné hmotnosti 6 g. Ryby byly přivezeny na Katedru rybářství v sáčcích s vod a kyslíkem, potom byly umístěny v akváriích s dobře provzdušenou vodou. Na základě literárních údajů (tab. 1) byly stanoveny doporučené dávky malachitové zeleně pro terapeutické nebo preventivní léčebné koupele. Pro stanovení přežití bylo provedeno sledování několika ryb ve 4 akváriích (koncentrace 3, 4, 5, 6 mg/10 l). V případě nejvyšší koncentrace ryby nepřežily, což vedlo k vyřazení této varianty z toxikologicko-cytogenetického sledování. Po 12hodinové expozici ryb působení malachitové zeleně byly připraveny cytogenetické preparáty. Před vyjmutím přední části ledvin byl do dutiny tělní vstříknut 0,1% roztok kolchycinu – inhibitoru mitózy (v poměru 1 ml roztoku na 100 g hmotnosti ryby). Po injikaci byly ryby opět umístěny na 60 minut v akváriu. Po této době byly ryby anestezovány 2-phenoxyethanolem, následovala dekapitace i preparace přední části ledvin. Preparáty byly připraveny metodou Rab´a a Rotha (1988) s vlastními modofikacemi. Získané destičky se zjevnými chromosomy byly barveny 5%

roztokem Giemsa (pufrovaným na pH 6,8) ponořením na 12 minut do barvívích nádobek. Po obarvení a opláchnutí byly preparáty ponechány 24 hodin vysychat. Metafazální destičky byly pro cytogenetickou analýzu prohlíženy světelným mikroskopem Nicon (ECLIPSE E-600) při stonásobném zvětšení a použití imerze.

Tab.1: Doporučené dávky malchitové zeleně v akvaristice a v akvakultuře (sestavené podle autorů)

Autor	Koncentrace	Účel	Forma působení
Antychowicz (1996a)	6 mg/10l 0,6mg/1l*	Prevence	Koupel
Antychowicz (1996a)	0,01-0,1mg/1l	ichtiobodóza	Koupel
Antychowicz (1996a)	0,01-0,1mg/1l	ichtioftirióza	Koupel
Antychowicz (1996a)	0,05mg/1l	chilodonellóza	Koupel
Antychowicz (1996b)	5-10mg/1l	prevence	Koupel
Antychowicz (1996b)	0,15-0,20mg/1l	léčení	Dlouhodobá koupel
Antychowicz (1996b)	0,1ppm 0.1mg/1l*	ichtiobodóza	Koupel
Antychowicz (1996b)	0,15mg/1l	chilodonellóza	Koupel
Antychowicz (1996b)	2-3g/m3 2-3mg/1l *	ichtioftirióza	Koupel
Prost (1994)	1:200 000 5mg/1l *	zaplísnění	koupel (jikra ryb lososovitých)
Prost (1994)	1mg/1l	zaplísnění	koupel (plůdek)
Prost (1994)	1:150 000 6,67mg/1l*	zaplísnění	Kapr
Prost (1994)	0,5-1,0mg/1l	zaplísnění	Akvarijní ryby
Prost (1994)	0,1mg/1l	kostióza	koupel (ryby lososovité)
Prost (1994)	0,5-1,0 mg/1l	kostióza, chilodonellóza	Akvarijní ryby
Prost (1994)	3 mg/1l	Przerostowa choroba ledvin	koupel (pstruzi)
Prost (1994)	0,15mg/1l	chilodonellóza	Koupel (ryby)
Prost (1994)	0,1-0,2mg/1l	ichtioftirióza	použití „na vodě”
Prost (1994)	0,25-0,5mg/1l	ichtioftirióza	koupel (ryby býložravé)
Prost (1994)	O,2-0,25mg/1l	ichtioftirióza	koupel (plůdek tolstolobika)
Jara (1999)	0,1ppm 0,1mg/1l*	Vředová nekróza kůže, ichtiftirióza	Koupel
Siwicki (1994)	5ppm 5mg/1l*	Dezinfekce	koupel (jikra)
Siwicki (1994)	2mg/1l	saprolegnióza	Léčebná koupel (jikra)
Siwicki (1994)	1mg/1l	saprolegnióza	Léčebná koupel (ryby)
www.kantoslabor-bs.ch.	0.01mg/kg^{-1} 0,01mg/1l*	mykóza endoparazitózy	Koupel

* podane jednostki przeliczono na mg/1l

VÝSLEDKY A DISKUSE

Siwicki (1994) uvádí velmi vysokou účinnost malachitové zeleně při léčení mykóz ryb a jiker. Analýza dostupných a obecně užívaných přípravků používaných při prevenci i léčení ryb hospodářských i akvarijních, včetně malachitové zeleně a informací o škodlivosti jejího působení. Výzkum prokázal její mutagenní vliv, projevující se deformacemi chromosomů (Siwicky 1994) a poruchami dělení mitotických buněk (Prost 1994). Kromě toho bylo pozorováno destrukční působení zeleně na buněčné struktury, především na mitochondrie a endoplazmatické retikulum (Prost 1994), poruchy v procesu buněčného dýchání, kumulace v tkáních po opakovaných léčebných koupelích (Prost 1996) a nepravidelnosti ve vývoji larev ryb (Siwocki 1994). Vysoké koncentrace zeleně (tedy také tzv. krátkodobé koupele, přichž je aplikována nárazová dávka) jsou pro zvířata rokovinotvorné. Zjištěny byly i reakce organismu ve formě snížení počtu bílých krvinek a redukce počtu makrofágů (Siwicki 1994).

Současné toxikologické výzkumy umožňily ustanovit, že nejvyšší doporučená dávka pro dlouhodobé koupele preventivní i terapeutické pro sledovaný druh je 5 mg malachitové zeleně (krystalické, neobsahující zinek) na 10 l vody. Dávka doporučovaná Antychowiczem (1996a) (tab. 1) je letální pro 100 % obsádky akvária. Předběžný výzkum umožnil analyzovat kariotyp *Xiphophorus maculatus*. Výsledky jsou uvedeny v tab. 2. Počet chromosomů se pohyboval od 46 do 49, v 81 % diploidní soubor chromosomů se rovnal 2n=48, což potvrzuje i práce Nandy a kol. (2000).

Tab. 2. Charakteristika počtu chromosomů *Xiphophorus maculatus*

	Počet chromosomů			
Počet chromosomů	46	47	48	49
% destiček	7,8	9,6	81,0	1,6

Analýza metafazálních destiček po 12hodinové expozici toxinu potvrdila vysokou genotoxicitu malachitové zeleně používané jako obecný preventivní a léčebný prostředek v akvaristice. Potvrzen byl výskyt delece ramen chromosomů. Ve dvou případech (u ryb z koncentrace 5 a 6 mg/10 l vody) bylo pozorováno zmenšení počtu chromosomů v somatických buňkách (ledviny). Nanda a kol. (2000) upozorňují na potíže při sestavování homologických párů chromosomů u platy skvrnité vzhledem k existenci akrocentrických chromosomů. Zajímavou byla reakce ramen akrocentrických chromosomů, docházelo k fúzi (slepování). Autoři práce upozorňují na možnost vlivu malachitové zeleně na bílkovinné struktury buněk. Pravdděpodobný je také výskyt destruktivního vlivu na žaberní epotel ryb, kde se objevuje velké množství makrofágů (Siwicki 1994).

Vzhledem k tomu, že výzkum by měl být proveden i na hospodářských druzích ryb, v jejichž případě by změna chromosomální struktury vlivem malachitové zeleně mohla vést ke zničení genetické informace populace a tedy k erozi genomu hospodářsky chovaných druhů ryb v Polsku.

ZÁVĚRY

1. Provedený toxikologicko-cytogenetický výzkum umožnil potvrdit, že v případě Xiphophorus maculatus koncentrace 6 mg/10 l (Antychowicz 1996a) nemůže být pouřita pro tzv.dlouhodobé koupele, jelikož po 12 hodinách nastupuje 100% úhyn obsádky akvária.
2. Mutagenní působení malachitové zeleně má odlehlý charakter, projevuje se chromosomovými aberacemi (delece) nebo ztrátou jednoho či několika chromosomů z kariotypu.
3. Státní veterinární ústav je povinen zavést všeobecný zákaz používání tohoto přípravku nejen v krystalické formě (bez obsahu zinku), ale také jako součásti akvaristických přípravků jako je FMC, Malachitowam Ichtio forte, Zielen nebo Sera Costapur.

LITERATURA

Antychowicz J., 1996a: Choroby ryb akwariowych. PWRiL, Warszawa.

Antychowicz J., 1996b: Choroby i zatrucia ryb. SGGW, Warszawa.

Nanda I., J.N. Volff, S. Weis, C. Korting, A. Froschauer, M. Schmidt, M. Schartl, 2000: Amplifikation of a long terminal repeat-like element on the Y chromosome of the platyfish, *Xiphophorus maculates*. Chromosoma, 109:173-180.

Prost M., 1994: choroby ryb. PTNW, Lublin.

Seńczuk W., 1994: Toksykologia. PZWL, Warszawa.

Siwicki A. K., 1994: Choroby ryb hodowlanych. IRŚ, Olsztyn.

Traut W., H. Winking, 2001: Meiotic chromosomes and stages of sex chromosome evolution in fish: zebrafish, platyfish and guppy. Chromosome Research, 9: 659-672.

Adresa autorů

Dr Jolanta Kempter
Dr inż. Jacek Sadowski
Inż. Agnieszka Szeremeta
Akademia Rolnicza, Katedra Akwakultury, ul. Kazimierza Królewicza 4, 71-550 Szczecin, Polska.

VLIV ANESTETIKA 2-phenoxyethanol NA ORGANOLEPTICKÉ VLASTNOSTI MASA TILAPIE NILSKÉ (*Oreochromis niloticus*)

Anaesthetic 2-phenoxyethanol influence on organoleptic characteristics of Nile Tilapia (Oreochromis niloticus) flesh

VÁCHA F., HAMÁČKOVÁ J., KOUŘIL J., VEJSADA P.

Abstract

The influences of different concentrations (0,4 ml.l^{-1}, 0,6 ml.l^{-1}, 1 ml.l^{-1}) of an anaesthetic (2-phenoxyethanol) on organoleptic characteristics of fish meat from Nile tilapia (Oreochromis niloticus) were observed. A panel of evaluators judged odour, taste, flavour and consistence. A protocol with an unstructured graphic scale was used for perception formulation. On the classification there were ten critics participated and it was three-times repeated. The influence of used anaesthetic on odour wasn't statistically conclusive (significance level p < 0,05). Conclusions from the evaluation of consistence are similar, like it was in the previous sensorial characteristics. It results from our results, that the used anaesthetic didn't had a significant influence on changes of organoleptic characteristics of flesh from Nile tilapia.

Keywords: anaesthetic; Nile tilapia; odour; taste; flavour; consistence; sensory analyses

ÚVOD:

V chovech ryb jsou stále více používaná anestetika, a to hlavně za účelem snížení stresu a zabránění mechanickému poškození ryb při manipulaci s nimi, zejména při provádění umělého výtěru, značení či značkování, biometrickém měření, biopsii, podávání hormonálních přípravků, kontrolách zdravotního stavu apod. Používání anestetik je rovněž nutné vzhledem k uplatňování předpisů o ochraně zvířat proti týrání. Porovnáním účinku anestetik 2-phenoxyethanol, Propiscin, a hřebíčkový olej na lína tržní velikosti při různých teplotách vody se zabývá práce Hamáčkové a kol. (2000). Práce Kouřila a kol. (2001) uvádí výsledky účinku těchto uvedených anestetik na různé druhy ryb.

Tamaru a kol. (1996) provedli porovnání účinnosti hřebíčkového oleje a 2-phenoxyethanolu při biopsii a zjištění hmotnosti u ryb *Siganus argenteus*. Hřebíčkový olej byl ve stejných dávkách a při shodných podmínkách účinnější. Zkouška byla provedena z přijatelnosti tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*) jako jídlo pro obyvatele Samoy, zvláště s ohledem na blízké útesové ryby. Byly používány dvě netradiční metody vaření: vařená ryba v kokosovém mléce v ořechu a vařená ryba zabalená do plodu chlebovníku. Pouze uvařená tilapie v kokosovém krému byla posuzovateli srovnávána s chutí ryb útesových. Výsledky ukázaly že z 43 hodnotitelů kterých se účastnilo tohoto zvláštního průzkumu 21 hodnotitelů (48,8 %) hodnotilo tilapii stejně jako útesové ryby, 20 (46,5 %) hodnotilo tilapii lepší než útesové ryby, zatímco jen 2 (4,7 %) ohodnotilo tilapii horší než útesové ryby. Tilapie nilská a různé druhy útesových ryb byly uvařeny druhou metodou, aby hodnotitelé mohly posoudit obě metody vaření. Z celkového výsledku se ukázalo, že ze 72 hodnotitelů ,devět (12,5%) ohodnotilo tilapii nilskou a útesovou rybu, že mají stejnou chuť. Třicet hodnotitelů (41,7%) posoudilo, že tilapie má lepší chuť, než útesová ryba, zatímco třicet tři hodnotitelů (45,8%) hodnotilo útesovou rybu lépe než tilapii.

Cílem tohoto studia bylo zhodnotit účinnost 2- phenoxyethanolu jako anestetika pro dvě velikostní třídy karase stříbřitého. Karas Stříbřitý (*Carassius auratus*) byl vystaven koncentraci 0,3ml.l^{-1}, 0,4 ml.l^{-1}, 0.5 ml.l^{-1} 2-phenoxyethanolu při 20, 25, 30 °C. Čas potřebný k anestézii byl závislý na koncentraci a teplotě vody. Při teplotách vody pod 25°C a koncentraci 0.4 ml k přivození úplné ztráty rovnováhy bylo potřeba méně než 15 min. Nad 25 °C a koncentraci 0.5 ml bylo potřeba přivodit ztrátu rovnováhy. Při teplotách 25°C a méně a koncentraci anestetika 0.4 ml bylo potřebné k úplné anestézii méně než 15min. Nad 25 °C bylo požadováno přivodit umrtvení. Rychlost zotavení byla nezávislá na délce anestézie. Ryby obnovily životní funkce během 10 minut, co byli vzaty z narkotické lázně. V druhém experimentu, karas stříbřitý reagoval opakovaně vystavení 2-phenoxyethanolu denně po období 14 dnů se zvětšenou snášenlivostí, který signalizoval navyknutí ryb na anestetikum. Použití 2-phenoxyethanolu jako anestetikum pro krátkodobou anestézii a použití anestézie pro přepravní podmínky je diskutované.

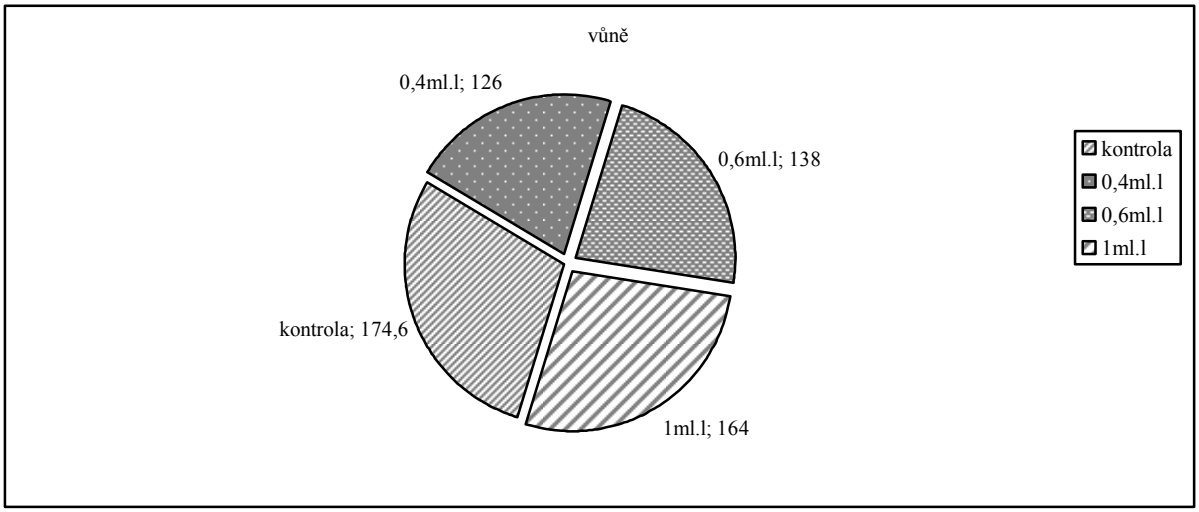
MATERIÁL A METODIKA

K pokusům byly použity tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*) o kusové hmotnosti cca 200 g, chované v současnosti v experimentální hale VÚRH JU při teplotě 20 °C. Krmeny standardní granulovanou krmnou směsí. Do každé pokusné skupiny (4 skupiny) bylo zařazeno vždy po 15 jedincích, tzn. Celkem bylo použito 60 pokusných ryb. Vlastní anestézie byla prováděna ve skleněných akváriích v roztoku anestetika hřebíčkový olej v příslušných koncentracích. Koncentrace použitého anestetika: 0 (kontrola); 0,1 ml.l^{-1}; 0,4 ml.l^{-1} a 0,6 ml.l^{-1}. Doba expozice ryb byla 10 minut, poté byly pokusné ryby umístěny v akváriích s čistou provzdušovanou vodou o teplotě 20 °C. Za 24 h po expozici ryb v roztocích anestetika byly pokusné ryby zabity, odšupinovány, odříznuty ploutve a hlava a naporcovány na podkovy, zchlazeny a připraveny k tepelné úpravě. Vzorkovnice se vzorky byly označeny kódovými čísly. Každá vzorkovnice musí obsahovat poměrnou část z trupu přední a střední části bez ocasního násadce. Tepelná úprava vzorků trvala 20 minut při teplotě 250°C. Organoleptické

analýza byla hodnocena s použitím grafických stupnic. Používána byla nestrukturovaná grafické stupnice (hédonická stupnice). Organoleptické hodnocení se provádělo v panelu 10 osob ve třech opakováních (v 8,30; 9,30 a 10,30 h). Pokusy byly hodnoceny tři krát za sebou v rozmezí 60 min. Hodnotitelé výsledky zaznamenaly do . Na protokolu byly sledovány čtyři jakostní znaky: vůně, chuť, pachuť, konzistence. Ke každého znaku byla předtištěna deseticentimetrová úsečka. Na jednom konci byly vždy použity parametry jakosti kladné, na opačném konci záporné. Hodnotitelé označily na úsečce místo, které podle jejich smyslů odpovídá vjemům daných vzorků. Při získání výsledků jsme vycházeli z toho, že vzdálenost od začátku (žádoucí, kladná vlastnost) k označenému místu změříme v mm. Čím bude tato vzdálenost větší, tím bude hodnocení horší (Pokorný, 1993). Získané údaje byly vyhodnoceny statisticky v programu Stat 95 metodou analýzou rozptylu jednoduchého třídění.

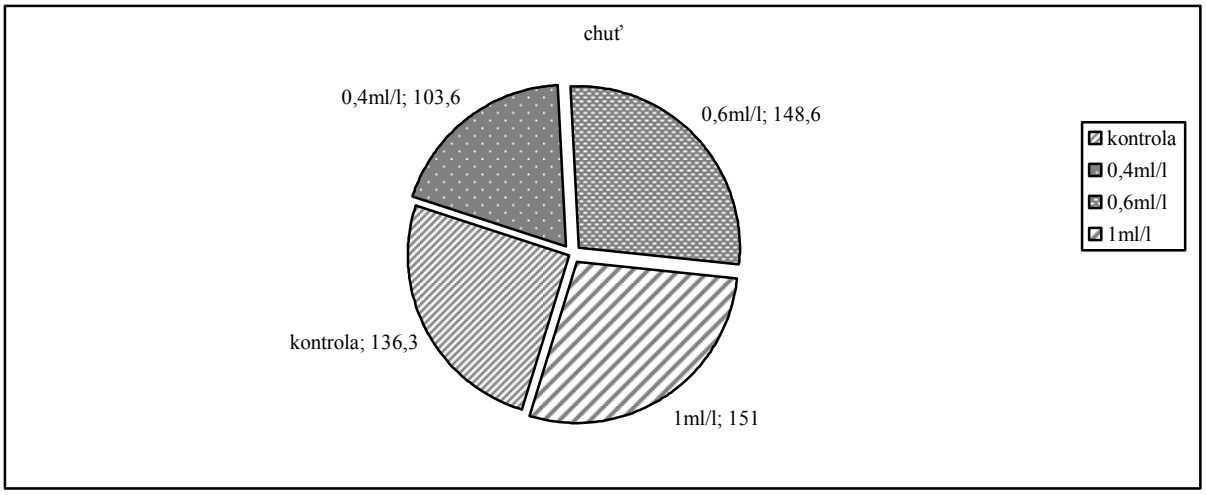
VÝSLEDKY A DISKUSE

Vliv anestetika (2-phenoxyethanol) na organoleptické vlastnosti masa tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*) je zaznamenán v následujících grafech. Jsou zde zaznamenány průměrné hodnoty dat z protokolu ze tří opakování viz.metodika a jejich statistické vyhodnocení analýzou rozptylu jednoduchého třídění.



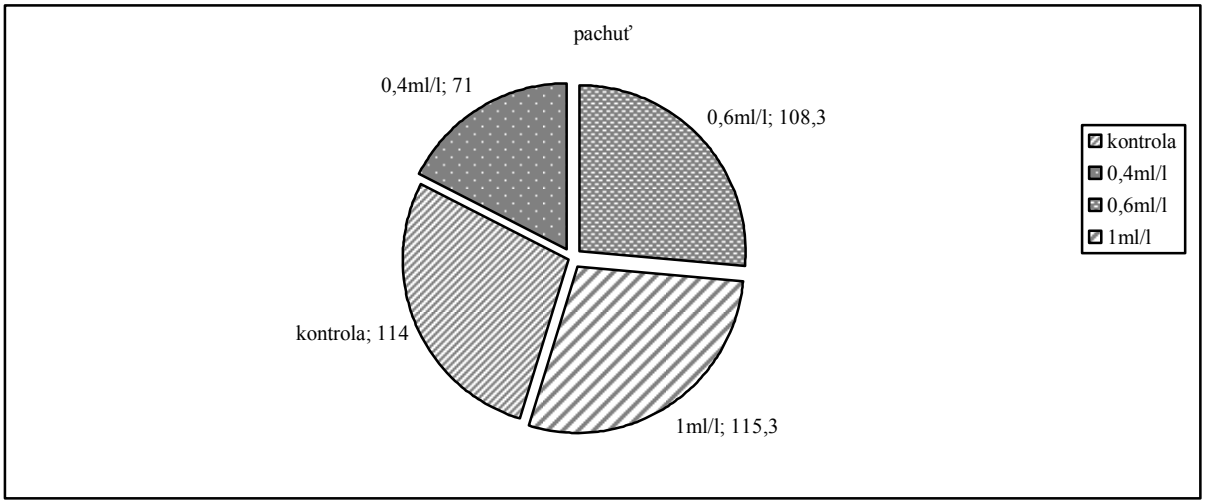
Graf 1: Vliv 2-phenoxyethanolu na vůni masa tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*)
Fig 1: Influence 2-phenoxyethanol on smell flesh Nile tilapie (*Oreochromis niloticus*)

Vliv 2-phenoxyethanolu na vůni vyjadřuje graf č.1. Nejlépe ohodnocena byla skupina s koncentrací 0,4 $ml.l^{-1}$, kde průměrná délka měřené úsečky dosáhla 126 mm. Nejhůře byla ohodnocena kontrola (174,6 mm). Statistické vyhodnocení průkaznosti rozdílů bylo zpracováno analýzou rozptylu jednoduchého třídění. Rozdíly mezi sloupci nejsou statisticky významné ($p < 0,05$).



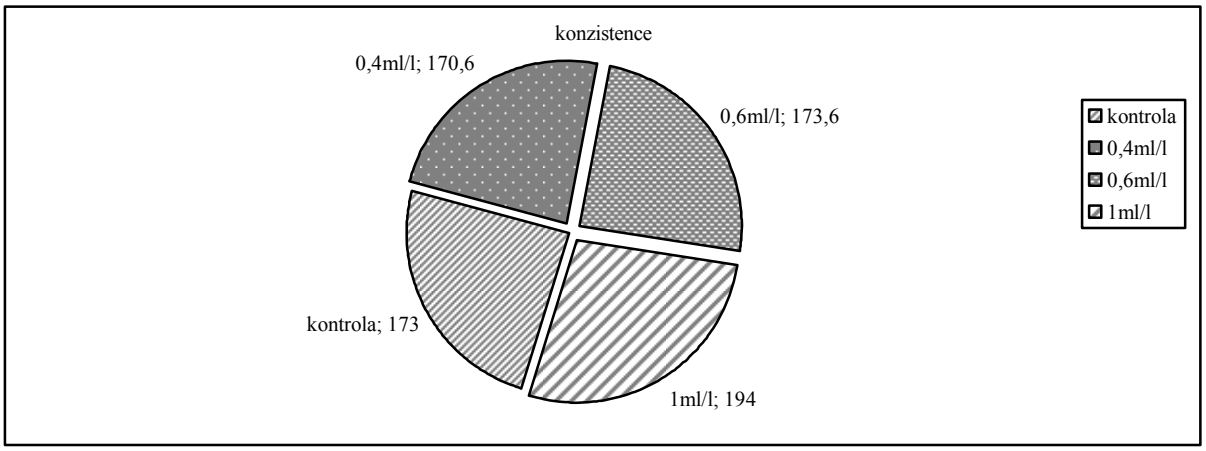
Graf 2: Vliv 2-phenoxyethanolu na chuť masa tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*)
Fig 2: Influence 2-phenoxyethanol on taste flesh Nile tilapie (*Oreochromis niloticus*)

2-phenoxyethanol měl částečně vliv na chuť masa tilapie. Kontrolní skupina byla vyhodnocena vůči ostatním skupinám jako jedna z nejlepších. Hodnotitelé nejlépe hodnotili koncentraci 0,4 $ml.l^{-1}$, kde byla průměrná délka úsečky 103,6 mm. Kontrola byla hodnocena jako druhá nejlepší s délkou úsečky 136,3 mm. Hodnocení chuti v udávaných koncentracích se postupně zvyšuje: 0,6 $ml.l^{-1}$;148,6 mm, 1 $ml.l^{-1}$;151 mm. Rozdíly mezi skupina nejsou statisticky průkazné ($p < 0,05$).



Graf 3: Vliv 2-phenoxyethanolu na pachuť masa tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*)
Fig 3: Influence 2-phenoxyethanol on flavour flesh Nile tilapie (*Oreochromis niloticus*)

Anestetikum mělo částečný vliv na pachuť masa. Koncentrace 0,4$ml.l^{-1}$ byla ohodnocena hodnotiteli jako nejlepší s průměrnou délkou úsečky 71 mm. Kontrola byla ohodnocena jako jedna z nejhorších s průměrnou délkou úsečky 114 mm. Rozdíly mezi skupinami ale nejsou statisticky průkazné $p < 0,05$.



Graf 4: Vliv 2-phenoxyethanolu na konzistenci masa tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*)
Fig 4: Influence 2-phenoxyethanol on consistence flesh Nile tilapie (*Oreochromis niloticus*)

Udávané koncentrace hřebíčkového oleje na konzistenci masa tilapie nemají žádný vliv, protože tilapie byla vystavena krátké expozici anestetika, která nezanechává změny konzistence na mase. Proto také hodnotitelé ve všech skupinách pokusu hodnotily vzorky stejně. Rozdíly mezi skupinami nejsou statisticky významné ($p < 0.05$).

Podobným pokusem se zabýval (Bell a kol., 1997) kde zkoumal vliv bahnité zápachu na organoleptické vlastnosti nasolených, marinovaných a tepelně upravených tilapiích nilských. Hédonickou stupnicí hodnotily své protokoly (Pereira a kol., 1999) stejnou stupnici jsme používaly i v našem pokusu. Při zkrmování kvasnic a jejich vlivu na organoleptické vlastnosti nepřinesly žádné průkazné statistické výsledky.

ZÁVĚR:

Vyhodnocení organoleptických vlastností neprokázalo průkazný vliv anestetika 2 – phenoxyethanolu na maso tilapie nilské při různých koncentracích, i když některá hodnocení daných vjemů mají tendenci k průkaznosti výsledků. Musíme však počítat se subjektivností hodnotitelů při hodnocení vzorků.

SOUHRN:

Byl zkoumán vliv anestetika (2-phenoxyethanol) při různých koncentracích (0,4 $ml.l^{-1}$, 0,6 $ml.l^{-1}$ a 1 $ml.l^{-1}$) na organoleptické vlastnosti masa tilapie nilské (*Oreochromis niloticus*). Panel hodnotitelů posuzoval vůni, chuť, pachuť a konzistenci. K vyjádření intenzity vjemu byl použit protokol s nestrukturovanou grafickou stupnicí. Na hodnocení se podílelo deset hodnotitelů a bylo 3 krát opakováno. Při hodnocení vůně nebyl prokázán statisticky průkazný vliv použitého anestetika (při hladině významnosti $p < 0,05$). Z našich výsledků vyplývá, že použité anestetikum nemělo průkazný vliv na změnu organoleptických vlastností masa tilapie nilské

Poděkování:

Práce byla podporována z prostředků MSM – 126100001 „Biologické základy sladkovodní akvakultury“.

LITERATURA:

Bell, L.A.J.; Mulipola, A.P.; Matsunaga, 1997.Comparative taste study on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and marine fish in Samoa. Part 2: With reef fish. Comparative-taste-study-on-Nile-tilapia-*Oreochromis-niloticus*-and-marine-fish-in-Samoa-and-Nauru Mulipola,-A.P.; Bell,-L.A.J.; Skelton,-P.; Sasi,-T.; Matsunaga,-Y.; Alefaio,-F. pp. 13-22

Hamáčková, J., Stupka, Z., Kouřil, J., Lepičová, A., 2000. The effect of various anestheticson tench (*Tinca tinca* L.), Bulletin VÚRH Vodňany 4/2001 , str. 147-153.

Kouřil, J., Stupka, Z., Hamačková, J., Lepičová, A., 2001. Předběžné výsledky účinku třech anestetik u různých druhů ryb. Ve: Kolářová, J. a kol. (red.). Ochrana zdraví ryb VÚRH JU Vodňany, s. 131-136.

Pereira, G.V.; Medri, V.; Leonhardt, J.H.; Panini, M.S.; Dietzel, S, 1999. Sensory evaluation of the tilapia fillets fed with different levels of alcohol trast. Acta-Scientiarum vol. 21, no. 2, pp. 303-308.

Tamaru, C.S., Carlstrom, T.C., Fitzgerald, W. J.J., 1996. Clove oil, minyak cengkeh, a natural fish anesthetic. Proceedings of the Pacon konference on sustainable Aquaculture ´95, pp. 365-371.

Weyl,-O.; Kaiser,-H.; Hecht,-T. 1996. On the efficacy and mode of action of 2-phenoxyethanol as an anaesthetic for goldfish, Carassius auratus (L.), at different temperatures and concentrations. AQUACULT.-RES. vol. 27, no. 10, pp. 757-764

Adresy autorů

doc. Ing. ***František Vácha***,CSc.
University of South Bohemia, Department of Fishery, Studentská 13,370 05 České Budějovice
tel. + 420 387772731 , e-mail: vácha@zf.jcu.cz

Ing***. Jan Kouřil***, Ph.D.
University of South Bohemia, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, Vodňany, Czech Republic
e-mail: kouril@vurh.zf.jcu

Ing. ***Jitka Hamáčková***
University of South Bohemia, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, Vodňany, Czech Republic
e-mail: hamackova@vurh.zf.jcu

Ing. ***Pavel Vejsada***
University of South Bohemia, Department of Fishery, Studentská 13,370 05 České Budějovice
tel.: + 420 387772734 , e-mail: vejsadap@seznam.cz

TOXICITA HŘEBÍČKOVÉHO OLEJE A VLIV JEHO KONCENTRACÍ NA PRŮBĚH A ODEZNĚNÍ ANESTÉZIE U SIVENA AMERICKÉHO *(SALVELINUS FONTINALIS)*

Toxicity of clove oil and the effect of its concentrations on the course of anaesthesia and on recovery of brook trout (Salvelinus fontinalis)

HAMÁČKOVÁ, J., SEDOVA, M.A., PJANOVA, S.V., KOUŘIL, J.

Abstract:

Altogether 110 specimens of brook trout were studied concerning the onset of anaesthesia, duration of its individual phases and recovery using clove oil for 10 min exposure at 5°C water temperature. Fish of 30.1±10.87 g mean individual weight and 135.7 ±18.4 mm mean total length were tested for 11 concentrations ranging from 0.033 to 1.5 ml.l^{-1}. A close relationship $y=20.692x^{-0,5515}$; $R^2=0.9115$ was computed between the onset of the Phase II b (y; sec) and concentration of anaesthetics (x; ml.l^{-1}). The Phase III of anaesthesia was not gained with 0.033 and 0,04 ml.l^{-1} concentrations. No mortality was registered using concentrations from 0.033 to 0,2 ml.l^{-1}. The values of LC50 0.61 ml.l^{-1}, LC100 (1.92 ml.l^{-1}) and LC0 (0.19ml.l^{-1}) were computed using the EKO-TOX 5.1 software.

ÚVOD

V chovech ryb je nezbytné používání anestetik za účelem snížení stresu a zabránění mechanickému poškození ryb při manipulaci s nimi a vzhledem k uplatňování požadavků Zákona na ochranu zvířat proti týrání (č. 246/1992 sb.). Naším cílem bylo otestovat použití anestetika hřebíčkový olej pro sivena amerického při teplotě vody 5°C.

LITERÁRNÍ PŘEHLED

Veškeré chemické přípravky a látky používané v akvakultuře jsou nyní stále více podrobovány přísnému posuzování, zejména s ohledem na bezpečnost použití a jejich účinnost, ale i z hlediska jejich ceny (Taylor a Roberts, 1999). Především důležitá je snaha zabránit nešetrné manipulaci a následnému mechanickému poškození ryb. Přestože u ryb existuje velká regenerační schopnost, nelze působení mechanických vlivů podceňovat. V neposlední řadě je práce s anestezovanými rybami pro personál snazší a rychlejší (Svoboda a Kolářová, 1999).

Podrobný přehled anestetik, jejich vlastností a použití uvedli Ross a Ross (1999). Podle přehledu zpracovaného Svobodou a Kolářovou (1999) byla k anestézii ryb postupem doby používána celá řada různých látek. I když u mnohých chemikálií byla shledána schopnost efektivního vyvolání anestézie u ryb (McFarland, 1960; Bell, 1964; Klontz, 1964), přesto jen některé z nich jsou v akvakultuře ve větší míře využívány (Marking a Meyer, 1985). Tito autoři též definují vlastnosti, které by mělo splňovat ideální anestetikum. Mezi tato kritéria patří rychlé znehybnění nebo-li účinnost, nezaznamenaná toxicita pro ryby, žádné problémy pro bezpečnost lidí, minimální rezidua ve tkáních, nízká cena a dostupnost, snadné použití bez vedlejších efektů pro ryby, lidi a životní prostředí. Autoři zároveň uvádějí, že pravděpodobně žádná látka nebude zcela splňovat všechna kritéria. Uvádějí, že hřebíčkový olej vyhovuje sedmi z osmi kritérií. Hřebíčkový olej je účinné anestetikum pro různé ryby a je snadno dostupné za nízkou cenu. Průběh fází anestézie se vzrůstající dávkou a časem na zotavení z anestézie ryb ho zařazuje mezi typické rybí anestetikum (McFarland, 1959; Jolla a kol., 1972; Hikasa a kol., 1986). Burhanuddin a Wilkanta (1989) v laboratorním experimentu ukazují možnosti využití hřebíčkového oleje jako anestetika pro transport u ryby druhu *Siganus guttatus*. Keene a kol. (1998) studovali anestetické efekty eugenolu, derivátu hřebíčkového oleje, u juvenilního pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*). Akutní toxicita a účinky mnohonásobně opakované expozice eugenolu v časovém rozpětí přibližně 8 – 96 hod. dosáhla při vyjádření v LC50 kolem 9 ppm (tj. cca 1 mg.l^{-1}). Rovněž byl při stejných okolnostech, sledován čas indukce a zotavení z anestézie a porovnán s anestetikem MS 222. Eugenol všeobecně indukuje anestézii rychleji a při nižších koncentracích než MS 222. Zotavovací čas ryb vystavených eugenolu byl 6 – 10x delší, než při expozici ve stejné koncentraci MS 222. Při použití eugenolu v koncentraci 30 ppm byl úhyn ryb zaznamenáván nejdříve za 2 h od začátku experimentu a při koncentraci 15 ppm pak za 8 h. Mortalita ve výši 100 % byla zaznamenána pro obě použité koncentrace 15 a 30 ppm eugenolu při 3 opakováních na konci 96 h testu (Keene a kol, 1998).

Eugenol byl široce testován k určení své bezpečnosti pro člověka. Hřebíček, hřebíčkový olej a eugenol jsou všeobecně uznávané jako bezpečné u lidí při hladině nepřevyšující 1500 ppm. Kromě toho eugenol a jeho metabolity rychle odcházejí z krevního oběhu a tkání u lidí (Fischer a Dengler, 1990) a nejsou považovány, ani jako toxické, ani karcinogenní pro člověka, ani zvířata, včetně krys, myší a čínských křečků (Liu a Gibson, 1977; Maura a kol., 1989; Fisher a kol., 1990; Phillips, 1990; Zheng a kol., 1992).

Chmel (2002) stanovoval akutní toxicitu hřebíčkového oleje při 4 teplotách (10, 15, 20 a 25°C) u kapra obecného (*Cyprinus carpio)*. Pokusy prováděl při 4 délkách expozice (5, 10, 20 a 40 min.) v lázni anestetika. Pro 10 min. expozici v roztoku hřebíčkového oleje zjistil pro kapry o průměrné hmotnosti 11,0 ± 3,1 g hodnoty LC50, pro teplotu 20°C koncentraci 0,124 ml.l^{-1} (124 ppm) a pro teplotu 25°C koncentraci 0,147 ml.l^{-1}.

Anderson a kol. (1997) používali hřebíčkový olej o koncentraci 33 – 120 mg.l^{-1} u *Siganus lineatus* a pstruha duhového. Tato studie také zkoumala bezpečnost a účinnost hřebíčkového oleje jako anestetika pro juvenilní a dospělé tichooceánské lososy (*Oncorhynchus chinok* a *O. coho*) a juvenilního pstruha duhového. Hladina použité koncentrace 50 mg.l^{-1} byla vybrána jako střední dávka na základě předešlých studií (Hikasa a kol., 1986; Anderson a kol., 1997). Byly zjištěny rozdíly při různé délce expozice. Čas střední letální koncentrace (LCT, při kterém 50 % testovaných ryb uhynulo) pro dávku 50 mg.l^{-1} dávky u pstruha duhového byl mezi 20 a 30 min. Následně byla hodnocena LC50 při 3 min. vystavení roztoku hřebíčkového oleje o koncentraci 250 mg.l^{-1}.

Použití anestetik 2-phenoxyethanol (0,4 ml.l^{-1}) a hřebíčkový olej (0,033 ml.l^{-1}) u okouna říčního o průměrné kusové hmotnosti 32,2-40,4 g při 10 min. expozici uvádí Hamáčková a kol. (2002). V laboratorních podmínkách byl sledován nástup jednotlivých fází anestézie i jejího odeznívání při čtyřech různých teplotách vody (12,5; 15,0; 17,5 a 20,0 °C). U všech sledovaných ryb bylo dosaženo konečné III. fáze anestézie. S hřebíčkovým olejem se čas dosažení anestézie pohyboval od 6,98 min. (17,5 °C) do 7,57 min. (12,5 °C) a u 2-phenoxyethanolu pak od 3,73 min. (20 °C) do 6,05 min. (12,5 °C). Čas odeznění anestézie u anestetika hřebíčkový olej se pohyboval od 6,06 (při 12,5 °C) do 9,21 (15 °C) u 2-phenoxyethanolu pak od 3,69 min. (při 20 °C) do 7,44 min. (12,5 °C). U 2-phenoxyethanolu byla zjištěna záporná přímá závislost na teplotě vody, u hřebíčkového oleje žádná závislost s teplotou vody nebyla zjištěna.

Literární údaje a dílčí výsledky experimentů s použitím hřebíčkového oleje jako anestetika pro ryby shrnuje práce Hamáčkové a kol. (2003), kde jsou sledovány jednotlivé fáze anestézie a jejího odeznění u 25 druhů ryb a u některých druhů také závislost dávek anestetika na teplotě vody.

Pro pstruha duhového o kusové hmotnosti 19 - 24 g uvádí letální koncentraci LC50 při 10 min. expozici v roztoku hřebíčkového oleje Taylor a Roberts (1999) 250 mg.l^{-1}.

MATERIÁL A METODIKA

Pokusy byly prováděny v laboratorních podmínkách na experimentálním rybochovném zařízení VÚRH JU Vodňany v prosinci 2003 u sivena amerického. Byl použit hřebíčkový olej (hřebíčková silice) šarže 103 396 s atestem 0059/0400/517, dodávaný firmou RNDr. Jan Kulich, Hradec Králové. Zjišťovány byly časy dosažení jednotlivých fází anestézie I, IIa, IIb a III i jejího odeznění (II b, II a, I a 0) podle Kazuňa (1999) pro 11 různých koncentrací (0,033; 0,04; 0,07; 0,15; 0,2; 0,35; 0,7; 0,9; 1,05; 1,2 a 1,5 ml.l^{-1}), při 10 minutové expozici a teplotě vody 5 °C. K testům bylo použito 110 ks ročka sivena amerického o průměrné kusové hmotnosti 30,1±10,87; průměrné celkové délce 135,7±18,40 mm a průměrné délce těla 122,56±17,34 mm. Před experimentem byly ryby několik dnů adaptovány na teplotu vody 5 °C. Každá koncentrace hřebíčkového oleje byla testována na 10 jedincích, u kterých byl individuálně zaznamenáván čas nástupu jednotlivých fází anestézie i jejího odeznění. Dále pro tyto ryby byla na základě získaných výsledků o přežití vypočtena letální koncentrace LC50 a hodnoty LC0 a LC100 pomocí probitové analýzy (program EKO-TOX 5.1). Množství rozpuštěného kyslíku ve vodě v průběhu testů nekleslo pod 8 mg.l^{-1}.

VÝSLEDKY

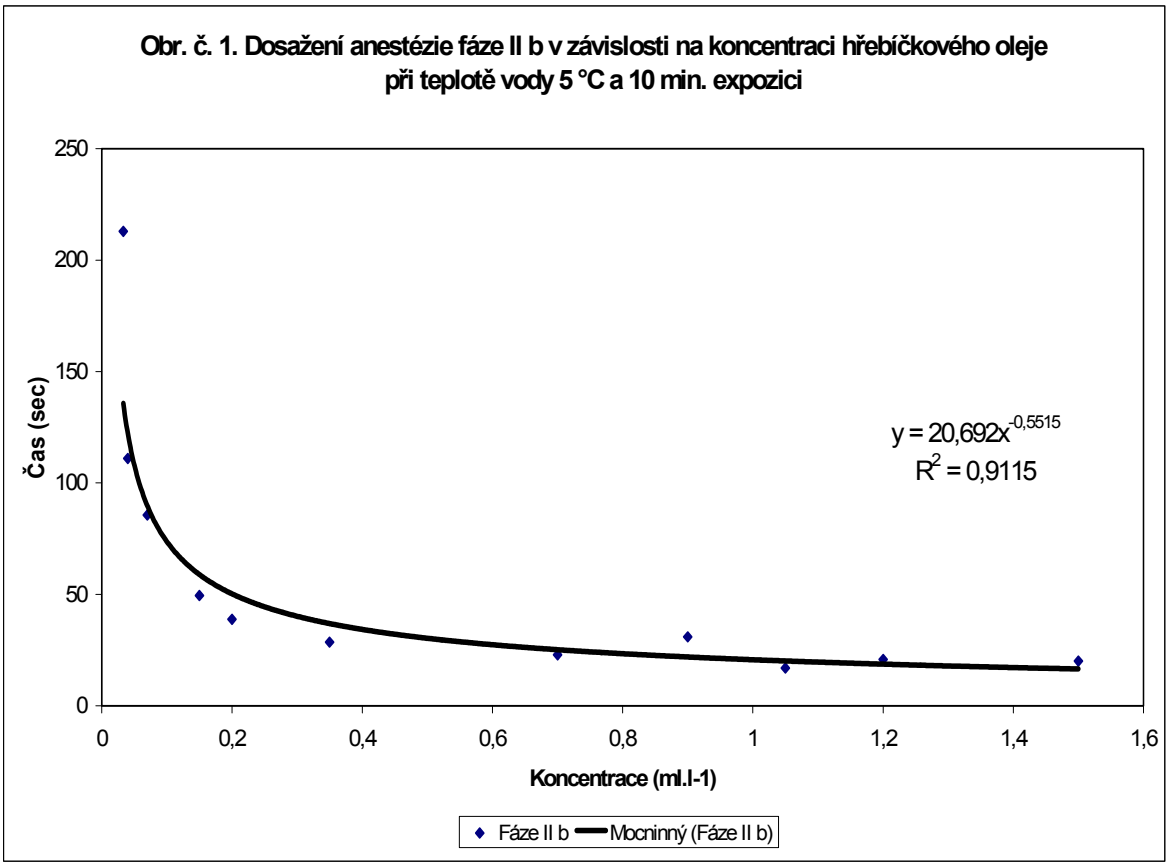
U všech testovaných koncentrací při 10 min. expozici bylo dosaženo II b fáze anestézie, tj. boční polohy a imobilizace. Při koncentracích 0,033 a 0,04 ml.l^{-1} nebylo dosaženo III fáze anestézie, kdy se zastavuje dýchání. Při koncentraci 0,07 ml.l^{-1} tato fáze nastoupila v průměru až za 7,6 min., při koncentraci 0,2 ml.l^{-1} za 4,4 min., při koncentraci 0,35 ml.l^{-1} za 1,6 min. a u koncentrace 1,5 ml.l^{-1} nastoupila již za 0,5 min. Fáze II b nastoupila při nejvyšší koncentraci 1,5 ml.l^{-1} v průměru za 0,3 min. a při nejnižší koncentraci 0,033 ml.l^{-1} za 3,6 min. U koncentrace 0,033 ml.l^{-1}, která je pro anestézii ryb nejčastěji doporučována došlo k nástupu I. fáze anestézie v průměru za 0,35 min, fáze II a za 1,03 min., fáze II b za 3,55 min. Odeznění anestézie u této koncentrace bylo dosaženo za 1,92 min. Některé další výsledky viz tab.1. Všeobecně lze konstatovat, že doba nástupu jednotlivých fází se s vyšší koncentrací anestetika zkracuje a délka odeznění prodlužuje. Byla zjištěna těsná závislost nástupu fáze II b na koncentraci hřebíčkového oleje (viz obr. 1).

Tab č. 1. Průměrné hodnoty nástupu jednotlivých fází a délka odeznění (min.) při 3 různých koncentracích hřebíčkového oleje

Koncentrace ml.l^{-1}	Začátek jednotlivých fází anestézie v min				Délka odeznění (min.)
	I	II a	II b	III	
0,033	0,35	1,03	3,55	-	1,92
0,35	0,06	0,38	0,48	1,58	35,95
1,5	0,05	0,16	0,33	0,48	úhyn

Při koncentracích 1,2 a 1,5 ml.l^{-1} bylo dosaženo 100 % mortality ryb. Nejkratší doby odeznění anestézie 8,3 min po 10 min. expozici při teplotě vody 5 °C, bylo dosaženo u nejnižší testované koncentrace 0,033 ml.l^{-1}. Tato doba se se stoupající koncentrací anestetika prodlužovala. Nejdelší doba odeznění byla zjištěna u koncentrace 0,9 ml.l^{-1}. U této koncentrace došlo k úhynu 90 % sledovaných ryb. U koncentrací od 0,033 až po 0,2 ml nebyla zjištěna mortalita. Při použití dávky 0,35 ml.l^{-1} uhynulo 20 % jedinců, u dávky 0,90 ml.l^{-1} 30 %

jedinců. Ze získaných výsledků byly pomocí počítačového programu zjištěny hodnoty LC50 a to 0,61 ml.l^{-1} s 95 % intervalem spolehlivosti a konfidenčními intervaly -0,48; + 0,27. Dále byly vypočteny hodnoty LC0 a to 0,19 ml.l^{-1} a LC100 pak 1,94 ml.l^{-1}.



DISKUSE

Dosažené výsledky použití hřebíčkového oleje (hřebíčkové silice) jsou v souladu s údaji jiných autorů (Anderson a kol., 1997; Stupka, 2002; Stupka a Kouřil, 2003; Hamáčková a kol., 2002 a 2003; Chmel, 2002). Taylor a Roberts (1999) uvádějí pro pstruha duhového o hmotnosti 20 g LC50 při 10 min expozici 250 mg.l^{-1}, ale při vyšší teplotě. Námi získaná hodnota LC50, při 10 min expozici, ale při teplotě vody 5 °C byla víc jak 2,5 krát vyšší a to 0,61 ml.l^{-1}, tj. po přepočtení podle výrobcem uvedené hmotnosti hodnota 638 mg.l^{-1}. Námi získané výsledky, že pro dosažení anestézie postačuje již 0,033 ml.l^{-1} (tj. 34,5 mg.l^{-1}) pro dosažení anestézie u sivena amerického korespondují s výsledky Soto a Burhanuddina (1995) a Andersona a kol. (1997), kteří doporučují u pstruha duhového koncentraci hřebíčkového oleje 33 – 120 mg.l^{-1}.

Vypočtená hodnota nulové toxicity na úrovni 0,19 ml.l^{-1} je téměř šestkrát vyšší než používaná a na základě našich pokusů doporučovaná koncentrace pro vyvolání anestézie (0,033 ml.l^{-1}).

SOUHRN

U 110 kusů sivena amerického byly sledovány časy pro nástup a délku jednotlivých fází anestézie i jejího odeznění při použití hřebíčkového oleje při 10 min. expozici a teplotě vody 5 °C. Na rybách o průměrné kusové hmotnosti 30,1 ±10,87 g a průměrné celkové délce 135,7 ±18,4 mm bylo testováno celkem 11 koncentrací v rozpětí od 0,033 do 1,5 ml.l^{-1}. Vypočtena byla těsná závislost $y=20,692x^{-0,5515}$; $R^2=0,9115$ nástupu fáze II b anestézie (y; sec.) na koncentraci anestetika (x; ml.l^{-1}). U koncentrací 0,033 a 0,04 ml.l^{-1} nebylo dosaženo III. fáze anestézie. Při použití koncentrací od 0,033 až po 0,2 ml.l^{-1} nebyla zjištěna mortalita. Pomocí počítačového programu EKO-TOX 5.1 byly vypočteny hodnoty LC50 a to 0,61 ml.l^{-1} a hodnoty LC100 (1,92 ml.l^{-1}) a LC0 (0,19 ml.l^{-1}).

Poděkování:

Práce byla realizována při řešení projektu MZe QF 3029 „Harmonizace s EU v uplatňování principů farmakovigilance v akvakulturních chovech v ČR“ a výzkumného záměru MSM 126100001 „Biologické základy sladkovodní akvakultury“ a projektu Kontakt ME 453.

SEZNAM LITERATURY

Anderson, W. G., McKinley, R. S., Colavecchia, M., 1997: The use of clove oil as an anaesthetic for rainbow trout and its effects on swimming performance. North American Journal of Fisheries Management, 17: 301–307.

Bell, G. R., 1964: A guide to the properties, characteristics and uses of some general anaesthetics for fish. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 148: 4.

Burhanuddin, S., Wikanta, T., 1989: Minyak cengkeh sebagai obat bius untuk ikan beronang (Siganus guttatus). J. Penel. Budiday Pantai, 5: 61 – 65.

Fisher, I. U., Dengler, H. J., 1990: Sensitive highperformance liguid chromatographic assay for the determination of eugenol in body fluids. Journal of Chromatography, 525: 369-377.

Fisher, I. U., von Unruh, G. E., Dengler, H. J., 1990: The matabolism of eugenol in max. Xenobiotica, 20: 209-222.

Hamáčková, J., Sedova, M.,A., Pjanova, S.V., Lepičová, A., Lepič, P., Kouřil, J. 2002: Použití anestetik u okouna říčního (*Perca fluviatilis)* při různých teplotách vody. Ve. Sb. konf. Vykusová, B. (red.), Produkce násadového materiálu ryb a raků, Vodňany 2.-3.5.2002, VÚRH JU Vodňany, s. 46-51.

Hamáčková, J., Stupka, Z., Lepič, P., Kouřil, J., Lepičová, A., Kozák, P., Policar. T., Mikodina, E.V., Sedova, M.A., Pjanova, S.V. 2003: Použití hřebíčkového oleje jako anestetika pro ryby. Bulletin VÚRH Vodňany, 39 (1-2): 22- 30.

Hikasa, Y., Takasa, K., Ogasawara, T., Ogasawara, S., 1986: Anaesthesia and recovery with tricaine methanesulphonate, eugenol and thiopental sodium in the carp, *Cyprinus carpio*. Japanese journal of Veterinary Science, 48: 341 – 351.

Chmel, M., 2002 : Toxicita dvou různých anestetik (2-fenoxyethanol a hřebíčkový olej) pro kapra obecného, Diplomová práce. Jihočeká univerzita Zemědělská fakulta v Českých Budějovicích, 50 s.

Jolla, D. W., Mawdesley-Thomas L. E., Bucke,, D. 1972: Anaesthesia of fish. Veterinary Record, 91:424-426.

Kazuń, K., Siwicki, A. K., Glabski, E., 1999: Badania nad przydatnoscia preparatu propiscin do znieczulenia ogólnego ryb karpiowatych. IV. Krajowa konferencija hodowców karpia, Kiekrz, Wydawnictwo IRS Olsztyn, s. 57-60.

Keene, J. L., Noakes, S D. L. G., Moccia, A R. D., Soto, C. G., 1998: The efficacy of clove oil as an anaesthetic for rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). Aquaculture Research, 29: 89-101.

Klontz, G. W., 1964: Anesthesia of fish. In: Proceedings of the symposium on Experimental Animal Anesthasiology, Brooks Air Force Base, 13: 14 – 16.

Liu, E. H., Gibson, D. M., 1977: Visualization of peroxidase isozymes with eugenol. A noncarcinogenic substrate. Analytical Biochemistry, 79: 597-601.

Marking, L. L., Meyer, F. P., 1985: Are better fish anaesthects needed in fisheries? Fisheries, 10(6):2–5.

Maura, A., Pino, A., Ricci, R., 1989: Negative evidence in vivo of DNA-damaging, mutagenic and chromosomal effects of eugenol. Mutation Research, 227: 125-129.

McFarland, W. N., 1959: A study of the effects of anaesthetics on the behaviour and physiology of foshes. Publ. Inst. Mar. Sci, 6: 23-55.

McFarland, W.N., 1960: The use of anesthetics for thehandling and transport of fishes. California Fish and Game 46: 407–431.

Phillips, D. H., 1990: Further evidence that eugenol does not bind to DNA in vivo. Mutation Research, 245:23-26.

Ross, L. G., Ross, B., 1999: Anaesthetic and Sedative techniques for aquatic animals. Institute of aquaculture University of Stirling, s. 58–155.

Soto, C., 1995: Clove oil: A fish anaesthetic. Westem Indian Waters, 6 (2): 2–3.

Soto, C. G., Burhanuddin, S., 1995: Clove oil as a fish anaesthetic for measuring length and weight of rabbitfish *(Siganus lineatus*). Aquaculture, 136:149–152.

Stupka, Z., 2002: Porovnání účinku vybraných anestetik pro různé druhy ryb. Diplomová práce. Jihočerká univerzita Zemědělská fakulta v Českých Budějovicích, 118 s.

Stupka, Z., Kouřil, J. 2003. Citlivost karase stříbřitého (*Carassius gibelio*) a perlína ostrobřichého (*Scardinius erythrophthalmus*) ke třem různým anesteikům. Ve: Sb z VI. Česká ichtyologické konference, Praha, Česká zemědělská univerzita, s. 93-98.

Svoboda, M., Kolářová, J. 1999: Přehled anestetik používaných v chovech ryb. VÚRH JU Vodňany, s. 49–72.

Taylor, P. W., Roberts, S. D., 1999: Clove oil: An alternative anaesthetic for aquaculture. North American Journal Aquaculture, 61: 150 –155.

Zheng, G., Kenney, P. M., Lam, L. K. T., 1992: Sesquiterpenes from clove (*Eugenia caryophylata*) as potential anticarcinogenic agents. Journal of Natural Products, 55: 999–1003.

Adresy autorů:

Ing. ***Jitka Hamáčková***, Ing. ***Jan Kouřil***, Ph.D. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany (hamackova@vurh.jcu.cz);

Dr. ***Marina Aleksandrovna Sedova***, Dr. ***Svetlana Vladimírovna Pjanova***, Ruský federální výzkumný ústav rybářský a oceanografický, Moskva, Rusko;

ZIMNÍ PROSTŘEDÍ JELCE TLOUŠTĚ A CANDÁTA OBECNÉHO URČENÉ METODOU RADIO-TELEMETRIE

Winter habitats of the chub and pikeperch as determined by radio-telemetry.

HORKÝ P., O. SLAVÍK

Abstract

In the lowland channelized stretch of the Elbe River, longitudinal distribution of the chub Leuciscus leuciscus and the pikeperch Stizostedion lucioperca was observed. From September 2003 to February 2004, 21 individuals of the chub and 8 individuals of the pikeperch were radio-tracked. The hypotheses that in the channelized river, environments of docksides can substitute deep habitats (pools) that are usually used by fishes for over wintering was tested. Water temperature was predictor of specie occurrence in winter habitat. Descent in water temperature induced an increase in number of the chub in the environment of docksides. Similar occurrence occurred for the pikeperch, however, when temperature decreased below 5 °C, specimens left this habitat. Presented data tended to show that the chub used the environment of docksides as winter habitat, whilst the pikeperch only followed distribution of prey.

ÚVOD

Reprodukční, potravní a úkrytové migrace ryb se periodicky střídají v cyklech vyvolaných různými podněty prostředí (Nikol´skij 1961). Úkrytová migrace zvyšuje pravděpodobnost přežití a chrání rezervy energie zajišťující růst a rozmnožování v příznivých podmínkách (Lucas & Baras 2001). Úkrytová migrace se projevuje během denních rytmů a v rámci sezónních změn (Lucas et al. 1998). Významná je především migrace na zimoviště a zpět mající vliv na populační dynamiku ryb (Axford 1991).

Kaprovité ryby vyhledávají v zimě oblasti s hlubší vodou a vyšší teplotou jako jsou tůně a zátoky (Jordan & Wortley 1985). Allouche et al. (1999) potvrdili tento vzorec chování i pro tlouště. Sezónní migrace candáta probíhá na podzim z mělkých oblastí s vysokou rychlostí proudění na zimoviště do hlubších a pomaleji tekoucích úseků (Vehanen & Lahti 2003).

Charakter zimoviště je závislý na místních podmínkách (Lucas & Baras 2001). V kanalizované řece je nedostatek přirozených úkrytů (Bruylants et al. 1986). Proto jsme předpokládali, že ryby budou jako zimoviště využívat i umělá prostředí tvořená přístavy.

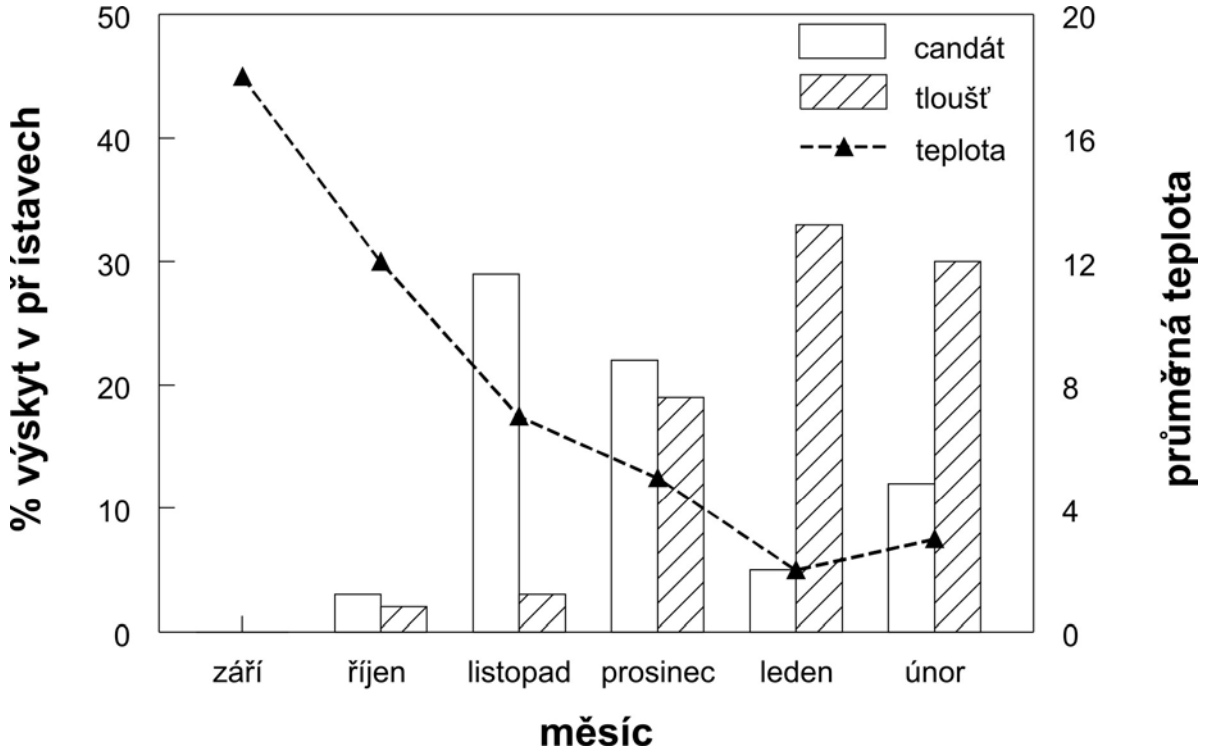
MATERIÁL A METODA

Výzkum probíhal od září 2003 do února 2004 na dolním Labi v úseku mezi vodním dílem Střekov (40 ř. km) a státní hranicí s Německem (0 ř. km). Ryby byly sledovány radiotelemetrickou metodou. Jedinci pro implantaci vysílačů byli získáni pomocí hlubinného agregátu. Do tělní dutiny ryb byly pod celkovou anestézií 2-fenoxy-etanolem implantovány vysílačky MCFT – 3B s životností 399 dní a MCFT – 3EM s životností 278 dní. Hmotnost vysílačky nepřesáhla 2% hmotnosti ryby na vzduchu (Winter 1983). Celkově bylo označkováno 21 tloušťů (délka 325 – 570 mm) a 8 candátů (délka 530 – 690 mm). Pozice ryb byla kontrolována v týdenních intervalech pomocí člunu a přijímače Lotek SRX 400 (Lotek, Kanada). Teplota byla měřena přenosnou sondou WTW oxi 323.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Tloušť

Přítomnost tloušťů v přístavech byla závislá na teplotě vody. Počet označkovaných jedinců v přístavech významně vzrostl s poklesem teploty k 5 °C. Tato teplota odpovídá prahové hodnotě pohybové aktivity tlouště udávané Allouche et al. (1999). Z toho můžeme usuzovat, že přístavy byly tlouštěm využívány jako zimoviště. Přirozená zimoviště tlouště jsou ve stojatých vodách a zátokách (Allouche et al. 1999). Přístavy se jim svým charakterem blížily. Lze se tedy domnívat, že umělá zimoviště reprezentovaná přístavy poskytovala tloušťům obdobné výhody jako zimoviště přirozená. Lze shrnout, že tloušť v reakci na kanalizaci toku využíval umělého prostředí přístavů především jako zimoviště.



Graf výskytu cílových druhů v přístavech v závislosti na teplotě

Candát

S poklesem teploty k 5 °C se počet candátů v labských přístavech snížil. Vysvětlení je možné najít ve využití přístavů jako zdroje potravy, která se v přístavech koncentruje. Koed et al. (2000) zjistil, že candát během podzimu migruje po proudu, kdy sleduje hejna kaprovitých ryb a podzimní migraci candáta označil jako potravní. Candát přijímá potravu po celou zimu (Koed et al., 2000), i když velikost jeho potravní aktivity určuje teplota (Lucas & Baras 2001). Můžeme se tedy domnívat, že potravní aktivita candáta v Labi klesala s teplotou. Proto se při poklesu k 5 °C snížil i jeho výskyt v přístavech, kde za vyšších teplot loví malé ryby. Obdobnou závislost aktivity candáta na teplotě prokázal i Jepsen et al. (1999). Lze shrnout, že candát využíval přístavy převážně jako přechodné zdroje potravy.

ZÁVĚRY

Na dolním úseku řeky Labe tloušť i candát vstupovali v zimním období do přístavů. Toto chování lze vztahovat k nedostatku vhodného zimního prostředí v kanalizovaném toku. Na základě získaných údajů se lze domnívat, že využívání přístavů má u obou druhů odlišný důvod. Tloušť přístavy obsazuje jako prostředí k zimování, zatímco candát zde pravděpodobně hledá pouze potravu.

SOUHRN

Na dolním toku řeky Labe byla v období září - únor sledována podélná distribuce jelce tlouště *Leuciscus cephalus* (21 jedinců) a candáta *Stizostedion lucioperca* (8 jedinců). Byla testována hypotéza, že prostředí přístavů v kanalizovaném toku nahrazuje prostředí tůní v přirozeném toku, kde ryby obvykle zimují. Teplota byla uvažována jako klíčový faktor pro preferenci prostředí. Pokles teploty byl příčinou zvyšování počtu tloušťů v přístavech. Toto chování bylo prokázáno i pro candáta, ale při poklesu teploty k prahové hodnotě 5 °C candáti přístavy opouštěli. Zjištěné údaje naznačují, že tloušti využívali přístavy jako zimoviště, zatímco candáti jako prostředí ke získání potravy.

LITERATURA

Allouche, S., Thévenet, A., Gaudin, P. Habitat use by chub (*Leuciscus cephalus* (L.)) in a large river, the French Upper Rhône, as determined by radiotelemetry, *Arch. Hydrobiol*., 1999, **145**, str. 219 - 236

Axford, S. N. Some factors affecting catches in Yorkshire rivers. In: Rehabilitation of Freshwater Fischeries (ed. I.G. Cowx), *Fishing New Books*, 1991, str. 143-153

Bruylants, B. Vandelannoote A. Verheyen R. The movement pattern and density distribution of perch, *Perca fluviatilis* L., in a channelized lowland river, *Aquaculture and Fisheries Management,* 1986; **17**, str. 49-57.

Jepsen, N. Koed A. Okland F. The movements of pikeperch in a shallow reservoir, *Journal of Fish Biology*,

1999, **54**, str. 1083-1093.
Jordan, D. R. & Wortley, J. S. Sampling strategy related to fish distribution, with particular reference to the Norfolk Broads, *Journal of Fish Biology*, 1985, **27** (Suppl. A), str. 163 – 173
Koed, A., Mejlhede, P., Balleby, K., Arestrup K. Annual movement and migration of adult pikeperch in a lowland river, *Journal of Fish Biology*, 2000, **57**, str. 1266 – 1279
Lucas, M. C., Baras, E.,Thom, T. J., Duncan, A., Slavik, O. Migration of Freshwater Fishes, *Blackwell Science Ltd*, 2001, str.75 - 81
Lucas, M. C., Batley, E. Seasonal movements and behaviour of adult barbel Barbus barbus, a riverine cyprinid fish: implications for river management, *Journal of Applied Ecology*, **33**, 1996, str. 1345 – 1358
Lucas, M. C., Thom, T. J., Duncan, A., Slavík, O. Coarse fish migration Occurence, Causes and Implications, *Environment Agency*, 1998, str. 41 - 45
Nikoľskij, G. V.: Ekologija ryb, Vyššaja škola, Moskva, 1961, str. 335
Vehanen T, Lahti M. Movements and habitat use by pikeperch *(Stizostedion lucioperca* (L.)) in a hydropeaking reservoir, *Ecology of Freshwater Fish* , 2003, **12**, str. 203 - 215.
Winter, J. D. Underwater biotelemetry. 1983, str. 371-395.

Kontaktní adresa:
Pavel Horký
Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., Podbabská 30, Praha 6, 160 62
e-mail: pavel_horky@vuv.cz

Mgr. ***Ondřej Slavík***, Ph.D.
Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M., Podbabská 30, Praha 6, 160 62
e-mail: ondrej_slavik@vuv.cz

MONITOROVÁNÍ TŘECÍCH MIGRACÍ RYB NA HORNÍ LUŽNICI MEZI HLAVNÍM TOKEM A SLEPÝMI RAMENY

Monitoring of Spawning Migration in the Upper Part of the Lužnice River between the Mainstream and Dead Arms

HOLUB M., HARTVICH P., DVOŘÁK P., HANSA D.

ABSTRACT

The monitoring of spawning migration was carried out in 2003, continually for 63 days. Fyke nets were installed in two arms permanently joined with the river. The total migration of 11 fish species was recorded in fyke nets. The highest migration into the arms was recorded in roach (Rutilus rutilus), abundance (N) 339 individuals, bream (Abramis brama) 128 individuals, perch (Perca fluviatilis) and pike (Essox lucius) 134 and 89 individuals respectively. Roach, perch, bream and pike migrated out of the arms in the number of individuals 211, 75, 84 and 62 respectively. The highest success of re-catching was recorded in bream (66 %) and pike (65 %). Pike spent the shortest period in arms (7 days on average). Perch spent in arms the longest time (11,5 days on average). The highest sex ratio (males: females) was recorded in bream (3:2). The lowest sex ratio was recorded in roach and pike, (7:10 in both species).

ÚVOD

Aluvium horní Lužnice se rozprostírá v jižní části CHKO Třeboňsko a vlastní řeka Lužnice zde protéká z velké části původním přírodním korytem. Úsek toku od státní hranice s Rakouskem po obec Suchdol nad Lužnicí patří k nejrozsáhlejším územím se zachovalým přírodním charakterem toku v České republice. V minulosti byla řeka i přilehlé aluvium této oblasti jen velmi málo upravována člověkem a dodnes si tok zachoval přirozené korytotvorné funkce s permanentním vytvářením a zánikem tůní, písečných ostrůvků, slepých, mrtvých a starých ramen. Regulační úpravy, hlavně dolních toků většiny řek, mají za následek vznik řady odstavných říčních ramen, které jsou tvořeny původním, starým korytem. V aluviu horní Lužnice vznikají tato ramena přirozenou cestou, kdy za vysokých vodních stavů (jako při katastrofální povodni v roce 2002) si proud řeky boční erozí vytvoří nové koryto a z původního koryta vznikají postupně boční průtočná, slepá a mrtvá odstavná ramena. Z rybářského hlediska představují tato ramena (především v počátečních letech) atraktivní sportovní revíry. Při zvýšených vodních stavech (letní přívalové deště nebo jarní povodně v důsledku tání sněhu) se řeka vylévá z koryta do záplavového území nivy Lužnice. Tento fenomén následně umožňuje migraci ryb, které hledají v čerstvě zaplaveném území potravu nebo vhodný výtěrový substrát. Nejrychleji migrují na nová stanoviště plotice, okoun a štika. Slepá ramena preferuje cejn a kapr, podmínkou však je, aby větší část těchto ramen měla hloubku větší než jeden metr. Také reofilní druhy ryb, které migrují do záplavového území, citlivě reagují na kolísání průtoku a již při mírném poklesu migrují zpět do koryta řeky (Adámek et al., 1995; Hartvich et al., 1998).

Se zřetelem na hydrologický režim se v záplavovém území setkáváme se dvěma složkami - tekoucí (lotickou) a klidovou (lenitickou) složkou, kterou představují různé typy stojatých vod (Welcomme, 1979, 1983). Ryby využívají ke své reprodukci vlastní tok, ale řada druhů ke tření vyhledává i říční ramena trvale či dočasně spojená s řekou nebo tůně, které jsou pravidelně dotovány vodou (Prach et al., 2003). Cílem práce bylo získat přehled o třecích migracích jednotlivých druhů ryb mezi hlavním tokem řeky Lužnice a ramennými systémy.

MATERIÁL A METODIKA

K vlastnímu odchytu ryb bylo použito kruhových vězenců instalovaných v lokalitách „pod jezem u Šulcova mlýna“ a „u suchého stromu“. Byly použity vězence o rozměrech (∅ 50, 60 a 90 cm), velikost ok použité síťoviny nepřesahovala 1,5 cm. Vězence byly do ramen instalovány v závislosti na výšce vodního sloupce a to tak, aby spodní žíně kopírovala dno a svrchní žíně plavala na hladině. Vlastní instalace byla vždy po dvou, aby byla zachycena migrace oběma směry. U ryb vybraných z vězenců byl zhodnocen jejich zdravotní stav. Ryby zraněné nebo jinak poškozené nebyly zahrnuty do souboru. Ryby v dobrém kondičním stavu byly druhově determinovány a pomocí pravoúhlého měřidla byla zjištěna jejich délka těla (Holčík et Hensel, 1972). Dále bylo u odchycených ryb určováno pohlaví (Baruš et al., 1995). U všech chycených ryb bylo provedeno mikroznačení (odlišné jak pro migraci do ramene tak pro migraci z ramene). Tím bylo možné posléze stanovit periodu setrvání jednotlivých ryb v ramenech (Jones, 1979). Po zjištění všech údajů byly ryby vráceny vodě, a to za vězenec ve směru jejich původního pohybu. Výška vodního sloupce byla měřena výtyčkou a teplota vody byla měřena multifunkčním přístrojem GRYF 464.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Monitoring třecích migrací pomocí odchytů ryb do vězenců byl započat po téměř půlročním zaplavení nivy (srpen 2002 až únor 2003). Vlastní odlov ryb do vězenců probíhal v roce 2003 a byla vytipována dvě ramena trvale spojená s řekou svým spodním koncem. Vězence odchytávaly ryby nepřetržitě 65 dní, a to od 17. 03. 2003 do 21. 05. 2003. Kontrola vězenců byla zpravidla po čtyřech dnech (celkem bylo provedeno 17 kontrol).

Lokalita pod jezem u Šulcova mlýna se nachází na říčním kilometru 133,2 řeky Lužnice. Plocha vlastního ramene činí 1 387 m^2. Průměrná hloubka ramene je 120 cm. Ústí ramene do řeky je široké 130 cm. Hloubka vstupu byla odvislá od výšky vodního sloupce v řece a pohybovala se od 48 cm do 110 cm. Vzdálenost vězenců od ústí do řeky se pohybovala od 150 cm do 500 cm. Odchytem ryb do vězenců byla za sledované období v této lokalitě zaznamenána migrace sedmi druhů ryb (cejn velký, ježdík obecný, mník jednovousý, okoun říční, perlín ostrobřichý, plotice obecná a štika obecná). Nejsilnější migrace byla zjištěna u plotice obecné, kde do ramene migrovalo 117 jedinců a z ramene 119 jedinců. Naopak nejslabší migrace byla zaznamenána u ježdíka obecného, kde do ramene nevplul žádný jedinec a rameno opustil pouze jeden kus. Vyšší počet ryb migrujících z ramene byl způsoben přítomností několika ryb v rameni již před vlastní instalací vězenců. Přehled migrace všech odchycených ryb v lokalitě „pod jezem u Šulcova mlýna“ je graficky znázorněn na obr. 1.

Lokalita u Suchého stromu je na říčním kilometru 133,8 řeky Lužnice. Plocha vlastního ramene činí 578 m^2. Průměrná hloubka ramene je 140 cm. Ústí ramene do řeky je široké 320 cm. Hloubka vstupu byla odvislá od výšky vodního sloupce v řece a pohybovala se od 60 cm do 125 cm. Vzdálenost vězenců od ústí do řeky se pohybovala od 300 cm do 650 cm (při vyšších vodních stavech bylo nutné přeinstalování vězence na písčitý násep, který je více vzdálen od ústí). Odchytem ryb do vězenců byla za sledované období v této lokalitě zaznamenána migrace devíti druhů ryb (cejn velký, hrouzek obecný, jelec tloušť, okoun říční, ouklej obecná, perlín ostrobřichý, plotice obecná, štika obecná a úhoř říční). Nejsilnější migrace byla zjištěna u cejna velkého, kde do ramene migrovalo 63 jedinců a z ramene 43 jedinců. U plotice obecné migrovalo do ramene 57 jedinců a z ramene 46 jedinců. Naopak nejslabší migrace byla zaznamenána u úhoře říčního a u oukleje obecné, kde do ramene migroval pouze jeden úhoř a naopak rameno opustily pouze dvě oukleje. Přehled migrace všech odchycených ryb je graficky znázorněn v obr. 2. Z obr. 2 je také patrný nárůst migrace štiky do ramene a to při teplotě vody od 3 do 7 °C a posléze její opětovný návrat do toku Lužnice po proběhlém výtěru. Podobný průběh je možno pozorovat též u cejna, který začal migrovat do ramene při teplotě vody 12 °C a intenzita jeho migrace dosáhla vrcholu při teplotě vody 15 °C. Průměrná doba setrvání cejna velkého v rameni (před navrácením do řeky) byla o dva dny delší než u štiky.

Celkem byla v obou lokalitách zaznamenána migrace 11 druhů ryb. V tab. 1. jsou uvedeny druhy ryb, u kterých byla zjištěna nejsilnější migrace. Počet ryb se značením I znamená ryby migrující poprvé do ramene nebo z ramene a se značením II ryby migrující podruhé do ramene nebo z ramene. Dále je uveden průměrný počet dnů setrvání ryb v rameni, rozpětí teploty vody při intenzivní migraci ryb a zjištěný poměr pohlaví.

Tab. 1: Intenzivně migrující druhy ryb *(Intensively Migrating Fish Species)*

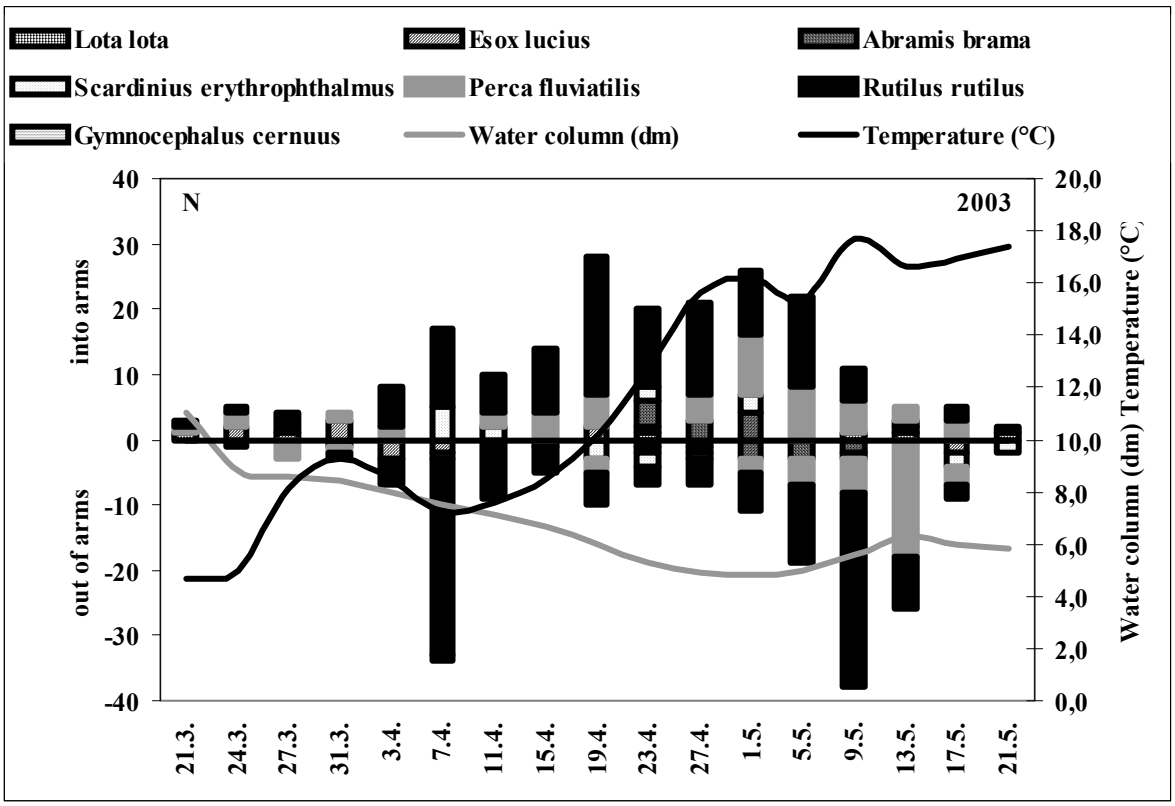
Species	Marking		∅ time spent in branch (day)	Water temperature during migration (°C)	Sex ratio M : F
	I.	II.			
Rutilus rutilus	339	211	10,5	8 – 18	0,7
Perca fluviatilis	134	75	11,5	15 – 18	1,1
Abramis brama	128	84	9	12 – 18	1,6
Esox lucius	89	62	7	3 – 7	0,7

Přestože do souboru byly zahrnovány pouze ryby s dobrým zdravotním stavem, byla úspěšnost znovu odlovení od 56 % do 70 %. Nejvyšší úspěšnost znovu odlovení byla pozorována u štiky obecné 70 % a u cejna velkého 66 %. Naopak nejnižší úspěšnost „pouze“ 56 % byla u okouna říčního. Při bližším ohledání bylo zjištěno že nejnižší úspěšnost znovu odlovení byla především u mladších věkových tříd. Toto zjištění se dá vysvětlit možným únikem ryb vlivem nedokonalé instalace vězenců, ale mohly se také stát kořistí větších dravých druhů ryb. Jednotlivé druhy ryb migrovaly do ramen v různém poměru pohlaví. U cejna bylo odloveno větší počet mlíčáků při poměru pohlaví 3 : 2. Naopak nejnižší počet mlíčáků byl zjištěn u plotice a u štiky, kde na sedm mlíčáků připadlo deset jikernaček. Zejména u štiky může tento poměr být příčinou nízkého oplození jiker. Obvykle by mělo jednu jikernačku doprovázet několik mlíčáků (Baruše et al., 1995). Průměrná doba setrvání jednotlivých druhů ryb v rameni byla také odlišná. Nejkratší dobu se v ramenech zdržovala štika, jejíž přítomnost trvala pouze sedm dní. Z ostatních druhů se nejdéle v ramenech zdržoval okoun, jehož pobyt se protáhl na téměř dvanáct dní.

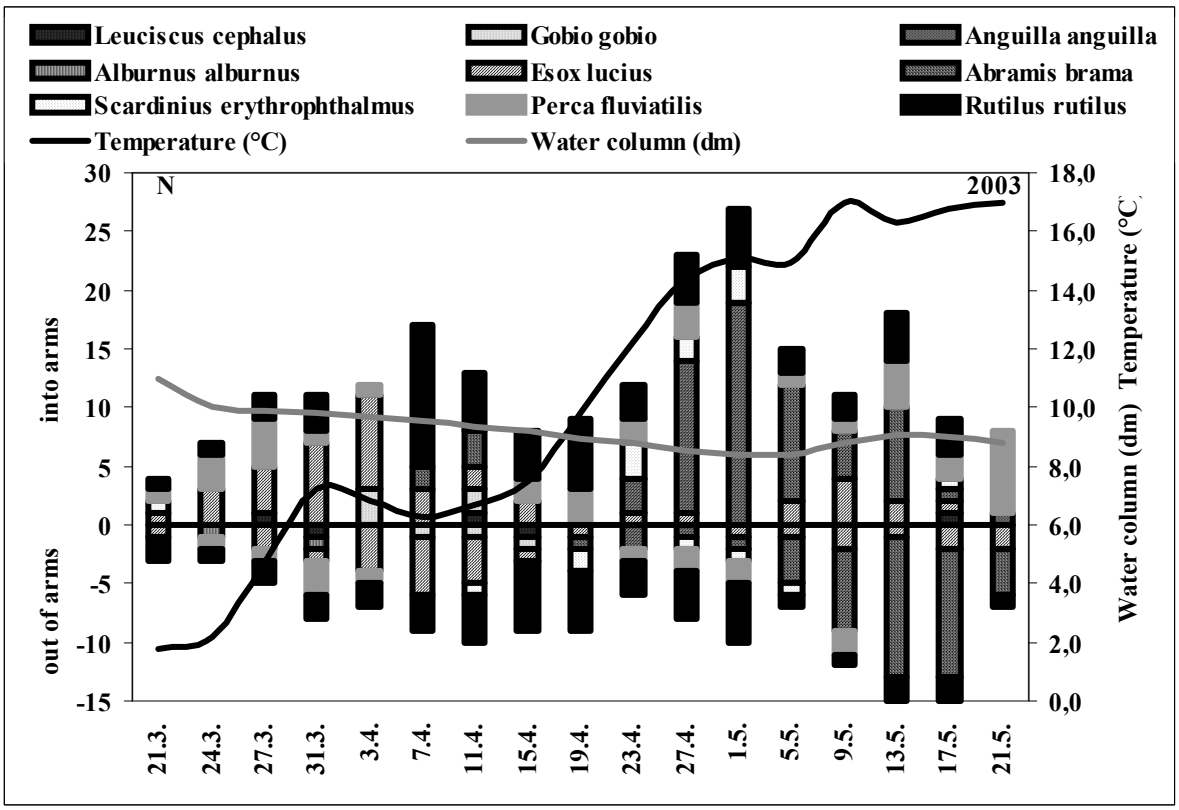
ZÁVĚR

Provedeným monitoringem byla prokázána třecí migrace ryb mezi řekou horní Lužnicí a sledovanými rameny. Tyto ramena slouží jako významná refugia a pro jejich zachování je nezbytné trvalé udržení vodního

spojení s řekou. Bohužel přirozeným procesem stálého zvyšování obsahu organické hmoty ve vodě a jejím ukládáním v sedimentech dochází k jevu, který označujeme jako stárnutí ramen. To vede k poklesu jejich produktivity, a tím i rybochovné hodnoty, a nezřídka končí i jejich zánikem. Při nově prováděných úpravách toků bývá zajištěna možnost regulace průtoku vody těmito rameny. Propláchnutí ramene v období zvýšených průtoků v řece umožňuje snížení kumulace organické hmoty v ramenech a oddaluje tím významně jeho stárnutí.



Obr. 1: Přehled migrace ryb v lokalitě „pod jezem u Šulcova mlýna“ *(Fish Migration in the locality „pod jezem u Šulcova mlýna“)*



Obr. 2: Přehled migrace ryb v lokalitě „u suchého stromu“ *(Fish Migration in the Locality „u suchého stromu“)*

SOUHRN

K monitoringu třecích migrací pomocí odlovu ryb do vězenců byla vytipována dvě ramena trvale spojená s řekou. Odlov ryb probíhal v roce 2003 a trval nepřetržitě 65 dní. Odlovem ryb do vězenců byla celkem zaznamenána migrace 11 druhů ryb. Nejvíce do ramen migrovala plotice obecná *(Rutilus rutilus)* početnost (N) 339 ks, okoun říční *(Perca fluviatilis)* 134 ks, cejn velký *(Abramis brama)* 128 ks, a štika obecná *(Esox lucius)* 89 ks. Ramena opustilo 211 ks plotice, 75 ks okouna, 84 ks cejna a 62 ks štiky. Nejvyšší úspěšnost znovu odchycení byla pozorována u cejna velkého 66 % a u štiky obecné 65 %. Nejkratší dobu se v ramenech zdržovala štika a to v průměru pouze sedm dní. Nejdéle se v ramenech zdržoval okoun (jedenáct a půl dne). Poměr pohlaví byl u cejna ve prospěch mlíčáků a to tak, že na tři mlíčáky připadaly dvě jikernačky. Naopak nejnižší počet mlíčáků byl pozorován u plotice a u štiky, kde na sedm mlíčáků bylo deset jikernaček.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují doktorandům, Ing. D. Kortanovi, Ing. M. Podolovi a Ing. P. Vejsadovi za pomoc při terénních pracích. Výzkum byl prováděn s finanční podporou GA AV č. IAA 6093105, GA ČR č. 206/03/Z022 a grantu MŽP – VaV 620/9/03

LITERATURA

Adámek, Z. et al., 1995: Rybářství ve volných vodách. EAST PUBLISHING, a. s. Praha, 205 s.

Baruš, V., Oliva, O. et al., 1995: Mihulovci (*Petromyozontes*) a Ryby (*Osteichtyes*), I. a II. díl. ACADEMIA, AV ČR, Praha. 698 a 623 s.

Hartvich, P. et al., 1998: Diverzita ichtyofauny a migrační prostupnost řeky Lužnice, Biodiverzita ichtyofauny ČR (II), 137 – 148 s.

Holčík, J. et Hensel, K., 1972: Ichtyologická příručka. Obzor, Bratislava, 217 s.

Jones, R., 1979: Materials and Methods Used in Marking Experiments in Fishery Research, FAO Fisheries Technical Paper No. 190, 134 p.

Prach, K. et al., 2003: Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách, JAVA Třeboň Botanický ústav AV ČR, 122 s.

Welcomme R. L., 1979: Fisheries Ecology of Floodplain Rivers, Publ., House Longmann, London and New York, 317 pp.

Welcomme R. L., 1983: River Basins, FAO Fish, Tech. Pup., 202: 1-60.

ADRESA AUTORŮ:

Ing. ***Miloš Holub***, doc. Ing. ***Petr Hartvich***, CSc., Ing. ***Petr Dvořák***, Ing. ***David Hansa***, Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Katedra rybářství, Studentská 13, 370 05, České Budějovice

ZMĚNY ICHTYOFAUNY ŘÍČKY CHOTÝŠANKY JAKO DŮSLEDEK EXTRÉMNÍ POVODŇOVÉ SITUACE V ROCE 2002

Changes of Fish Diversity of the River Chotýšanka as a Consequence of the Extreme Flood in 2002

HORÁČEK P., KURFÜRST J.

Abstract

In 2002, we performed ichtyologic survey of the Chotýšanka small river. This water stream is a left-hand tributary of the Blanice Vlašimská river that collects water from the central and southern part sof the Benešov region. The altitude in the spring region – 537 m a.s.l. graduall decreeases and, at the inflow into the Blanice river, it reaches 315 m a.s.l.. The area of this river basin is 125,4 km^2.

The ML3 type elektric aggregate was used for catching fish at five localities. In total 645 m of the water stream and of its area of 3.029 m^2 were checked usány the aggregate and the abundance and biomas of the individua fish species were didifferent at these individua localities. At the Lokality 1 – Libež, 38 pieces of fish in five species with thein total mas sof 800 g were caught. At the Lokality 2 – Bílovice, we recorded 6 fish species and in total 53 pieces were caught with thein total mas sof 985 g. The Lokality 3 – Pařezí was very poor as far as the species occurrence is considered – only 3 species. Gudgeon (Gobio gobio) was the dominant fish there. In total 101 pieces of fish with its total mas sof 4.180 g was caugth intotal 7 species. Lokality 5 – Postupice – 123 pieces of fish with its total mas sof 1.000 g in 5 species was caugth.

In total, 865 pieces of fish with total mass of 7.935 g were caugth. The ichtyocenosis diverzity was composed of 11 species (Salmo trutta m. fario, Rutilus rutilus, Leuciscus leuciscus, Gobio gobio, Cotus gobio, Thymallus thymallus, Leuciscus cephalus, Barbatula barbatula, Perca fluviatilis, Alburnus alburnus, Pseudorazbora parva). The highest abundance, biomass even diversity were at the Lokality 4 – Městečko (12,859 pieces.ha^{-1}, 95.65 kg.ha^{-1}, 7 species). The lowest abundance was at the lokality 1 – Libež (551 pieces.ha^{-1}). The lowest biomass and diversity were at the Lokality 3 – Pařezí. Comparing these results with the data gathered dutiny 1997, the abundance decreased by 83.2 %. The biomass fell down by 84 %. We found the reason of that situation in the extréme flood that occurred in 2002 and in predator´s pressure of otter (Lutra lutra).

ÚVOD

Důležitým předpokladem pro racionální obhospodařování volných vod tekoucích je mimo jiné i znalost druhové diverzity a biomasy rybích populací. Jak uvádí Lohniský (1982) má kvantitativní rozbor rybích společenstev kromě získání faunistických údajů také inventarizační význam a je východiskem pro případné další ichtyologické průzkumy. Pro rybářské organizace, které takové vodoteče spravují, jsou získané údaje cennými poznatky umožňující jim racionálně korigovat hospodářské zákroky jako např. zarybňování nebo odlov ryb. Strukturu ichtyofauny v našich tocích sledovala již celá řada autorů např. Lohniský (1993), Hartvich (1996), Hanel a Lohniský (1995), Pivnička, Poupě, Švátora (1995), Lusk a Hanel (1996), Pružina, Kurfürst, Kálal, Jirásek (1994) a jiní. Přesto je třeba tyto poznatky stále doplňovat a inovovat.

Obsahem příspěvku je evidence druhové struktury a biomasy ichtyofauny na říčce Chotýšanka v roce 2002, kdy v předchozím období bylo celé území ČR postiženo mimořádnou povodní, která proběhla i v povodí sledované říčky. Tyto údaje pak porovnáváme se znaleckým posudkem RNDr. J. Poupě z roku 1997, který zde prováděl inventarizaci ichtyofauny a vyhodnocení její biomasy.

Charakter lokality a jednotlivých stanovišť

Říčka Chotýšanka ČHP 1-09-03-091 je levostranný přítok Blanice Vlašimské do které se vlévá v obci Libež na říčním km 7,96 a sbírá vody ze střední a jižní části okresu Benešov. Nadmořská výška toku v pramenné oblasti u obce Ohrada je 537 m n. m., postupně klesá a u vtoku do Blanice dosahuje 315 m n. m. Okolí toku je poznamenáno lidskou činností. V pramenné části se nachází soustava Jankovských rybníků, která ovlivňuje průtokové poměry v průběhu roku. Plocha povodí o výměře 125,4 km^2 zaručuje rozmanitý reliéf krajiny s výraznou variabilitou samotného toku.

Stanoviště1. - Libež
Rybářský revír 413 006 Chotýšanka 1 na říčním km 0,590 - 0,710.
Úsek se nachází nad obcí Libež a je propojen volně s tokem Blanice. Koeficient meandrování toku 1,15. Stabilní průměrná šířka toku 5,75 m. Průměrný roční průtok 0,58 m^3. sec^{-1}. Charakter - členitý úsek s kamennými lavicemi, štěrkopískovými nánosy a bahnitými naplaveninami. Hloubka v tůních dosahuje 2 m, průměrná hloubka celého úseku byla cca 40 cm. Hlinitý břeh zarostlý pobřežní vegetací. Místy do vody zasahují kořeny dřevin lemujících břeh (olše).

Stanoviště 2. - Bílkovice
Rybářský revír 413 006 Chotýšanka 1 na říčním km 6,450 – 6,600.
Úsek se nachází pod obcí Bílovice, 300 m nad areálem dětského letního tábora u obory jelení zvěře. Propojení s tokem Blanice je přerušeno dvěma jezovými tělesy. Prostupnost je pouze pro ryby, které překonají výškový schod 0,6 m. Na pravém břehu je smrkový porost, na levé straně jsou pak podmáčené kyselé louky. Břehy

porostlé olšemi a vrbami. Šířka toku 5,2 m. Hloubka kolísá v rozmezí 20 – 45 cm, občas přerušovaná tůněmi. Dno je převážně kamenité.

Stanoviště 3. - Pařezí
Rybářský revír 413 006 Chotýšanka 1 na říčním km 10,530 – 10,700.
Úsek se nachází pod obcí Chotýšany v lokalitě Pařezí – u mostu. Říčka zde protéká otevřeným údolím v naplaveném korytě, lemovaná po obou březích porosty vrb a olší. Šířka toku je asi 4,7 m, hloubka v proudných úsecích kolísá v rozmezí 30 – 45 cm. Dno je kamenité, v místech tůní hlinité až silně zabahnělé. Tok silně meandruje.

Stanoviště 4. - Městečko
Rybářský revír 413 047 Chotýšanka 2 na říčním km 12,950 – 13,045.
Vybraný úsek se nachází přímo v osadě Městečko, 300 m nad vtokem do rybníka Smykov.
Koeficient meandrování toku 1,05, průměrná šířka 4,6 m, průtok 0,38 $m^3 . sec^{-1}$ byl v době odlovu zvýšen. Dno prolovovaného úseku je zpevněno lomovým kamenem bez nánosů.Břehy jsou částečně zpevněny záhozem kterým prorůstají kořeny vrb a olší. Hloubka kolísá mezi 15 – 45 cm bez hlubších partií. V okolí po obou březích se nacházejí zamokřené louky.

Stanoviště 5. - Postupice
Rybářský revír 413 047 Chotýšanka 2 na říčním km 18,120 – 18, 230.
Úsek nad obcí Postupice asi 300 m pod vjezdem do lomu Mladovice a 900 m nad vtokem do rybníka Papírník. Odlov probíhal v úseku mezi dvěma nízkými jízky. Koeficient meandrování 1,0. průměrná šířka toku 4,3 m, průměrný roční průtok 0,38 $m^3 . sec^{-1}$. Hloubka v rozmezí 20 – 40 cm. Dno s velkými balvany, drobným štěrkem a pískem. Břehy zpevněny lomovým kamenem. Břehy jsou lemovány porostem smrkové monokultury.

MATERIÁL A METODIKA

K odlovu ryb bylo použito benzinového agregátu typu ML3 vybaveného motorem Briggs-Stratton. Agregát pracoval s napětím 220 V při výkonu 2 000 W. Usměrňovací skříňka převáděla proud na stejnosměrný pulzující o počtu pulzů 80. Vodivost vody nebyla zjišťována. Na většině úseků probíhal lov brodem s využitím lovu ze břehu v místech hlubokých tůní.
Akce se uskutečnila 4. 11. 2002 na celkem pěti stanovištích. Výběr prolovovaných úseků byl zvolen tak, aby co nejlépe postihl celkovou strukturu rybích populací sledované vodoteče. Každý z úseků byl agregátem proloven jen jednou. V době odlovu byl mírně zvýšený stav vody. Korekci na úspěšnost elektrolovu (množství odlovených ryb, biomasu a zvýšený stav vody) jsme do tohoto hodnocení nezahrnuly. Celkem bylo proloveno 645 m toku o ploše 3 029 m^2.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Stanoviště 1. Libež – proloven úsek 120 m o ploše 690 m^2.
Výlovek:

Salmo trutta m. *fario*	6 ks (kategorie Po_0, Po_1,Po_2)
Rutilus rutilus	3 ks (přibližný věk 2 a 3 roky)
Leuciscus leuciscus	20 ks různých věkových kategorií
Gobio gobio	3 ks ve věku cca 3 roky
Cottus gobio	6 ks různé věkové kategorie
Celkem 5 druhů	38 ks o hmotnosti 800 g

Hlavním zástupcem byl jelec proudník, který tvořil více jak 50 % početního stavu odlovených ryb. Pstruh obecný a vranka obecná zaujímaly také asi 15 % z celkového množství. Plotice a hrouzek se vyskytovaly pouze v kategorii 2+. V porovnání s rokem 1997 nebyl zjištěn výskyt jelce tlouště, oukleje obecné a mřenky mramorované. Dále zde byl v minulosti zaznamenám výskyt mihule potoční a raka říčního.

Stanoviště 2. Bílkovice – proloven úsek 150 m o ploše 630 m^2.
Výlovek:

Salmo trutta m. *fario*	2 ks
Thymallus thymallus	1 ks
Leuciscus leuciscus	6 ks
Gobio gobio	42 ks
Leuciscus cephalus	1 ks
Barbatula barbatula	1 ks
Celkem 6 druhů	53 ks o hmotnosti 985 g

Dominatním druhem zde byl hrouzek obecný, který tvořil 79,2 % všech odchycených ryb. Zcela zde chyběli mladší jedinci pstruha obecného.

Stanoviště 3. Pařezí – proloven úsek 170 m o ploše 799 m^2.
Výlovek:

Leuciscus leuciscus	9 ks
Gobio gobio	80 ks
Leuciscus cephalus	12 ks
Celkem 3 druhy	101 ks o hmotnosti 970 g

Druhově velmi chudé stanoviště (pouze 3 druhy ryb). Dominantní byl opět hrouzek obecný (79,2 %). Oproti roku 1997 nebyla zaznamenána mřenka mramorovaná.

Stanoviště 4. Městečko – proloven úsek 95 m o ploše 437 m^2.
Výlovek:

Salmo trutta m. *fario*	1 ks délka 243 mm, hmotnost 230 g
Rutilus rutilus	229 ks
Leuciscus leuciscus	46 ks
Gobio gobio	36 ks
Leuciscus cephalus	17 ks
Perca fluviatilis	24 ks
Alburnus alburnus	197 ks
Celkem 7 druhů	550 ks o hmotnosti 4 180 g

Profil je ovlivněn rybniční soustavou do které je vklíněn. Kromě pstruha obecného byly ostatní ryby menších velikosti i nižší hmotnostní kategorie. Ve srovnání s minulým průzkumem zaznamenána silná populace oukleje obecné. Nebyl evidován žádný rak.

Stanoviště 5. Postupice – proloven úsek 110 m o ploše 473 m^2.
Výlovek:

Salmo trutta m. *fario*	1 ks
Rutilus rutilus	1 ks
Gobio gobio	108 ks
Perca fluviatilis	4 ks
Pseudorazbora parva	9 ks
Celkem 5 druhů	123 ks o hmotnosti 1 000 g

Dominantním druhem byl opět hrouzek obecný. Ojediněle se vyskytoval pstruh obecný. Nebyl potvrzen výskyt lína obecného a mřenky mramorované. Nepůvodním druhem je střevlička východní a nežádoucí je i okoun říční. Dlouhodobě problematický úsek ovlivněný regulačními zásahy v korytu i břehových partiích..

Tab. 1 Počty ryb na jednotlivých stanovištích a jejich % zastoupení

Druh ryby	St. 1. Ks	%	St. 2. Ks	%	St. 3. Ks	%	St. 4. Ks	%	St. 5. Ks	%	Celkem ks	%
Salmo trutta m. *fario*	6	15,8	2	3,8			1	0,1	1	0,8	10	0,11,
Rutilus rutilus	3	7,9					229	41,6	1	0,8	233	26,93
Leuciscus leuciscus	20	52,6	6	11,3	9	8,9	46	8,4			81	9,36
Gobio gobio	3	7,9	42	79,2	80	79,2	36	6,5	108	87,8	269	31,09
Cottus gobio	6	15,8									6	0,07
Thymallus thymallus			1	1,9							1	0,01
Leuciscus cephalus			1	1,9	12	11,9	17	3,1			30	3,46
Barbatula barbatula			1	1,9							1	0,01
Perca fluviatilis							24	4,4	4	3,2	28	3,23
Alburnus alburnus							197	35,9			197	22,77
Pseudorazbora parva									9	7,3	9	0,10
C e l k e m 11 druhů	38	100	53	100	101	100	550	100	123	100	865	100

Tab. 2 Abundance a biomasa ryb v ks a kg na 1 ha vodní plochy na jednotlivých stanovištích

Stanoviště	Kusy	kg
1.	551	11,59
2.	841	15,63
3.	1 264	12,14
4.	12 859	95,65
5.	2 600	21,14
Průměr	3 623	31,23

Celkem jsme odlovili 865 kusů ryb. Diverzita ichtyocenózy byla složena z 11 druhů. Největší abundanci jsme zaznamenali na lokalitě 4 – Městečko (celkem 12 859 ks. ha^{-1}), zde také byla největší druhová diverzita (7). Nejmenší abundance byla na lokalitě 1 – Libež (551 ks. ha^{-1}). Na všech lokalitách byl odloven hrouzek obecný (*Gobio gobio*), který také zaujímal přes 31 % z celkového počtu ryb. Na čtyřech stanovištích jsme odchytili pstruha obecného (*Salmo trutta* m. *fario*) a jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*). Na lokalitě 2 – Bílkovice byl odloven 1 ks lipana podhorního (*Thymallus thymallus*) o délce 193 mm a hmotnosti 100 g. Největší celková biomasa byla zjištěna na lokalitě 4 – Městečko (95,65 kg. ha^{-1}) a nejnižší byla na lokalitě 1 – Libež (11,59 kg. ha^{-1}).

V roce 1997 byl na této vodoteči na stejných lokalitách proveden ichtyologický průzkum. Souhrnné údaje jsou uvedeny v následující tabulce spolu s našimi výsledky z roku 2002.

Rok	Abundance ks. ha^{-1}	Biomasa kg. ha^{-1}
1997 (průzkum RNDr. Poupě)	21 605	195,50
2002	3 623	31,23
Rozdíl v kusech a (%)	- 17 982 (83,2 %)	- 164,27 (84,0 %)

ZÁVĚRY

Z výše uvedeného srovnání je zřejmé, že abundance i biomasa ryb se vcelku snížila o více jak 80 %. Velikostní skladba obsádky byla tvořena převážně malými rybami. Hlavní příčinu postižení obou revírů lze spatřovat právě v povodňové situaci, která v tomto roce nastala. Dále na obou revírech byl zaznamenám výskyt vydry říční (*Lutra lutra*), která svým predačním tlakem také jistě ovlivnila celkový pokles ichtyofauny. Nebyl prokázán výskyt těchto zástupců, kteří zde byli determinováni při odlovech v roce 1997: mihule potoční (*Lampetra planeri*), lína obecného (*Tinca tinca*) ani raka říčního (*Astacus astacus*).

SOUHRN

V roce 2002 jsme uskutečnili ichtyologický průzkum na říčce Chotýšanka. Tato vodoteč je levostranným přítokem Blanice Vlašimské, která sbírá vodu ze střední a jižní části okresu Benešov. Nadmořská výška v pramenné oblasti – 537 m n.m. postupně klesá a u vtoku do Blanice dosahuje 315 m n.m. Plocha povodí je 125,4 km^2. K odlovu ryb byl použit elektrický agregát typu ML3. Akce uskutečnila 4. XI. 2002 na pěti stanovištích. Celkem bylo proloveno 645 m toku o ploše 3 029 m^2. Abundance a biomasa ryb byla na jednotlivých stanovištích výrazně rozdílná. Různorodá byla i druhová diverzita. Na lokalitě 1 – Libež jsme odchytili 38 ks v pěti druzích o hmotnosti 800 g. Na lokalitě 2 – Bílovice jsme zaznamenali 6 druhů, celkem bylo odloveno 53 ks o hmotnosti 985 g. Lokalita 3 – Pařezí byla druhově nejchudší – 3 druhy. Dominantní rybou byl hrouzek obecný (*Gobio gobio*). Celkem zde bylo odloveno 101 ks o hmotnosti 970 g. Na stanovišti 4 – Městečko bylo odloveno 550 ks o hmotnosti 4 180 g v celkem 7 druzích. Stanoviště 5 – Postupice – odloveno 123 ks o hmotnosti 1 000 g v 5 druzích.

Celkem jsme odlovili 865 kusů ryb o hmotnosti 7 935 g. Diverzita ichtycenózy byla složena z 11 druhů (*Salmo trutta* m. *fario, Rutilus rutilus, Leuciscus leuciscus, Gobio gobio, Cotus gobio, Thymallus thymallus, Leuciscus cephalus, Barbatula barbatula, Perca fluviatilis, Alburnus alburnus, Pseudorazbora parva*). Největší abundance, biomasa i diverzita byla na lokalitě 4 – Městečko (12 859 ks. ha^{-1}, 95,65 kg. ha^{-1},- 7 druhů). Nejmenší abundance na lokalitě 1 – Libež (551 ks. ha^{-1}). Nejmenší biomasa a diverzita na lokalitě 3 – Pařezí. Při srovnání s údaji z roku 1997 se abundance snížila o 83,2 %. Biomasa poklesla o 84 %. Příčinu jsme spatřovali v extrémní povodni, která v roce 2002 nastala a predačním tlaku vydry říční (*Lutra lutra*).

POUŽITÁ LITERATURA

Hanel, L., Lohniský, K., 1995: Ichtyofauna dolního toku Trotiny a její změny po desetiletém entropicky ovlivněném vývoji. Živočišná výroba, 40, 31-36.

Hartvich, P., 1996: Složení ichtyofauny horní Lužnice postižené znečišťováním. Sbor. Jihočes. Muz. v Českých Budějovicích, Přír. vědy, 36, 69-72.

Lohniský, K., 1982: Ichtyofauna střední a západní části krkonošského národního parku. OPERA CORCONTICA 19, 133-164.
Lohniský, K.,1993: Abundance a biomasa dvou sousedních regulovaných úseků podhorského potoka Trotiny. Živočišná výroba - 1993, 899-906.
Lusk, S., Hanel, L., 1996: Druhová diverzita ichtyofauny ČR, Ústav ekologie krajiny Brno, 1996, 5-15.
Pivnička, K., Poupě, J., Švátora, M., 1995: Druhová diverzita ryb v malých tocích Čech a Moravy, Živočišná výroba 40, 46-49.
Pružina, I., Kurfürst, J., Kálal, L., Jirásek, L.,1994: Ichtyofauna Jevanského potoka. Sb. ref. Z Ichtyol. konf. Vodňany, 98-108.

Adresy autorů:
Bc. ***Pavel Horáček***, Středočeský územní svaz Praha, Praha 1, Opatovická 20, PSČ 110 00,
E-mail: crs_sus@volny.cz
RNDr. ***Josef Kurfürst***, CSc., Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha 6 – Suchdol, Kamýcká, PSČ 165 21,
E-mail: kurfurst@af.czu.cz

VLIV POVODNÍ NA ICHTYOFAUNU ŠTĚPÁNOVSKÉHO POTOKA
The effect of floods on the ichthyofauna of Štěpánovský stream

ČECH, M., ČECH, P.

ABSTRACT

Štěpánovský stream (Central Bohemia, length 20 km, aver. width 3 m, aver. depth 25 cm, aver. summer flow rate 0.2 m^3 s^{-1}) is the left-hand affluent of Sázava River with its tributary close to Střechov. The nature reservation was established in lower reach of the stream in 1993 due to unique ecosystem where many critically or strongly endangered animals, including brook lamprey Lampetra planeri, bullhead Cottus gobio, black stork Ciconia nigra, kingfisher Alcedo atthis and otter Lutra lutra still occur. The effect of floods on the ichthyofauna of Štěpánovský stream was studied using diet analysis of piscivorous micropredator, kingfisher, preying exclusively on local fish community (program of the Czech Union for Nature Conservation "ALCEDO - kingfisher"). The first local flood event (2 August 2001; flow rate 100 m^3 s^{-1}) caused drastic shift in the ichthyofauna composition from original fish community dominated by brown trout Salmo trutta m. fario, brook trout Salvelinus fontinalis and bullhead to fish community dominated by bleak Alburnus alburnus, roach Rutilus rutilus, chub Leuciscus cephalus and gudgeon Gobio gobio. Salmonids completely vanished from kingfisher's diet. Moreover, during the flood the original bottom substrate (sand, gravel, boulders) was washed up on the surrounding meadows and changed by heavy mud from fields and ponds in upper reach of the stream. The second flood event (all Czech Republic floods in August 2002; flow rate 4 m^3 s^{-1}) was surprisingly much less destructive to fish fauna and bottom substrate. Consequently, Štěpánovský stream played also the role of refuge for many new fish species including juveniles of nase Chondrostoma nasus, vimba bream Vimba vimba, barbel Barbus barbus, asp Aspius aspius and sunbleak Leucaspius delineatus, from highly flooded Sázava River. Despite the fact that bullhead successfully recolonized the stream salmonids have remained almost undetectable in kingfisher's diet.

ÚVOD

Štěpánovský potok spravovaný MO ČRS Soutice (délka 20 km, průměrná šířka 3 m, průměrná hloubka 25 cm, průměrný letní průtok 0,2 m^3 s^{-1}) je levostranným přítokem Sázavy, do které ústí nedaleko Střechova. Od roku 1993 je v jeho dolním úseku zřízena přírodní rezervace z důvodu ochrany zachovalého ekosystému toku odpovídajícího pstruhovému pásmu, s výskytem řady chráněných a ohrožených druhů živočichů, zejména mihule potoční (Hanel a Pešout, 1989), která je v ČR zařazena mezi kriticky ohrožené živočichy. Vedle hlavního předmětu ochrany, se zde vyskytují i další druhy pstruhového pásma, např. pstruh obecný, mřenka mramorovaná, či vranka obecná, z rybožravých predátorů jsou pak na potok vázáni čáp černý, ledňáček říční a vydra říční.

Od vzniku přírodní rezervace byl, vyjma každoročních předjarních povodní, Štěpánovský potok vystaven dvěma velkým strukturujícím povodním. Jednorázová povodeň postihla potok 2. srpna 2001. Po lokálních prudkých deštích se zvedla hladina Pekelského a Štěpánovského potoka a pod obcí Trhový Štěpánov, na soutoku obou potoků, se vytvořila obrovská přehrada, jejíž voda zatopila okolní louky a rybník. Hráz přehrady tvořil silniční násep a betonový silniční most, o který se zastavily četné naplaveniny. Tlakem vody se tato bariéra posléze prolomila a korytem potoka prošla na některých místech až 7 m vysoká (!) povodňová vlna. Průtok se jednorázově zvýšil více než 500krát z původního letního průtoku 200 l s^{-1} na více než 100 m^3 s^{-1}. Povodňová vlna zaplavila chaty ve spodním úseku rezervace a zcela smetla např. letní tábor České televize. Původní substrát dna (štěrk, písek a valouny do velikosti lidské hlavy) byl vynesen na okolní louky a vzápětí, v závěru povodňové vlny, nahrazen těžkým bahnem z vyplavených rybníků a splachy z polí.

Při celorepublikových povodních v srpnu 2002 se průtok zvýšil pouze dvacetinásobně na 4 m^3 s^{-1}. V ústí však došlo k navýšení hladiny až o 2 m díky povodňové vodě v Sázavě, která se tlačila vysoko proti proudu Štěpánovského potoka. Přes zvýšený průtok nezaznamenal nový bahnitý sediment potoka, deponovaný zde již po povodni v roce 2001, žádných významnějších kvalitativních změn.

Předkládaná studie mapující popovodňový vývoj ichtyofauny v přírodní rezervaci Štěpánovský potok a jeho srovnání se stavem před povodněmi byla uskutečněna v rámci celorepublikového programu ČSOP „ALCEDO - Ledňáček".

MATERIÁL A METODIKA

Ke studiu změn složení ichtyofauny Štěpánovského potoka byl využit hnízdní vývržkový sediment ledňáčka říčního z hnízdní nory v horní části přírodní rezervace. Sediment tvořený nestrávenými zbytky potravy, především ryb (kosti, šupiny, otolity), byl vybrán po hnízdní sezóně před povodňovou vlnou v roce 2001, po povodňové vlně v roce 2001 (pozdní letní hnízdění) a rok po celorepublikových povodních v roce 2002. Všechny hnízdní sedimenty byly vysušeny, zbaveny jílového prachu na sítu o velikosti oček 0,5 mm a analyzovány pod binokulární lupou (zvětšení 5krát). K určení druhového složení ichtyofauny Štěpánovského

potoka byly využity hlavové identifikační kosti ryb nalezené v hnízdním sedimetu ledňáčka říčního - kosti požerákové, kosti čelistní (dentale, praemaxillare, maxillare), kosti patrové (palatinum), kost radličná (praevomer) a kost podjazyková (glossohyale) (Reynolds a Hinge, 1996; Campos *a kol*., 2000; Čech, 2001a, b, c; Čech a Čech, 2001a, b; Čech a Čech, 2003) .

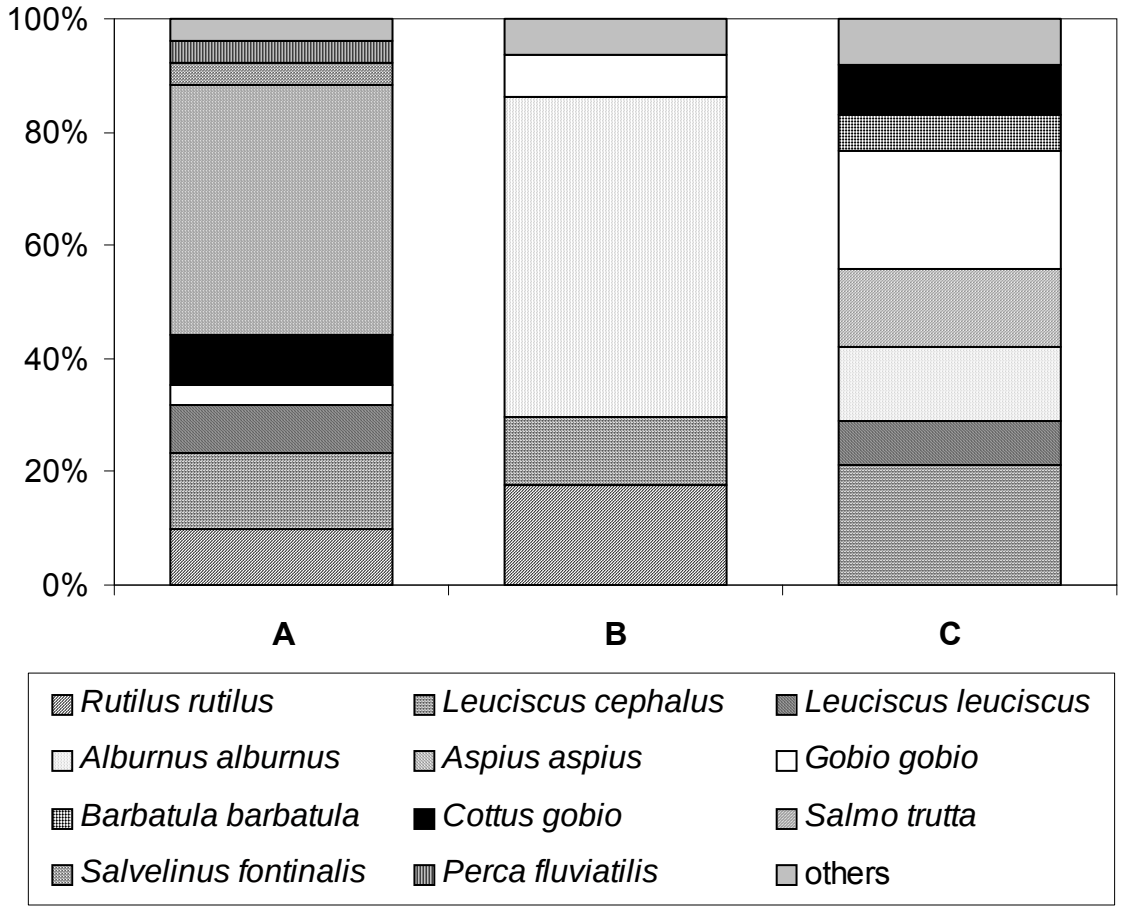
VÝSLEDKY

Před povodňovou vlnou v roce 2001 byly v hnízdním sedimentu ledňáčka říčního nalezeny hlavové identifikační kosti 430 ryb 11 druhů a 6 čeledí (Salmonidae, Cyprinidae, Cottidae, Percidae, Balitoridae, Esocidae; řazeno podle četnosti). Dominantním druhem byl pstruh obecný (44,4%), následovaný jelcem tlouštěm (13,5%), ploticí obecnou (10%), vrankou obecnou (8,8%) a jelcem proudníkem (8,4%). Významněji byl zastoupen i okoun říční (4%), hrouzek obecný (3,7%) a siven americký (3,3%).

Po povodňové vlně v roce 2001 byly v hnízdním sedimentu ledňáčka říčního nalezeny identifikační kosti 205 ryb 10 druhů a 4 čeledí (Cyprinidae, Balitoridae, Cottidae, Percidae). Dominantním druhem byla ouklej obecná (56,6%), následována ploticí obecnou (17,6%), jelcem tlouštěm (12,2%) a hrouzkem obecným (7,3%). V analyzovaném vývržkovém sedimentu nebyl nalezen žádný pstruh obecný, žádný siven americký a pouze jeden exemplář vranky obecné.

Rok po celorepublikových povodních v roce 2002 bylo v hnízdním sedimentu nalezeno 526 ryb 15 druhů a 4 čeledí (Cyprinidae, Cottidae, Balitoridae, Salmonidae). Nejpočetnějším druhem byl jelec tloušť (21,3%) a hrouzek obecný (20,7%). Významněji byl zastoupen i bolen dravý (13,6%), ouklej obecná (13,3%), vranka obecná (9,1%), jelec proudník (7,6%) a mřenka mramorovaná (6,3%). Z lososovitých ryb byl nalezen pouze jeden exemplář pstruha obecného.

Pouze 6 druhů ryb, plotice obecná, hrouzek obecný, jelec tloušť, jelec proudník, mřenka mramorovaná a vranka obecná bylo v přírodní rezervaci Štěpánovský potok nalezeno ve všech třech analyzovaných hnízdních sedimentech ledňáčka říčního (obr. 1).



Obr. 1. Zastoupení jednotlivých druhů ryb v potravě ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) na Štěpánovském potoce. **A**, Původní stav před povodněmi, kategorie others: *Leuciscus idus*, *Barbatula barbatula*, *Esox lucius*. **B**, Po povodňové vlně 2. srpna 2001, kategorie others: *Leuciscus leuciscus*, *Barbus barbus*, *Pseudorasbora parva*, *Barbatula barbatula*, *Cottus gobio*, *Sander lucioperca*. **C**, Rok po celorepublikových povodních v srpnu 2002, kategorie others: *Rutilus rutilus*, *Leucaspius delineatus*, *Barbus barbus*, *Chondrostoma nasus*, *Cyprinus carpio*, *Pseudorasbora parva*, *Vimba vimba*, *Salmo trutta*.

DISKUSE

Ačkoli monitoring změn druhového složení ichtyofauny založený na studiu potravy rybožravých predátorů, v tomto případě ledňáčka říčního, jistě nelze považovat za standardní, bylo k němu přistoupeno z následujících důvodů:

i) Analýza vývržkových hnízdních sedimentů ledňáčka říčního představuje elegantní řešení dlouhodobého studia změn ichtyofauny (relativně snadná dostupnost dat, velké N, relativně minimální náklady) na lokalitách jako je přírodní rezervace Štěpánovský potok, jejíž statut (např. zákaz vstupu do koryta) činí jiné metody výzkumu (např. elektrolov) problematickými.

ii) Předchozí studie prokázaly, že ledňáček říční loví neselektivně, tj. tvar těla, přítomnost tvrdých paprsků a trnů, oblast výskytu ve vodním sloupci, či aktivita v čase překvapivě nemají vliv na výběr kořisti (Reynolds a Hinge, 1996; Campos *a kol*., 2000; Čech, 2001a, b, c; Čech a Čech, 2001a, b; Čech a Čech, 2003). Přestože nelze zcela vyloučit, že hnízdící ledňáček říční ve výjimečných případech zaletoval za potravou až na 6 km vzdálenou řeku Sázavu, rozsáhlá pozorování přímo v přírodní rezervaci Štěpánovský potok tuto možnost nepotvrdila (Jankovský, M. a Jankovský, F., *ústní sdělení*; Čech, P., *nepublikovaná data*).

iii) V potravě ledňáčka říčního se objevují ryby až do velikosti 12 cm podle proporčního zastoupení v tom kterém vodním ekosystému (Reynolds a Hinge, 1996; Campos *a kol*., 2000; Čech, 2001a, b, c; Čech a Čech, 2001a, b; Čech a Čech, 2003). Lze předpokládat, že 0+ a 1+ ryby, jejichž druhové a proporční zastoupení nejlépe charakterizuje reálnou situaci ve vývoji ichtyofauny říčního ekosystému, jsou efektem povodní ovlivněny nejvíce (odnos z původních stanovišť, nevytvoření populačního doplňku v popovodňových letech díky absenci třecího substrátu nebo dostatečného počtu generačních ryb). Ryby ve stáří 0+ a 1+ navíc nebyly ve sledovaném období předmětem vysazování MO ČRS Soutice, a naopak mnohem méně podléhají kumulativnímu predačnímu tlaku ostatních rybožravých predátorů (volavka, čáp černý, kormorán, vydra, norek), rybářů a pytláků, jejichž vliv na ichtyofaunu, především na větší a méně početné velikostní kategorie ryb, může zcela zastínit efekt povodní.

ZÁVĚR

Výsledky předkládané studie jednoznačně prokázaly silný strukturující vliv obou povodní na druhové složení ichtyofaunu Štěpánovského potoka. Od zřízení přírodní rezervace lze proto z dostupných dat jednotlivé zlomové etapy vývoje ichtyofauny Štěpánovského potoka charakterizovat takto:

i) Předpovodňový stav ichtyofauny Štěpánovského potoka typický převahou „původních“ druhů pstruhového toku (pstruh, siven, vranka) odráží jednak kvalitu relativně nenarušeného ekosystému a jednak doznívající vliv hospodaření MO ČRS Soutice (vysazování generačního pstruha a sivena, provádění regulačních odlovů nežádoucích druhů ryb elektrickým agregátem).

ii) Po povodňové vlně 2. srpna 2001 dochází k zásadnímu zvratu ve složení ichtyofauny Štěpánovského potoka. Jednorázový výplach postihuje „původní“ druhy ryb (pstruh, siven, vranka) a potok je kolonizován kaprovitými rybami (ouklej, plotice, tloušť, hrouzek) z výše položených vyplavených rybníků. Diverzita ichtyofauny oproti předpovodňovému stavu klesá.

iii) Při povodních v roce 2002 není Štěpánovský potok zásadnějším způsobem zasažen a naopak slouží jako refugium pro juvenilní ryby ze silně rozvodněné Sázavy (bolen, ostroretka, podoustev, parma, slunka, jelci). Diverzita ichtyofauny oproti stavu po povodňové vlně v roce 2001 a dokonce i oproti stavu předpovodňovému výrazně stoupá. Díky znehodnocení substrátu dna (vynesení písku, štěrku a valounů mimo koryto a naopak deponaci těžkého bahna z vyplavených rybníků) při mohutné povodňové vlně ze 2. srpna 2001, které má překvapivě trvalejší charakter, však nedochází k předpokládané obnově reprodukčního potenciálu populace pstruha obecného a sivena amerického. Generační hejno obou druhů navíc slábne vzhledem k špatnému hospodaření MO ČRS Soutice (vysazování pstruha duhového) a kumulativnímu efektu rybářů, pytláků a rybožravých predátorů (volavka, čáp černý, kormorán, vydra, norek). Naopak rekolonizace potoka vrankou obecnou, patrně z přítoků, je vysoce úspěšná.

LITERATURA

CAMPOS, F., FERNANDEZ, A., GUTIERREZ-CORCHERO, F., MARTIN-SANTOS, F. & P. SANTOS, **2000**. Diet of the Eurasian kingfisher (*Alcedo atthis*) in northern Spain. *Folia zoologica* **49 (2)**: 115-121.

ČECH, M., **2001a**. Potrava ledňáčka říčního na Chotýšance. *Pod Blaníkem* **5/1**: 12.

ČECH, M., **2001b**. Vliv ledňáčka říčního na ryby dolního toku Blanice. *Pod Blaníkem* **5/2**: 11-13.

ČECH, M., **2001c**. Rychlé šíření drobné asijské rybky podblanickým regionem. *Pod Blaníkem* **5/3**: 4-6.

ČECH, M. & P. ČECH, **2001a**. Za potravou ledňáčka říčního. *Živa* **2**: 85-86.

ČECH, M & P. ČECH, **2001b**. Vliv ledňáčka říčního na ichtyofaunu pstruhových potoků. *Rybářství* **6**: 317.

ČECH, M & P. ČECH, **2003**. Potrava ledňáčka říčního na údolních nádržích. *Rybářství* **3**: 166-167.

HANEL, L. & P. PEŠOUT, **1989**. Ekologické poznámky k mihuli potoční Štěpánovkého potoka. *Sborník vlastivědných prací z Podblanicka* **29**: 63 - 74.
REYNOLDS, S. J. & M. D. C. HINGE, **1996**. Foods brought to the nest by breeding Kingfishers Alcedo atthis in the New Forest of southern England. *Bird Study* **43**: 96-102.

KONTAKTNÍ ADRESY AUTORŮ:

RNDr. ***Martin Čech***
Hydrobiologický ústav AV ČR
Na sádkách 7
370 05 České Budějovice
e-mail: **carcharhinusleucas@yahoo.com**

Mgr. ***Pavel Čech*** (celorepublikový garant programu ČSOP "ALCEDO - ledňáček")
Podblanické ekocentrum ČSOP
Pláteníkova 264
258 01 Vlašim
e-mail: **pavelcech@tiscali.cz**

ICHTYOLOGICKÝ MONITORING NÁDRŽÍ S EXTRÉMNYM DENNÝM KOLÍSANÍM VODNEJ HLADINY – VD DALEŠICE – MOHELNO

Ichthyological monitoring of the reservoirs with an extreme daily water - level fluctuation – water work - Dalešice – Mohelno

ŠOVČÍK P., PROKEŠ M., SPURNÝ P., BARUŠ V., PEŇÁZ, M.

Abstract

Fish assemblages of the Dalešice and the Mohelno reservoirs consist of 27, resp. 25 fish species. Thanks of active fish stocking, highest specific dominance exists in common carp (Cyprinus carpio). In the Dalešice Reservoir dominated also bream (Abramis brama) and in the Mohelno Reservoir roach (Rutilus rutilus). The Mohelno Reservoir is constantly negatively influencted with a daily water - level fluctuation (up to 8 - 10 m). Natural fish reproduction is here significantly limited (only 15-16% of occurring fish species). Fish predators are poorly represented in the reservoir, food fish species and the fish assemblage is formed mainly with stocked fishes, predominantly with common carp. Content of radionuclides in the tissues of fishes from the Dalešice and Mohelno reservoirs is resemble as a natural radioactive background. The Dukovany – Dalešice Energy Complex is thus not significantly negative by influencing the fish assemblage.

ÚVOD

Vodné dielo Dalešice - Mohelno je súčasťou energetického komplexu Dukovany – Dalešice, ktorý je tvorený Jadrovou elektrárňou Dukovany (JE Dukovany) a prečerpávacou vodnou elektrárňou Dalešice (PVE – Dalešice). Systém PVE je tvorený dvomi bezprostredne na seba naväzujúcimi nádržami (hlavnou Dalešickou – 480 ha a prečerpávacou Mohelnskou 118 ha) a vlastnou elektrárňou situovanou pod hrádzou Dalešickej nádrže. Obe nádrže sa nachádzajú v blízkosti JE a vyznačujú sa extrémnym denným kolísaním vodnej hladiny (u Dalešickej nádrže 2-3 m, u Mohelnskej až 10 m). Tento fakt spolu s odberom a vypúšťaním odpadovej oteplenej vody do sústavy nádrží spôsobuje špecifické podmienky pre rozmnožovanie, rast a rozmiestnenie rýb v nádržiach, hlavne však v Mohelnskej vyrovnávacej nádrži. Podrobný popis nádrží a prevádzky energetického komplexu je uvedený v publikáciách (Prokeš et al., 1998; Šovčík, 2003). Tento príspevok vychádza z diplomovej práce (Šovčík, 2003), ktorej časť o zhodnotení rybárskeho hospodárenia bola prezentovaná na V. Českej ichtyologickej konferencii v Brne (Šovčík a kol., 2002).

MATERIÁL A METODIKA

Vzorky rýb boli odlovované sadou tenatných sietí o veľkosti ôk (22, 43, 50, 60, 70, 75, 80, 90, 100, 120 mm). Siete boli exponované v rôznej kombinácii veľkosti ôk, spravidla však v štandartných sadách (11 – 12 sietí). Siete boli umiestňované do hĺbky asi 0,5 - 4 metra, kde bola zistená najväčšia koncentrácia rýb (Čech a Kubečka, 2002). Odlov bol realizovaný v jarnom a jesennom období, s prevažne nočnou expozíciou sietí a väčšinou v dvoch až troch dňoch. Celkovo bolo v rokoch 1999, 2001 a 2002 prevedených na Dalešickej nádrži 11 a na Mohelnskej nádrži 8 odlovov. Dĺžka expozície a počet odlovov bol závislý hlavne na úspešnosti odlovenia dostatočne hmotnostne veľkej vzorky jednotlivých druhov rýb určených pre rádiologické vyšetrenie v Laboratoři radiační kontroly okolí (LRKO) JE Dukovany v Moravskom Krumlove. Ryby boli ďalej spracovávané na terénnom pracovisku Ústavu biologie oblatlovců Akademie věd Českej republiky (ÚBO AV ČR) – Mohelnský mlyn. Tu boli zaznamenané nasledujúce parametre: TL, SL, w, hmotnosť bez vnútorných orgánov, pohlavie a prípadné morfologické anomálie. Z týchto údajov boli podľa Lososa a kol. (1984), Shannona a Weavera (1963) a Sheldona (1969) vypočítané kvantitatívno – kvalitatívne parametre spoločenstiev rýb: dominancia (D), index druhovej diverzity (H´) – vo vzorci bol použitý prirodzený logaritmus, ekvitabilita (E), konštancia (K), Fultonov resp. Clarkov koeficient vyživenosti (K_F, K_C) a jednotka rybolobného úsilia (C.P.U.E) vyjadrovaná v $g.m^{-2}.h^{-1}$. Druhové zloženie spoločenstva bolo zistené zo sumárov úlovkov rýb Moravského rybárskeho zväzu (MRS), z literárnych údajov (Peňáz a kol. 1996, Prokeš a kol. 1998, 1999) a doplnené vlastnými údajmi z odlovov do tenatných sietí. Slovenské a vedecké názvy rýb sú prevzaté podľa Holčíka (1998) a Kottelata (1997).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Podľa literárnych údajov, štatistík MRS a vlastných odlovov je spoločenstvo rýb Dalešickej nádrže tvorené 27 druhmi rýb a 2 typmi hybridov, pričom tenatnými odlovmi v rokoch 1999, 2001 a 2002 bolo potvrdených 12 rybích druhov a jeden medzidruhový hybrid (Tab.1). Spoločenstvo rýb Mohelnskej nádrže je tvorené 25 druhmi rýb a 5 typmi hybridov, potvrdených bolo 9 druhov rýb, jeden medzirodový hybrid a bol zaznamenaný nový druh v tejto nádrži – hrúz škvrnitý (*Gobio gobio*) (Tab.1).

V Dalešickej nádrži početnostne (Dn) aj hmotnostne (Dw) vysoko dominuje pleskáč vysoký (*Abramis brama*) a kapor pontokaspický (*Cyprinus carpio*) (Tab.2). V Mohelnskej nádrži je to plotica červenooká (*Rutilus rutilus*) a kapor (Tab.3). Najvyššiu konštanciu výskytu vykazoval v Dalešickej nádrži pleskáč (Tab.2) a v Mohelnskej nádrži kapor (Tab.3). Oproti minulým obdobiam výzkumu prudko poklesla v úlovkoch na Dalešickej nádrži plotica - 7,65 % početnostne. Adámek a kol. (1987) uvádzajú z rokov 1980 – 1983 početnosť plotice až 75 % a podobne vysoké hodnoty (79,3 %) zistili aj Prokeš a kol. (1998) v rokoch 1993 – 1995. Ploticu nahradil v úlovkoch pleskáč, čo môže mať negatívny dopad na dravé druhy rýb v budúcnosti, keďže je vo väčších veľkostiach ako potravná ryba menej vhodný ako plotica. Znižovaniu početnosti plotice pravdepodobne dopomohla, okrem aktívneho vysadzovania dravých druhov rýb do nádrže (Šovčík, 2003), aj silná invázia plerocerkoidmi *Ligula intestinalis* v minulých obdobiach výzkumu (Adámek a Jirásek, 1987; Adámek a kol., 1987, 1996). V posledných rokoch už tento parazit nebol u rýb Dalešickej a Mohelnskej nádrže nájdený (Šovčík, 2003). Oproti rokom 1993 – 1995 (Prokeš a kol., 1998) sa výrazne zvýšila dominancia kapra na Mohelnskej nádrži – z 46 % na 76 %, pričom sa stále znižuje dominancia dravých druhov rýb oproti minulým obdobiam výzkumu. Hodnoty C.P.U.E. z Dalešickej nádrže kolísali v jednotlivých odlovoch od 0,623 $g.m^{-2}.hod^{-1}$až po 13,373 $g.m^{-2}.hod^{-1}$, pričom priemerná hodnota za celé obdobie je 3,75 $g.m^{-2}.hod^{-1}$. Prokeš a kol. (1998) uvádza z rokov 1993 – 1995 priemernú hodnotu C.P.U.E. na Dalešickej nádrži 1,3 $g.m^{-2}.hod^{-1}$, čo je podstatne menej. Z ďalšieho sledovaného obdobia – roky 1996 a 1997 uvádza ten istý autor (Prokeš, 1999) hodnotu C.P.U.E. už vyššiu – 4,5 $g.m^{-2}.hod^{-1}$. Na Mohelnskej nádrži hodnoty C.P.U.E. kolísali v jednotlivých odlovoch od 0,062 $g.m^{-2}.hod^{-1}$ až po 10,748 $g.m^{-2}.hod^{-1}$, pričom priemerná hodnota za celé obdobie je 2,86 $g.m^{-2}.hod^{-1}$. Oproti hodnotám zisteným za to isté obdobie na Dalešickej nádrži sú hodnoty z Mohelnskej nádrže nižšie. Prokeš a kol. (1998) uvádzajú z rokov 1993 – 1995 priemernú hodnotu C.P.U.E. na Mohelnskej nádrži 4,5 $g.m^{-2}.hod^{-1}$ z hornej časti nádrže a 1,7 $g.m^{-2}.hod^{-1}$ z koncovej časti nádrže. Z ďalšieho sledovaného obdobia – roky 1996 a 1997 uvádza Prokeš (1999) hodnotu C.P.U.E. 3,8 $g.m^{-2}.hod^{-1}$. V oboch nádržiach hodnoty C.P.U.E. klesali a stúpali podľa ročného obdobia, kedy vyššie hodnoty boli zaznamenané v jarných odlovoch a nižšie v jesenných odlovoch. Priemerná hodnota indexu druhovej diverzity za všetky odlovy bola vyššia u Dalešickej nádrže – $H' = 1,11$ ($H_{min} = 0,214$; $H_{max} = 1,801$), u Mohelnskej nádrže bola priemerná hodnota $H' = 0,56$ ($H_{min} = 0,00$; $H_{max} = 1,071$). Podobne aj ekvitabilita vykazovala vyšších hodnôt u vzoriek rýb z Dalešickej nádrže – priemerná $E = 0,72$ ($E_{min} = 0,31$; $E_{max} = 0,94$), ako u vzoriek rýb z nádrže Mohelnskej – priemerná $E = 0,40$ ($E_{min} = 0,00$; $E_{max} = 0,74$). Z indexu druhovej diverzity a ekvitability vyplýva, že spoločenstvo rýb Dalešickej nádrže je oproti iným nádržiam [napríklad Novomlýnské nádrže (Pecín, 2000)] napriek extrémnemu hydrologickému režimu a charakteru nádrže pomerne druhovo rozmanité a vyrovnané. Svedčí o tom aj počet druhov rýb zistených v tejto nádrži (27). Relatívne zastúpenie dravých druhov rýb v úlovkoch silne kolísalo v závislosti na ročnom období odlovov a dosahovalo hodnôt od 0 % do 97 % s vrcholmi v jesennom období. Napriek tomu Mohelnská nádrž vykazuje nižšiu druhovú rozmanitosť a vyrovnanosť, v spoločenstve rýb silne prevláda kapor a jeho prevaha stále narastá, čo môže v budúcnosti spôsobiť vznik takmer monokultúry tohoto pre športový rybolov atraktívneho druhu, ktorý je do nádrže aktívne vysadzovaný a lovený systémom „put and take“ (Šovčík a kol. 2002). Dravé druhy rýb sú v Mohelnskej nádrži zastúpené nedostatotočne ich relatívne zastúpenie v úlovkoch dosahovalo hodnôt okolo 1%, čo je okrem nevyhovujúcich podmienok na rozmnožovanie zapríčinené aj absenciou potravných rýb vhodnej veľkosti (priemerná TL 31 jedincov plotice bola 302 mm a ich priemerná individuálna hmotnosť bola 367 g). Po doporučeniach (Adámek, 1984; Spurný a kol., 1990; Spurný a Mareš, 1991) boli v minulosti do nádrže inštalované plávajúce neresiská „pražského typu“ s preukazne úspešným neresom pleskáča, avšak kvôli problémom s ich ukotvením pri prudkom kolísaní vodnej hladiny bolo od ich ďalšieho použitia upustené. Mohelnská nádrž je z ichtyologického hľadiska zvláštny, doteraz málo popísaný vodný ekosystém, v ktorom sa zlučujú vlastnosti lotických a lenitických vodných ekosystémov. Tok prúdu vyvolaný reverznými turbínami (v oboch smeroch) vytvára prúdové prostredie, ktoré umožňuje prežívať reofilným druhom rýb (podustva severná, mrena severná, jalec hlavatý). V koncovej časti nádrže sa však prúd prejavuje mierne (hlavne vertikálne pohyby) a podmieňuje výskyt typických jazerných druhov (pleskáče). Ostatným druhom (plotica, kapor, ostrież zelenkastý, šťuka holarktická) vyhovujú obe zmienené prostredia (Prokeš a kol. 1998). Čo sa týka vplyvu prevádzky samotnej JE Dukovany je možné v súčasnej dobe konštatovať skutočnosť, že na základe výsledkov sledovaní výskytu rádionuklidov v tkanivách rýb pracovníkmi Laboratoře radiační kontroly okolí JE Dukovany, ČEZ, a.s., nebola v posledných piatich rokoch koncentrácia z hľadiska zdravotno hygienických noriem s vysokou rezervou prekročená. Naplno bola potvrdená pôvodná prognóza Peňáze a Wohlgemutha (1981), že objem vypúšťaných rádionuklidov a toxických elementov z JE Dukovany bude za bezhavarijnej prevádzky zanedbateľný a len veľmi málo sa odlišujúci od rádiačného pozadia.

Tab. 1: Druhové a hybridné zloženie rýb Dalešickej a Mohelnskej nádrže

		Dalešická nádrž		**Mohelnská nádrž**	
N	*Species*	Liter.data	Naše data	Liter.data	Naše data
1	***Salmo trutta* m. *fario***	x		x	
2	***Oncorhynchus mykiss***	x		x	
3	***Salvelinus fontinalis***			x	
4	***Thymallus thymallus***	x			
5	***Coregonus maraena***	x		x	
6	***Esox lucius***	x	x	x	
7	***Rutilus rutilus***	x	x	x	x
8	***Leuciscus cephalus***	x	x	x	
9	***Leuciscus idus***	x		x	
10	***Scardinius erythrophthalmus***	x	x	x	x
11	***Ctenopharyngodon idella***	x		x	
12	***Aspius aspius***	x	x	x	
13	***Tinca tinca***	x		x	
14	***Chondrostoma nasus***	x		x	
15	***Gobio gobio***	x			x
16	***Barbus barbus***	x		x	
17	***Alburnus alburnus***	x			
18	***Abramis bjoerkna***	x	x	x	x
19	***Abramis brama***	x	x	x	x
20	***Carassius carassius***	x			
21	***Carassius gibelio***	x	x	x	x
22	***Cyprinus carpio***	x	x	x	x
23	***Hypophthalmichthys molitrix***	x		x	
24	***Silurus glanis***	x	x	x	x
25	***Anguilla anguilla***	x		x	
26	***Perca fluviatilis***	x	x	x	x
27	***Sander lucioperca***	x	x	x	x
28	***Gymnocephalus cernuus***	x		x	
	CELKOM	**27**	**12**	**24**	**10**
	Krížence	Liter.data	Naše data	Liter.data	Naše data
1	***C.maraena x Coregonus peled***	x	x	x	
2	***R. rutilus x A. brama***	x		x	x
3	***R. rutilus x A. bjoerkna***			x	
4	***A. brama x A. bjoerkna***			x	
5	***S. erythrophthalmus x A. bjoerkna***			x	
	CELKOM	**2**	**1**	**5**	**1**

Tab. 2: Početnostná + hmotnostná domin. a konštancia výskytu rýb Dalešickej nádrže

Početnostná dominancia		**Hmotnostná dominancia**	
Species	Dn (%)	*Species*	Dw (%)
A. brama	51,76	*A. brama*	52,06
C. carpio	11,76	*C. carpio*	23,64
P. fluviatilis	9,12	*E. lucius*	7,73
R. rutilus	7,65	*A. aspius*	5,44
C. gibelio	5,29	*C. gibelio*	2,37
E. lucius	5,00	*P. fluviatilis*	2,15
A. aspius	3,53	*R. rutilus*	1,80
A. bjoerkna	2,35	*C. peled x C. maraena*	1,61
C. peled x C. maraena	1,18	*L. cephalus*	1,31
L. cephalus	1,18	*S. lucioperca*	0,95
S. lucioperca	0,59	*A. bjoerkna*	0,78
S. glanis	0,29	*S. glanis*	0,09
S. erythrophthalmus	0,29	*S. erythrophthalmus*	0,06

Konštancia	
Species	K (%)
A.brama	83,33
R.rutilus	58,33
C.carpio	58,33
A.aspius	58,33
P.fluviatilis	50,00
E.lucius	50,00
C.gibelio	33,33
L.cephalus	25,00
A.bjoerkna	25,00
C. peled x C. maraena	16,67
S.lucioperca	16,67
S.erythrophthalmus	8,33
S.glanis	8,33

Tab. 3: Početnostná + hmotnostná domin. a konštancia výskytu rýb Mohelnskej nádrže

Početnostná dominancia		Hmotnostná dominancia	
Species	Dn (%)	*Species*	Dw (%)
C. carpio	43,34	*C. carpio*	75,85
R. rutilus	43,09	*R. rutilus*	14,34
A. brama	3,19	*A. brama*	3,94
A. bjoerkna	1,60	*S. glanis*	2,88
C. gibelio	1,06	*L. cephalus*	0,79
P. fluviatilis	1,06	*A. bjoerkna*	0,78
S. erythrophthalmus	0,53	*S. lucioperca*	0,61
S. lucioperca	0,53	*P. fluviatilis*	0,45
S. glanis	0,53	*S. erythrophthalmus*	0,16
L. cephalus	0,53	*R.rutilus x A. brama*	0,16
R.rutilus x A. brama	0,53	*C. gibelio*	0,04

Konštancia	
Species	K (%)
C.carpio	85,71
R.rutilus	71,43
A.brama	57,14
P.fluviatilis	28,57
L.cephalus	14,29
S.erythrophthalmus	14,29
A. bjoerkna	14,29
C.gibelio	14,29
S. glanis	14,29
S.lucioperca	14,29
R.rutilus x A. brama	14,29

ZÁVER

Spoločenstvá rýb nádrží VD Dalešice – Mohelno sú ovplyvnené prevádzkou energetického komplexu Dukovany – Dalešice. Ide predovšetkým o negatívny vplyv prudkého denného kolísania vodnej hladiny v oboch nádržiach, hlavne však v Mohelnskej nádrži. V Dalešickej nádrži majú početnostnú a hmotnostnú prevahu pleskáč vysoký, ktorý tu nachádza dobré podmienky pre rozmnožovanie a rast a kapor pontokaspický, ktorý je tu aktívne vysadzovaný. V Mohelnskej nádrži vysoko nad ostatnými druhmi prevláda kapor pontokaspický, hlavne vďaka jeho aktívnemu vysadzovaniu. Nasleduje plotica červenooká, ktorá najlepšie znáša extrémne podmienky nádrže spomedzi ostatných nevysadzovaných, alebo nepravidelne vysadzovaných druhov rýb. V Mohelnskej nádrži sú nedostatočne zastúpené dravé druhy rýb, čo je spôsobené viacerými faktormi. Okrem už spomínaných prudkých denných výkyvov vodnej hladiny je jedným z najzávažnejších faktorov úbytok potravne vhodných rýb pre dravé druhy. Ďalej je to stále sa zvyšujúci rybársky tlak a nakoniec svoju úlohu zohráva aj prirodzená sukcesia nádrží, ktorá je však kvôli extrémnym hydrologickým podmienkam značne pozmenená. Podmienky pre rozmnožovanie rýb v Mohelnskej nádrži sú vplyvom väčšieho kolísania vodnej hladiny oveľa horšie a k prirodzenému rozmnožovaniu tu dochádza len v obmedzenej miere. Bolo by preto vhodné podporiť potravnú základňu pre dravé druhy rýb buď intenzívnym vysadzovaním bielych rýb, alebo opätovnou, dlhodobejšou inštaláciou plávajúcich neresísk.

SÚHRN

Spoločenstvo rýb Dalešickej a Mohelnskej nádrže je tvorené 27, resp. 25 druhmi rýb. Vďaka aktívnemu vysadzovaniu dosahuje najvyššej hmotnostnej dominancie u oboch nádrží kapor pontokaspický (*Cyprinus carpio*), na Dalešickej nádrži je to ďalej pleskáč vysoký (*Abramis brama*) a na Mohelnskej plotica červenooká (*Rutilus rutilus*). Mohelnská nádrž je negatívne ovplyvnená denným kolísaním vodnej hladiny (8-10m), prirodzená reprodukcia tu prakticky neexistuje, v nádrži sú slabo zastúpené dravé druhy rýb, ako aj ryby potravné a spoločenstvo rýb je tvorené hlavne násadami rýb s prevahou kapra pontokaspického. Obsah rádionuklidov v tkanivách rýb z Dalešickej a Mohelnskej nádrže odpovedá prirodzenému rádiologickému pozadiu, v tomto smere teda nemá energetický komplex Dukovany – Dalešice na spoločenstvá rýb negatívny vplyv.

Poďakovanie

Autori ďakujú rybárskym hospodárom MO MRS Mohelno, MO MRS Třebíč a pracovníkom priehrady za pomoc pri odlovoch rýb. Pri realizácii príspevku bola využitá finančná podpora GA AV ČR no. A 6093104, MZe ČR, projekt NAZV no. QF 3028 a ČEZ, a.s. EDU.

POUŽITÁ LITERATÚRA

ADÁMEK, Z., 1984: Vybrané aspekty vývoje ichtyofauny Dalešické nádrže. *Závěrečná zpráva, Vysoká škola zemědělská, Brno 1984*,s. 1-28.

ADÁMEK, Z., BARUŠ, V., PROKEŠ, M., 1996: Summer diet of roach (*Rutilus rutilus*) infested by *Ligula intestinalis* (Cestoda) plerocercoids in the Dalešice Reservoir (Czech Republic). *Folia Zool.,* vol. 45, no. 4, s. 347-354.

ADÁMEK, Z., JIRÁSEK, J., 1987: Der Einfluss der Parasitierung durch der Bandwurm *Ligula intestinalis* auf den Organismus der Plötze (*Rutilus rutilus* L.). *Physiologie, Biologie und Parasitologie von Nutzfischen. W.P.U. Rostock, 1987*, s. 163 – 16 4.

ADÁMEK, Z., JIRÁSEK, J., SUKOP, I., 1987: Potravní biologie hospodářsky významných druhů ryb Dalešické nádrže. *Živočišná výroba 1987,* vol.32, no.10, s. 909 – 920.

ČECH, M., KUBEČKA, J., 2002: Sinusoidal cycling swimming pattern of reservoir fishes. *J. of Fish Biology 2002*, 61, s. 456-471.
HOLČÍK, J., 1998: Ichtyológia. *Príroda, Bratislava 1998,* 310 s.
KOTTELAT, M., 1997: European freshwater fishes. *An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and an nomenclature and conservation. Biologia, 1997*, 52, s. 1 – 271.
LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK, J., PELIKÁN, J., 1984: Ekologie živočichů. *Státní pedagogické nakladatelství Praha 1984*, 316 s.
PECÍN, M., 2000: Zhodnocení ichtyocenóz vodního díla Nové Mlýny. *Diplomová práca na Agronomickej fakulte Mendelově zemědělské a lesnické univerzity na ústavu rybářství a hydrobiologie, Brno 2000*, 49s.Vedúci diplomovej práce Doc. Ing. Petr Spurný, CSc.
PEŇÁZ, M., WOHLGEMUTH, E., 1981: Fauna obratlovců. In: Kolektiv, 1981, Studie vlivu energetické soustavy Dukovany Dalešice na okolní prostředí. Třebíč, 1981, s. 92-105.
PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., PROKEŠ, M., 1996: Fish assemblage structure in a reservoir with an extreme hydrological regime (Mohelno Reservoir, Czech Republic). *Folia Zool., 45(2), s. 171-182.*
PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M. 1998: Společenstva ryb ve vodách oblasti energetické soustavy Dukovany – Dalešice. *Přírodovědný sborník Západomoravského muzea v Třebíči, Třebíč 1998, vol. 33, s. 1-48.*
PROKEŠ, M., BARUŠ, V., PEŇÁZ, M., 1999: Ichtyologické charakteristiky a rybářské využití nádrží VD Dalešice. *Sborník příspěvků z odborné konference, Bulletin VÚRH Vodňany, Vodňany 1999,* vol. 35, no. 1-2, s. 91-102.
SHANNON, C. E., WEAVER, W., 1963: The mathematical theory of communication. *Univ. Illinois Press, Urbana, 1963*, 117 s.
SHELDON, A. L., 1969: Equtability indices: dependeces on the species count. *Ecology 50, 1969*, s. 446 – 467.
SPURNÝ, P., MAREŠ, J., 1991: Ichtyologické aspekty provozu vodního díla Dalešice na řece Jihlavě. *Sborník IX. konference ČSLS při ČSAV, Znojmo 1991,* s. 188-192.
SPURNÝ, P., MAREŠ, J., ADÁMEK, Z., JIRÁSEK, J., PALÁČKOVÁ, J., SUKOP, I., RUMLOVÁ, J., 1990: Ichtyologické aspekty ochrany vodních zdrojů jižní Moravy. *Závěrečná zpráva, Vysoká škola zemědělská, Brno 1990*, 27 s.
ŠOVČÍK, P., 2003: Charakteristika spoločenstiev rýb nádrží ovplyvňovaných prevádzkou energetického komplexu Dukovany – Dalešice. *Diplomová práca na Agronomickej fakulte Mendelově zemědělské a lesnické univerzity na ústavu rybářství a hydrobiologie, Brno 2003*, 89 s., 11 s. príloh. Vedúci diplomovej práce Doc. Ing. Petr Spurný, CSc.
ŠOVČÍK, P., PROKEŠ, M., SPURNÝ, P., BARUŠ, V., 2002: Zhodnotenie rybárskeho hospodárenia na sústave vodného diela Dalešice – Mohelno. *Sborník referátů V. České ichtyologické konference, Brno 2002,* s. 120 – 125.

Adresy autorov:
Ing. ***Pavol Šovčík***, Doc. Ing. Petr Spurný, CSc., Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, e-mail: pavol.sovcik@email.cz; fishery@mendelu.cz;
Ing. ***Miroslav Prokeš***, CSc., Prof. Ing. ***Vlastimil Baruš***, DrSc., Ing. ***Milan Peňáz***, DrSc., Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno, e-mail: prokes@brno.cas.cz; barus@ivb.cz; penaz@brno.cas.cz

RYBÁŘSTVÍ V NÁDRŽÍCH S ROZDÍLNÝM EKOHYDROLOGICKÝM REŽIMEM
Fishery in reservoirs with different ecohydrology

DRAŠTÍK V., KUBEČKA J., ŠOVČÍK P.

Abstract

Three groups of reservoirs were analysed on the basis of correspondece analysis of angler catches: 1. reservoirs with relatively natural regime ("natural reservoirs"), 2. cascade reservoirs and 3. reservoirs with extreme power generating use ("extreme reservoirs"). Fish species composition in cascade reservoirs differs from other types of reservoirs. Extreme reservoirs have much higher stocking rate of cyprinid species than other reservoirs and this seem to compensate extreme hydrological conditions. With excluding from the analysis of stocking-dependent species the ratio of the biomass of bream to biomass of perch can differentiate between the reservoirs types. Cascade reservoirs have bream/perch ratio below one, usually between 0.5 – 0.1 (2-10 times more perch). Ecohydrological disturbances can alter the fish stock succession from natural tendency to cyprinid-dominated fish stock (eutrophic conditions) to perch dominance (mesotrophy).

ÚVOD

Sportovní rybolov má v českých zemích velmi dlouhou tradici. Většina vod v České republice je rybářsky obhospodařována, mnohé po několik desetiletí. Stejně tak i přehradní nádrže, které tvoří významnou část rybářských revírů. Tato práce se zabývá srovnáním ichtyofauny v přehradních nádržích s rozdílným hydrologickým režimem na základě rybářských úlovků. I když vyhodnocení rybářských úlovků nedává tak spolehlivé výsledky jako přímý ichtyologický průzkum, přesto jsou rybářské statistiky cenným zdrojem informací o rybí obsádce v nádrži a bývají využívány pro rybářské obhospodařování u nás (Pivnička a Rybář, 2001; Lusk, 1995; Vostradovský 1990) i v zahraničí (přehled uvedl Cowx, 1991). Statistiky rybářských úlovků jsou lehce dostupné pro dlouhé časové období a reprezentují velké rybářské úsilí (ČRS a MRS mají přes 1 mil. členů).

V České republice bylo vybudováno velké množství přehradních nádrží s rozdílnými hydrologickými parametry. Je známo, že některé faktory jako jsou kolísání vodní hladiny nebo teplota vody mají významný vliv na rybí společenstvo v nádrži. Velké změny těchto faktorů mají za následek změnu druhového a velikostního složení rybí obsádky (Hrbáček, 1984) a celkové snížení rybí biomasy (Vostradovský, 1990, Kubečka a Vostradovský, 1995). Tato práce se snaží zhodnotit vhodnost použití rybářských statistik pro odhady rybí obsádky a zjistit dopady rozdílného hydrologického režimu na stav rybího společenstva v přehradních nádržích.

MATERIÁL A METODIKA

Studovaná místa

Statistiky rybářských úlovků byly sebrány z 15 českých nádrží (Tab. 1). Tyto nádrže byly vybrány podle rozdílných parametrů (plocha, průměrná hloubka, stáří nádrže, denní kolísání hladiny, průměrná letní hladinová teplota, koncentrace chlorofylu a atd.) tak, aby byly zahrnuty nejrůznější hydrologické podmínky. Všechny nádrže byly rozděleny podle typu do tří skupin. Nádrže s relativně přirozeným hydrologickým režimem jsou charakterizovány neovlivněnou přítokovou částí nádrže, malým kolísáním hladiny (centimetry denně), vysokou hladinovou teplotou a koncentrací chlorofylu a. Tyto nádrže mají hydrologické podmínky velmi podobné jako přirozená jezera. Většinou jsou postaveny samostatně na toku nebo leží nejvýše v kaskádě. Někdy také mohou být umístěny mezi dvěma jinými nádržemi, ale s dostatečnou vzdáleností od horní z nich. Kaskádové nádrže jsou postaveny jako soustava nádrží ležících na toku těsně po sobě. Tyto nádrže mají obvykle znehodnocenou přítokovou oblast studenou, málo okysličenou vodou přitékající z výše položené nádrže. Jsou charakterizovány středním kolísáním hladiny (do 0,5 m denně). Ve srovnání s nádržemi s přirozeným režimem mají poměrně nízkou hladinovou teplotu a koncentraci chlorofylu a. Třetí skupinu tvoří dvě nádrže s extrémním energetickým využitím, které slouží jako zásobárna vody pro jadernou elektrárnu Dukovany. Tyto nádrže mají velké kolísání hladiny (obvykle 2 – 8 m, někdy až 13,5 m denně) a část vody je přečerpávána zpět z dolní nádrže do horní v období malého odběru elektrické energie (Prokeš, 1998). Hladinová teplota a koncentrace chlorofylu a jsou srovnatelné s kaskádovými nádržemi.

Data a analýzy

Základní matici dat tvořily rybářské úlovky a násady z 15 nádrží. Biomasa (kg/ha) a hustota (ks/ha) byly spočteny pro každou nádrž. Počet analyzovaných let se lišil podle nádrže, průměrně 12 roků z jedné nádrže (1 – 35). Pro analýzy bylo použito relativní druhové složení (absolutní druhová data byla přepočtena na procentuální), protože na většině nádrží nebyl znám rybářský tlak. Rybářské úsilí se liší na různých nádržích (Pivnička, 1985).

K posouzení variability druhového složení na různých typech nádrží bylo použito ordinační analýzy v programu Canoco verze 4.5. Při rozhodování mezi lineárními a unimodálními metodami jsme se řídili délkou gradientu a variabilitou druhového složení v jednotlivých nádržích. Délka gradientu spočtená pomocí DCA

(Detrended Correspondence Analysis) byla vyhovující pro lineární metody (Lepš a Šmilauer, 2003) a jejich užití neodporovala ani variabilita v druhových datech.
RDA (Redundancy Analysis) byla použita pro vysvětlení variability v druhových datech pomocí vybraných charakteristik. Jako vysvětlující proměnné byly použity denní kolísání hladiny, nadmořská výška, průměrná letní hladinová teplota, koncentrace chlorofylu a, doba zdržení, stáří nádrže a průměrná hloubka. Pro korektní otestování vlivu těchto parametrů na druhové složení jsme byli nuceni zmenšit počet roků na 7 pro jednotlivé nádrže. Jestliže data pokrývala méně než 7 let, nebyla tato nádrž v RDA použita. Data byla logaritmicky transformována (y' = log (y + 1)) a bylo použito centrování podle druhů (Lepš a Šmilauer, 2003).
STATISTICA verze 5.5 byla použita pro výpočet regresí mezi násadami a úlovky a mezi úlovky a hydrologickými charakteristikami.

Tabulka 1: Základní charakteristiky 15 vybraných nádrží

nádrž	*rok naplnění*	*nadm. výška [m n. m.]*	*plocha [ha]*	*objem [mil. m^3]*	*prům. hloubka [m]*	*chl a [$\mu g.l^{-1}$]*	*teplota [°C]*	*doba zdržení [dny]*	*denní kolísání hladiny*
Dalešice	1979	382	480	127.3	26.5	13	17	245.6	**velké**
Mohelno	1978	303	118	17.1	14.5	6	15	32.6	
Kamýk	1963	285	195	12.8	6.6	20	14.5	1.8	
Slapy	1957	271	1392	269.3	19.3	18	20	36.7	**střední**
Štěchovice	1945	220	115	11.2	9.7	5	13	1.5	
Vrané	1935	201	251	11.1	4.4	43	15.5	1.2	
Baška	1963	321	33.5	1.1	3.4	NA	NA	40.8	
Hněvkovice	1992	365	312	21	6.7	NA	NA	8.1	
Hostivař	1962	249	43.8	2.1	4.9	60	20	60.9	
Lipno	1960	726	4870	306	6.3	NA	NA	268.3	
Orlík	1963	354	2732	716.5	26.2	11.5	19	100.5	**malé**
Těrlicko	1963	278	267.6	27.2	10.2	NA	NA	276.2	
Trnávka	1981	415	103	6.5	6.3	17	19	32.7	
Vranov	1934	352	765	132.6	17.3	37	18	144.8	
Žermanice	1962	294	248	25.3	10.2	NA	NA	254.6	

VÝSLEDKY A DISKUSE

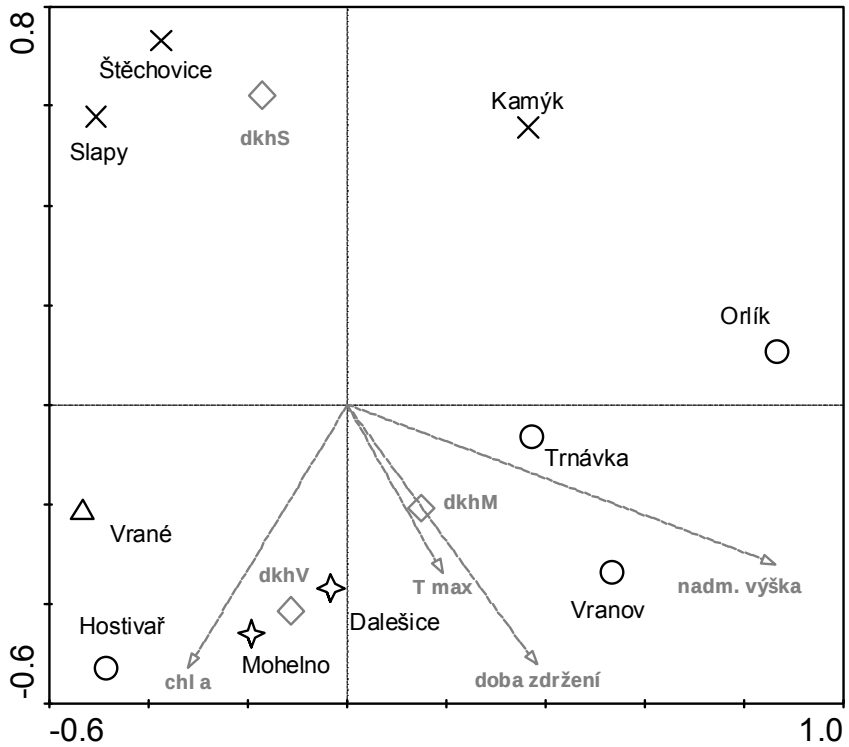
Výjimečné postavení mezi úlovky sportovních rybářů zaujímá kapr. Ten tvořil v průměru více jak 60 % úlovku. Korelace násady a úlovků kapra byla průkazně velmi pozitivní ($r = 0{,}92$; $p < 10^{-6}$), a proto byl z ordinačních analýz vyloučen.

V RDA byly použity jen druhy, jejichž výskyt nebyl významně podpořen nasazováním (okoun, cejn, bolen, pstruh obecný, ostatní (převážně plotice)). Výsledky z RDA jsou na obrázcích 1 a 2. Kaskádové nádrže jsou umístěny v jiné oblasti ordinačního diagramu než ostatní skupiny naznačujíce tak odlišnost jejich druhového složení. Nepodařilo se najít odlišnosti mezi rybí faunou nádrží s přirozeným hydrologickým režimem a energeticky hojně využívanými nádržemi. Zřejmě zde přes neprůkaznou korelaci úlovků a násad cejna velkého hraje významnou roli nasazování, které ovlivnilo výsledky RDA. Přestože se cejn v těchto nádrží vytírá, úspěch takového výtěru je velmi diskutabilní a jeho efektivita je velmi malá (Peňáz *et al.*, 1996). Nasazování cejna a dalších kaprovitých ryb má zřejmě významný vliv na úlovky. Např. do nádrže Mohelno se dlouhodobě nasazuje v průměru 3665 kusů cejna (o průměrné váze 0,46 kg) a v průměru 2990 kusů ostatních kaprovitých ryb (o průměrné váze 0,13 kg) za rok.

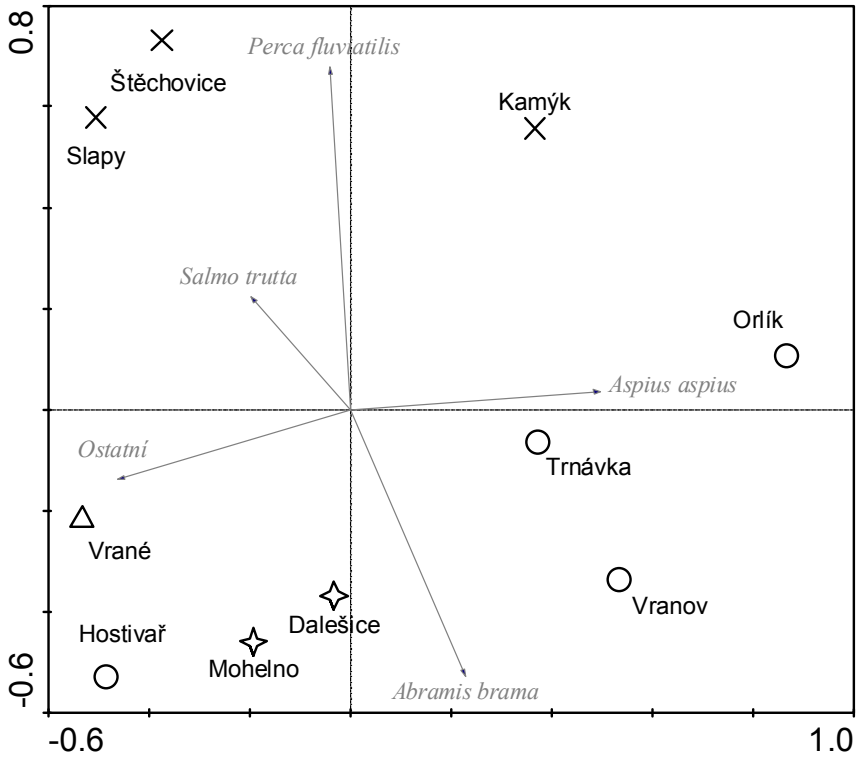
Zvlášť je uvedena nádrž Vrané, která by svým hydrologickým režimem patřila do skupiny kaskádových nádrží. Vrané má dva odlišné přítoky. V horní části nádrže přitéká studená, málo okysličená vltavská voda z předchozí nádrže. Druhým přítokem je Sázava s teplou, živinami bohatou okysličenou vodou. Její umístění ve skupině nádrží s přirozeným režimem napovídá, že úlovky pocházely spíše ze sázavské části nádrže. Vrané má tedy hybridní charakter mezi kaskádovými nádržemi a nádržemi s přirozeným hydrologickým režimem. Na obrázku 1 jsou vyneseny také některé charakteristiky nádrží. Průkazný vliv mělo denní kolísání hladiny, koncentrace chlorofylu a, nadmořská výška a průměrná letní hladinová teplota.

Negativní korelace cejna a okouna může napovídat o rozdílných ekohydrologických podmínkách v nádržích (Obr. 2). Dominance okouna v kaskádových nádržích ukazuje na mesotrofní podmínky, ve kterých

okoun dokáže převládnout nad kaprovitými druhy ryb. V eutrofních podmínkách nádrží s přirozeným režimem toho schopen není.

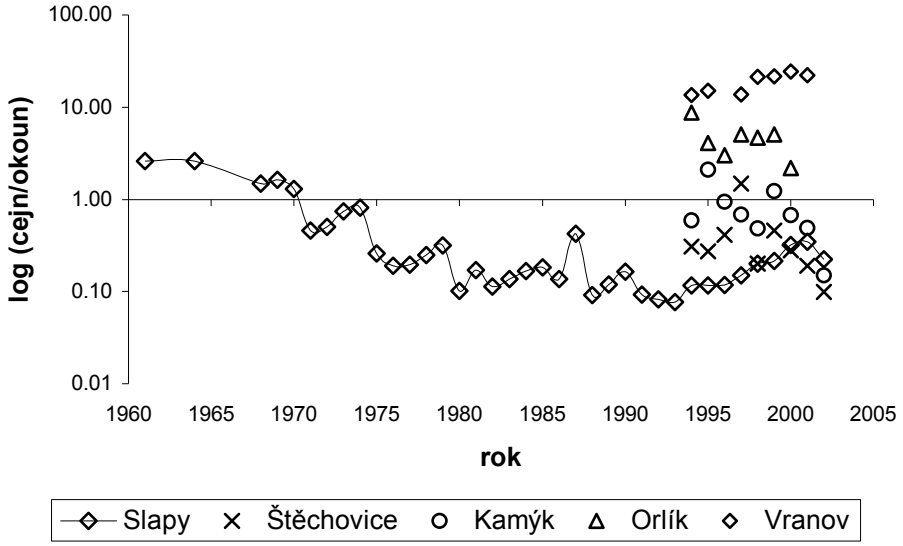


Obr. 1: Ordinační diagram z RDA. Vysvětlující proměnné teplota (T max), doba zdržení, koncentrace chlorofylu a (chl a) a kolísání hladiny (malé - wlfL, střední - wlfM, velké - wlfH).



Obr. 2: Ordinační diagram z RDA. Šipkami negativní korelace druhů cejna a okouna.

Poměr cejna a okouna byl sledován po dlouhou dobu v nádrži Slapy (Hanel, 1988). Můžeme rozlišit dvě rozdílné periody. Z počátku v nádrži dominovaly kaprovité druhy ryb a nádrž svým charakterem patřila mezi nádrže s přirozeným hydrologickým režimem. Po výstavbě výše položené Orlické nádrže se podmínky změnily a Slapy se staly nádrží kaskádového typu. Také poměr cejna a okouna se posunul ve prospěch okouna a klesl na hodnoty 0,5 – 0,1 (2 - 10× více okouna než cejna – Obr. 3). Narušení ekohydrologických podmínek může změnit přirozenou sukcesi vedoucí k dominanci kaprovitých ryb v nádrži jak bylo definováno Kubečkou, 1993. Kolísání hladiny a studená, málo okysličená voda v přítokové oblasti vytváří mesotrofní podmínky, které umožňují dominaci okounovitých druhů v nádrži. To nemusí být vnímáno jako negativní výsledek. Vzhledem k převaze nádrží s dominancí kaprovitých ryb je udržení hojného zastoupení okounovitých ryb v kaskádových nádržích velmi žádoucí.

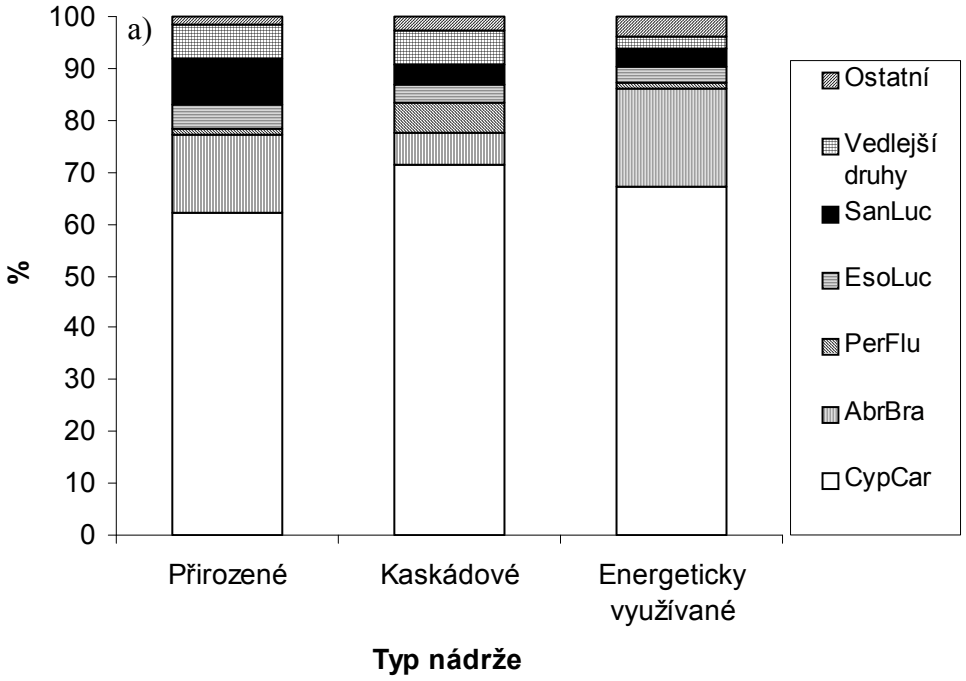


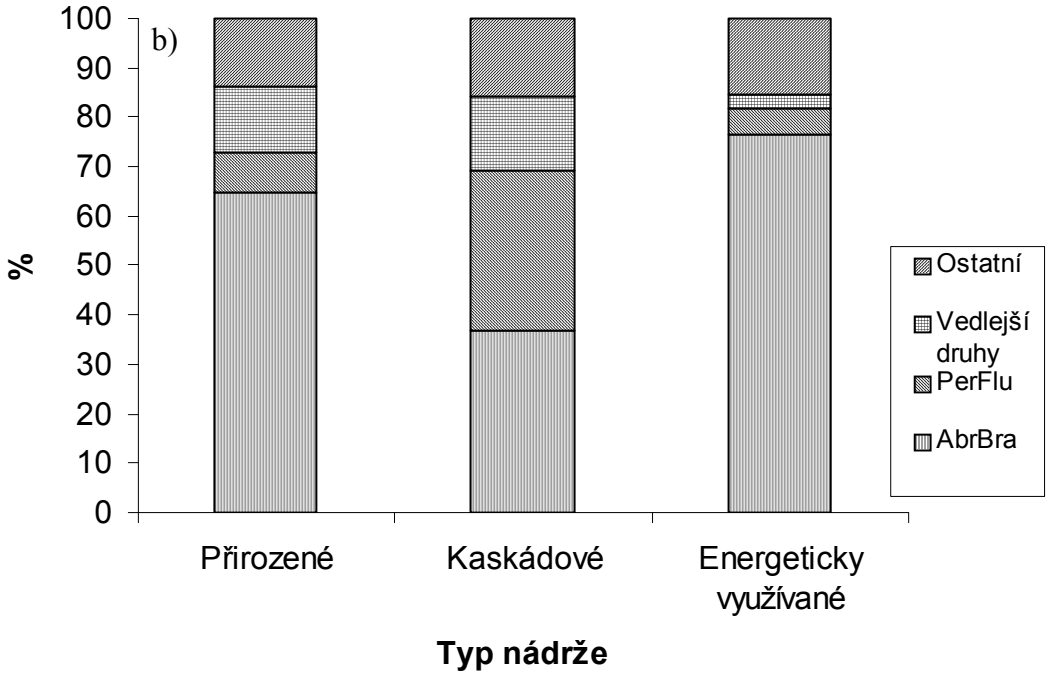
Obr. 3: Průběh poměru cejna a okouna na Slapech a hodnoty tohoto poměru v různých typech nádrží (kaskádové – Slapy, Štěchovice, Kamýk; přirozené – Orlík, Vranov).

Na poměr cejna a okouna v nádrži mají průkazný negativní vliv kolísání hladiny ($p = 0{,}002$) a pozitivní vliv doba zdržení ($p = 0{,}001$), průměrná letní hladinová teplota a koncentrace chlorofylu a (statisticky neprůkazné). Faktory zvyšující trofii nádrže pozitivně ovlivňují hodnotu poměru cejna a okouna, naopak faktory, které trofii nádrže snižují ovlivňují poměr cejna a okouna v nádrži negativně.

Celkové druhové složení ryb je na obrázku 4a. Většinu rybářského úlovku vyplňuje kapr a cejn. Druhové složení se příliš neliší a rozdíly v různých typech nádrží jsou maskované nasazováním kaprovitých ryb. Na obrázku 4b je zastoupení druhů, které nejsou významně ovlivněny nasazováním. Úlovky nasazováním neovlivněných druhů z kaskádových nádrží se významně liší od úlovků z obou dalších typů nádrží ($p = 0{,}004$ a $p = 0{,}0004$; testováno na poměru cejna a okouna). Nádrže s extrémním energetickým využitím se statisticky nelišily od nádrží s přirozeným režimem (nasazování).

Poděkování
Tato práce byla podpořena grantem č. 206/02/0520 GAČR. Autoři děkují za spolupráci zástupcům ČRS a MRS.





Obr. 4a,b: Druhové složení úlovku v různých typech nádrží. a) podobné složení pro všechny druhy. b) rozdílné složení pro druhy neovlivněné nasazováním – nádrže s přirozeným režimem a nádrže s extrémním energetickým využitím se liší od kaskádových.

LITERATURA

Hanel, L. 1988. The fish of Slapy Reservoir and its watershed. PhD Thesis, Charles University, Prague, [in Czech].

Hrbáček, J. 1984. Ecosystems of European man-made lakes. In: Taub, F.B. [Ed.] Lakes and reservoirs. Elsevier Science Publisher. Amsterdam. pp. 267-289

Kubečka, J. 1993. Succession of fish communities in reservoirs of Central and Eastern Europe. In: Straškaraba M., Tundisi J., Duncan A. [Eds.], *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. Kluwer Acad. Publ., pp. 153-168.

Kubečka, J., Vostradovský, J. 1995. Effects of dams, regulation and pollution on fish stocks in the Vltava River in Prague. *Regulated rivers: Research & Management* **10**, 93-98
Lepš, J., Šmilauer, P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press. pp. 269.
Lusk, S. 1995. Influence of valley dams on the changes in fish communities inhabiting streams in the Dyje river drainage area. *Folia Zool*. **44** (1), 45-56.
Peňáz, M., Baruš, V., Prokeš, M. 1996. Fish assemblage structure in a reservoir with an extreme hydrological regime (Mohelno, Czech republic). *Folia Zool*. **45** (2), 171-182.
Pivnička, K. 1985. Efektivita lovu ryb ve vybraných nádržích v ČSR. *Živočišná výroba* 30: 927-935
Pivnička, K., Rybář, M. 2001: Long-term trends in sport fishery yield from selected reservoirs in the Labe watershed (1958-1998). *Czech J.Anim.Sci*. 46:89-94.
Prokeš, M., Baruš, V., Peňáz, M. 1998. Fish communities in the water bodies of the Dukovany-Dalešice energy complex. *Přírodovědný sborník západomoravského muzea v Třebíči* **33**: 1-48, [in Czech].
Vostradovský, J. 1990. Fish production and fisheries management in Eastern European reservoirs. In: van Densen, W.L.T., Steinmertz, B., Hughes, R.H. [Eds.] *Management of freshwater fisheries*. Göteborg. 25-37.

Adresy autorů
Mgr. ***Vladislav Draštík***
Hydrobiologický ústav AV ČR , Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice
Biologická fakulta Jihočeské university, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice
vladislav.drastik@bf.jcu.cz
doc. RNDr. ***Jan Kubečka***
Hydrobiologický ústav AV ČR , Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice
kubecka@hbu.cas.cz
Mgr. ***Pavol Šovčík***
Ústav rybářství a hydrobiologie MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno
pavol.sovcik@email.cz

VLIV REVITALIZAČNÍCH OPATŘENÍ NA BIODIVERZITU A MIGRACI RYB V PŘÍTOCÍCH DIVOKÉ ORLICE

MOCEK J., HÁJEK J.

Abstract:

The ichthyological research (ing. Dušek and coll.) had been done in "T 6" and "T 11" and "T 12" streams. There were only foun the brown trout (Salmo trutta m. fario) in very short number and one piece of bullhead (Cottus gobio).

The research of natural part of the Divoká Orlice river (length 105 m) had been done at the same time. There were found 11 fish species: lamprey (Lampetra planeri), brown trout (Salmo trutta m. fario), grailing (Thymallus thymallus), pike (Esox lucius), minnow (Phoxinus phoxinus), chub (Leuciscus cephalus), dace (Leuciscus leuciscus) common eel (Anguilla anguilla), sole (Rutilus rutilus), eelpout (Lota lota), bullhead (Cottus gobio). The stream´s revitalization should bring the great improvement of conditions for natural stock of fish.

V rozsáhlých polských rašeliništích Topielisko a Czarne Bagno pod Bystřickými horami v nadmořské výšce 790 m n. m pramení jedna z nejkrásnějších řek – Divoká Orlice. Do Čech přitéká severně od Trčkova a odtud tvoří státní hranici až k Zemské bráně, kde se ostře stáčí k jihu a protéká romantickým úsekem s balvanitým korytem k Pastvinské přehradě. Po 101 km se spojuje s Tichou Orlicí.

Horní tok od národní přírodní rezervace Trčkov je osou krajinného celku mezi zalesněnými hřbety Bystřických a Orlických hor. Divoká Orlice zde vytváří široké ploché údolí vzniklé tektonickými pochody s méně výrazným tokem, které postupně přechází do členitějších prostorů vytvářených pravostrannými přítoky.Území spadá do geomorfologického celku Orlické hory a podorlické pahorkatiny. Je tvořeno plochou hornatinou na kyselých krystalických břidlicích s ostrovy křídy.Vzhledem k uzavřenosti údolí, obtížnějšímu přístupu a drsnějším klimatickým podmínkám má krajinný celek odlišný vývoj. Rozvolněná až soliterní zástavba, vlhké louky a pastviny, říční niva s břehovými porosty. Mimořádně hodnotná krajina odlišná svým vývojem i současným využitím.

Území prošlo kolonizačním procesem v období 13. až 15. století a v další vlně v 17. století, kdy byla většina ploché říční nivy odlesněna až do bezprostředního okolí vodních toků. Po II. světové válce došlo k vystěhování obyvatel německé národnosti. Tím došlo k narušení sídelní struktury, výraznému úbytku obyvatelstva a zániku většiny objektů. Od 50. let sem přicházejí lidé, kteří nemají vztah k hospodaření. Vznikají družstva, scelují se pozemky, ruší stružky v obdělávané krajině, mizí meze, volně rostoucí zeleň. Louky se zamokřují. Pro těžkou mechanizaci musí být následně odvodňovány a poté rekultivovány nepůvodní směsí lučních druhů. Zvětšuje se procento orné půdy i v záplavových územích. Půda je ochuzována o organické látky. Přírodní zkázu dokonávají architekti meliorací. Hluboce uložená plošná odvodnění zaúsťují do hluboce zaříznutých potoků, které předtím museli nejen vyhloubit, ale podle geometrických tvarů – vesměs přímky – narovnat a zkrátit.

Na 20 km toku Divoké Orlice bylo zregulováno z 36 sledovaných pravostranných přítoků v uvedeném území celkem 35. Zdevastovaná betonová koryta toků značně antropogenně znečištěna nevytvářela podmínky pro trvalý život, rozmnožování a migraci ryb i dalších organismů důležitých pro tento biotop.

V r. 1998 byla zpracována Studie úprav drobných vodních toků v oblasti Orlického Záhoří s koncepcí revitalizačních opatření.

V r. 2002 započala realizace prvního projektu označeného „T 11". Stanovila si za cíl odstranění těchto negativních důsledků úprav toků:

- obnovit meandrování toku,
- snížit podélný sklon nivelety dna,
- zvýšit odolnost koryta,
- obnovit krajinotvornou funkci toku,
- zpomalit proudění vody a změnit průtokový a splaveninový režim toku i za minimálních průtoků,
- obnovit členitost břehů i dna, proudové stíny a úkryty pro vodní živočichy,
- zlepšit podmínky zanášení a eroze dna, zarůstání dna a podmínky pro život planktonu a bentosu,
- odstranit migrační překážky,
- navrátit vegetační doprovody a zlepšit stav biotopu příbřežního pásu,
- zastínit koryto vegetací a zlepšit kyslíkové poměry vody,
- obnovit původní přirozená společenstva,
- zrušit zakrytí toků,
- zlepšit ekologickou stabilitu vodopisné sítě i navazujících ekosystémů.

V r. 2003 byla revitalizace toku „T 11" dokončena. Stavba se stala pro řešitelský tým první zkouškou. Ještě téhož roku za využití předchozích zkušeností došlo k revitalizaci dalšího toku „T 12". Byl zvolen odlišný přístup k zajištění stabilizace koryta formou přírodě blízkého stavu. Snížením podélného spádu, vrácením nivelety dna

na hodnotu jako v přírodě blízkých úsecích, tj.zvýšením nivelety na hloubku 0,4 – 0,6 m, střídavým stržením levobřežní a pravobřežní hrany se vytvořila údolní niva o šířce 8 m a v koruně 10 m. Vložením příčných stabilizačních objektů dna došlo k vytvoření přirozených tůní a klidových míst, diverzifikoval se proud a vytvořily proudové stíny.

Základní opatření v délce 437 m spočívala ve třech částech:

a) Běžná trať toku se rozšířila na 8 – 10 m. V místech rozšíření jednoho na druhý břeh pro snížení spádu na 1,4% – 2,6% byl doplněn tok zdrsněným balvanitým skluzem o hydrotechnické výšce 0,2 – 0,4 m a délce 7 – 9 m. Návodní a vzdušné čelo skluzu bylo stabilizováno pasem dlohým 9 – 12 m z odkorněné kulatiny v počtu 21 ks.
b) Příčné objekty v podobě prahů o hydrotechnické výšce 0,2 – 0,4 m z odkorněné kulatiny průměru 20-25 cm v počtu 7 ks, příčné stabilizační pasy z odkorněné kulatiny v počtu 5 ks, zdrsněné balvanité skluzy o hydrotechnické výšce 0,4 – 0,8 m v počtu 17 ks.
c) Vodní plochy – k vodnímu toku byl vytvořen mokřad o ploše 850 m čtverečních s tůní a zvýšeným břehem 0,2 – 0,3 m nad terénem. Přívod vody zajišťuje plastová trubka, odvod vody z mokřadu lichoběžníkové koryto o šířce dna 0,2 m.

Dále vodní tok doprovodí 2 vytvořené terénní prohlubně s vodní hladinou o ploše 400 a 260 m čtverečních o hloubce vody 0,3 – 0,8 m s přítokem i odtokem vody.

K revitalizovanému potoku byly nově zaústěny meliorační výpustě, napojeny příkopy od lesa s občasným průtokem, vybudovány zemní ochranné hrázky. Zemní práce byly ošetřeny regionální travní směsí. V r. 2004 je předpoklad navrácení břehových porostů k revitalizovanému potoku z prostředků programu péče o krajinu. V tomto roce je plánováno provedení revitalizačních opatření na potoku s označením „T 6“.

Realizací těchto prací na uvedených tocích bude vytvořen základ pro jejich navrácení do přírodě blízkého stavu. Další fáze bude v režii přírody. V následujících letech bude Správa CHKO Orlické hory monitorovat vývoj ekosystémů údolních niv toků botanickou inventarizací a v součinnosti s uživateli rybářského revíru a AOPK ČR zjišťovat vliv na biodiverzitu vodních organismů.V souvislosti s druhovou pestrostí ichtyofauny Divoké Orlice v horním toku se dá očekávat po prvních letech stabilizace potoční nivy nárůst počtu druhů i jedinců.

Před započetím revitalizačních investičních akcí na pravostranných potocích „T 6“, „T 11“ a „T 12“ byl proveden ichtyologický průzkum.

V předcházejících letech jsme v souvislosti s revitalizací potoků v Zaorlicku začali také plánovat návrat raka říčního (*Astacus astacus*) do vybraných toků. Podle údajů starousedlíků se raci běžně vyskytovali prakticky ve všech potocích v oblasti. Ve spolupráci s RNDr. Holzrem z PdF UP Olomouc jsme v r. 2000 provedli posouzení potoků z hlediska vhodnosti biotopu. V r. 2001 následovalo vysazení raka říčního do úseku potoka na Vrchní Orlici a do revitalizovaného Kuního potoka – přítoku Zvonkového potoka. V r. 2003 byl rak říční vysazen v horní části Bartošovického potoka a také do toku na Černé Vodě.

Součástí tohoto příspěvku jsou i informace ze závěrečné zprávy o výsledcích ichtyologického průzkumu na pravostranných přítocích a na Divoké Orlici v úseku Orlického Záhoří ing. Martina Duška a ostatních řešitelů ze dne 4. 6. 2002.

Průzkum byl prováděn na potoku „T 6“ v úseku od ústí do Divoké Orlice po silniční mostek v délce 90 m a dále navazující upravený úsek v délce 74 m. Průzkum byl prováděn elektrickým bateriovým agregátem LENA a všechny ryby byly po zvážení a změření puštěny zpět. V neupraveném úseku byly uloveny 2 druhy ryb – 49 ks o hmotnosti 2,21 kg pstruh obecný potoční (*Salmo trutta* m. *fario*) a 1 ks vranka obecná (*Cottus gobio*). Potok má v tomto úseku kamenité a štěrkové mělké koryto s velmi silným zastíněním. V úseku upraveném byl zjištěn pouze 1 druh pstruh obecný potoční. Tato část není zastíněna a je zpevněna polovegetačními tvárnicemi, nevhodná pro přirozenou reprodukci pstruha potočního. Od revitalizace očekáváme zajištění stanovištních nároků ryb – dostatek úkrytů v dnovém substrátu a pod břehy a také střídání tůni a proudů. Tok by se mohl stát významným trdlištěm pstruha potočního.

Dalším potokem byl upravený úsek toku „T 11“ o délce 120 m nad silničním mostem. Uloven byl pouze jeden druh – 1 ks o hmotnosti 0,07 kg - pstruh obecný potoční (*Salmo trutta* m. *fario*). Potok byl upraven do lichoběžníkového profilu a zcela technicky opevněn. Nebyl zastíněn a byl zcela nevhodný pro trvalý výskyt ryb. Revitalizace zásadně změnila kvalitu toku a předpokládáme, že by se do budoucna mohl stát významným trdlištěm.

Následoval úsek potoka „T 12“ v délce 230 m nad silničním mostem. Uloven byl pouze jeden druh – 15 ks o hmotnosti 1,35 kg - pstruh obecný potoční (*Salmo trutta* m. *fario*). Potok byl upraven do lichoběžníkového profilu a zcela technicky opevněn, nebyl zastíněn a byl zcela nevhodný pro trvalý výskyt ryb s výjimkou tůní. Upravený úsek toku prakticky vylučoval přirozenou reprodukci pstruha potočního a výskyt jeho juvenilních stádií i dalších rybích druhů. Revitalizace by měla zásadně změnit kvalitu toku.

Současně byl proloven i úsek toku Divoké Orlice od ústí potoka „T 11“ směrem proti proudu. Tento úsek byl rozdělen celkem do tří dílčích úseků podle charakteru biotopu (tůně a proudný úsek) o celkové délce 105 m. Průzkum byl proveden motorovým benzinovým agregátem HONDA a všechny ryby byly po změření a zvážení puštěny zpět. Na prvním úseku v délce 30 m bylo uloveno celkem 10 druhů ryb. Tok tvoří v tomto úseku velká

tůň o hloubce až 1,5 m s kamenitým a štěrkovým dnem a podemletým konkávním břehem. Zastínění bylo minimální a šířka toku činila 5 m.

Druh ryb	počet ulov. ryb	hmotnost ryb v kg
Mihule potoční *(Lampetra planeri)*	80	-
Pstruh obecný potoční *(Salmo trutta m. fario)*	3	0,648
Lipan podhorní (*Thymallus thymallus)*	2	0,436
Štika obecná *(Esox lucius)*	1	0,483
Střevle potoční *(Phoxinus phoxinus)*	21	0,024
Jelec tloušť (*Leuciscus cephalus)*	6	1,325
Jelec proudník (*Leuciscus leuciscus)*	16	1,774
Plotice obecná *(Rutilus rutilus)*	61	6,075
Mník jednovousý *(Lota lota)*	4	2,010
Vranka obecná (*Cottus gobio)*	1	0,001

V druhém úseku o délce 40 m bylo uloveno celkem šest druhů ryb. Tento úsek byl proudný o hloubce 30 – 50 cm s kamenitým a štěrkovým dnem. Zastínění minimální, šířka toku je 5 m.

Druh ryb	počet ulov. ryb	hmotnost ryb v kg
Pstruh obecný potoční *(Salmo trutta* m. *fario)* 12	0,868	
Střevle potoční *(Phoxinus phoxinus)*	3	0,013
Jelec proudník (*Leuciscus leuciscus)*	1	0,110
Plotice obecná *(Rutilus rutilus)*	1	0,121
Úhoř říční *(Anguilla anguilla)*	6	0,244
Vranka obecná (*Cottus gobio)*	12	0,044

V třetím úseku, který dosáhl délky 35 m, bylo uloveno celkem 8 druhů ryb. Tok tvoří v tomto úseku velká tůň o hloubce až 1,5 m s kamenitým a štěrkovým dnem s velkými balvany a podemletým konkávním břehem. Vodní plocha nebyla zastíněna, šířka toku dosahovala 5 m.

Druh ryb	počet ulov. ryb	hmotnost ryb v kg
Pstruh obecný potoční *(Salmo trutta* m. *fario)*	10	1,837
Lipan podhorní (*Thymallus thymallus)*	5	0,754
Střevle potoční *(Phoxinus phoxinus)*	12	0,061
Jelec proudník (*Leuciscus leuciscus)*	4	0,294
Plotice obecná *(Rutilus rutilus)*	35	3,924
Úhoř říční *(Anguilla anguilla)*	2	0,039
Mník jednovousý *(Lota lota)*	4	2,082
Vranka obecná (*Cottus gobio)*	8	0,036

Tok Divoké Orlice je přirozený, zachovalý a meandrující říční tok. Tomu odpovídá bohaté druhové zastoupení původní ichtyofauny zahrnující celkem 11 druhů ryb včetně čtyř zákonem chráněných na 105 metrech toku. Řeka je sice rybářským pstruhovým revírem, ale není předmětem intenzívního zájmu sportovních rybářů vzhledem k faktu, že tvoří státní hranici a z levého břehu loví polští rybáři. Tomu odpovídá i poměrně malé kusové zastoupení pstruha potočního, který se zde však vyskytuje ve všech velikostech. Masivní výskyt plotice, navíc v jednotné velikostní kategorii, nasvědčuje pravděpodobně tahu tohoto druhu z nádrže Pastviny. Podobně lze vysvětlit výskyt juvenilních jedinců úhoře říčního.

Na vlastním toku řeky se nepředpokládají revitalizační zásahy. Po navrácení potoků do přírodě blízkého stavu lze očekávat jejich osídlení nejprve pstruhem potočním a také obnovení výskytu drobných ohrožených druhů, především mihule potoční, střevle potoční a vranky obecné, případně ojediněle i dalších druhů.

SOUHRN

Ichtyologický průzkum (ing. M.Dušek a kol.) byl prováděn na potocích T-6, T-11 a T-12. Byl zjištěn ve velmi omezeném množství pouze pstruh potoční (*Salmo trutta* m. *fario*) a 1 kus vranky obecné (*Cottus gobio*). Současně proběhl průzkum přirozeného 105 m. dlouhého úseku řeky Divoké Orlice. Bylo zjištěno 11 druhů ryb:

Mihule potoční (*Lampetra planeri*), pstruh obecný potoční (*Salmo trutta* m. *fario*), lipan podhorní (*Thymallus thymallus*), štika obecná (*Esox lucius*), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*), jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), úhoř říční (*Anguilla anguilla*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), mník jednovousý *(Lota lota*), vranka obecná (*Cottus gobio*). Revitalizace potoků by měla výrazně zlepšit podmínky pro přirozenou obsádku ryb.

Adresy autorů:
Ing. ***Jan Mocek***, Správa CHKO Orlické hory, Dobrovského 332, 516 01 Rychnov n.K., mocek@schkocr.cz
Ing. ***Josef Hájek***, Správa CHKO Orlické hory, Dobrovského 332, 516 01 Rychnov n.K., hajek@schkocr.cz

TESTOVÁNÍ ÚČINNOSTI NOVÉHO RYBÍHO PŘECHODU VE STŘEKOVĚ NA ŘECE LABI

Testing of effectiveness of a new pool fish pass on the Elbe River

PRCHALOVÁ, M., SLAVÍK, O.

Abstract

Effectiveness of a new pool fish pass (Elbe River, Czech Republic) together with patterns of fish migration were studied from spring to fall in 2003. Together more than 6 000 of specimens from 27 fish species from direct catches were processed. The most intensive migration through the fish pass corresponded to spring spawning runs of common lowland species (roach Rutilus rutilus, bleak Alburnus alburnus, chub Leuciscus cephalus). The second great peak in migration appeared from August to October. Species and size composition differed between spring and fall peaks. The start and course of migration itself was affected by water temperature. Unexpectedly low occurrences in the pass were found in known and in the river abundant migrants like barbel Barbus barbus, asp Aspius aspius, dace Leuciscus leuciscus, nase Chondrostoma nasus and eel Anguilla anguilla. Inappropriate parameters of the pass mouth are believed to be responsible for such a status. The studied fish pass was found generally species selective, but not size selective in the case of abundant species.

ÚVOD

Překážky pro volnou migraci ryb se dnes objevují po celém světě. Dobře si uvědomujeme, jak je důležité zajistit pohyb rybích populací mezi různými habitaty, které jsou potřebné k dosažení úspěšného životního cyklu. Bez této premisy klesá celková početnost a množství druhů a dále je ohrožena i genetická variabilita druhu (např. Laroche *et al.*, 1999). Abychom byli schopni umožnit migrace, potřebujeme znát základní informace o požadavcích a vzorech migrace. Tyto informace jsou však často nekompletní, a to zejména v případě čeledi kaprovitých Cyprinidae (Lucas & Batley, 1996), která tvoří podstatnou část společenstev nížinných toků evropských řek. Požadavky jednotlivých druhů jsou navíc často specifické.

Nejsilnějším podnětem pro migraci jsou bezesporu třecí tahy dospělých ryb, které probíhají u nelososovitých nížinných druhů v jarním období. Avšak i jiné účely jako hledání potravy nebo útočiště mohou vyvolat migraci významného množství jedinců či tah na značné vzdálenosti (viz (Lucas & Baras, 2001). Za nejdůležitější vnější faktory spouštějící a kontrolující migraci ryb jsou považovány teplota vody, průtok a intenzita osvětlení (Jonsson, 1991).

Během této studie jsme se snažili najít odpovědi na následující otázky – jaké druhy, kdy a za jakých podmínek ryby migrují střekovským přechodem. Dále ověřit, zda není přechod druhově či velikostně selektivní a pokud ano, tak stanovit příčiny nízké účinnosti.

MATERIÁL A METODY

Studované místo

Testovaný komůrkový rybí přechod se nachází na 40,4 říčním km řeky Labe na území České republiky. V roce 2002 byl přestavěn ze starého přechodu, který pocházel z dob konstrukce zdymadel, jezu a vodní elektrárny (1935). Tato cenná technická památka leží 770 km od ústí Labe do Severního moře a představuje tak druhou bariéru v migrační stezce po přechodu typu bypass v Geesthachtu nad Hamburgem.

Rybí přechod sestává z 45 betonových komor – 7 z nich jsou prodloužené odpočinkové komory. Standardní komora je 3 m dlouhá, 2 m široká a 1,2 m hluboká. Přepážky mezi nimi mají dva diagonálně umístěné otvory (0,3 x 0,3 m). Přepad mezi komorami je 0,2 m. Celková délka přechodu je 250 m a výškový rozdíl mezi spodním a horním ústím je 9 m. Průměrný průtok v korytě přechodu je 0,4 m^3/s. Trať přechodu obsahuje tři pravé rohy a dno je hladké. Blízko středu trati se nachází pozorovatelna s dvěma vestavěnými okny do přechodu.

Sledování ryb

Přímé odlovy ryb v přechodu probíhaly týdně od 26. března do 5. listopadu 2003. Při každém odlovu byl přechod vypuštěn a většina ryb byla vylovena v jedné z posledních komor nad úrovní hladiny vody v řece. Otvory v této komoře byly po dobu odlovu kryty rámovými sítěmi.

Odlovy v přechodu byly doplněny o odlovy elektrickým agregátem (300/600 V, 27/15 A) v hlavním kanálu řeky, a to hned pod spodním ústím přechodu podél levého břehu řeky. Odlovy agregátem probíhaly v měsíčních intervalech pracovníky Severočeského RS. Kvalitativní data z řeky byla použita jako srovnávací materiál pro druhové a velikostní složení úlovků z přechodu.

Ulovené ryby byly identifikovány, změřeny (standardní délka), zváženy a vypuštěny.

Statistické porovnání (t-test) délkového složení ryb z přechodu a z řeky byly provedeno v programu STATISTICA.

VÝSLEDKY

Druhové složení

Při přímých odlovech bylo chyceno celkem 27 rybích druhů – 19 v přechodu a 24 v řece (Tab. 1, obsahuje celá, vědecká a anglická jména druhů). Nejfrekventovanějšími druhy v přechodu byli tloušť, ouklej, plotice a parma. Nejpočetnějšími druhy (více jak 300 jedinců) byli ouklej, plotice, parma, proudník, tloušť a cejnek malý, v řece ouklej, tloušť a plotice. Během celého období tvořily kaprovité ryby 97% početnosti celkového úlovku v přechodu. Nečekaně nízký výskyt v přechodu byl zaznamenán u bolena, parmy, úhoře, proudníka a ostroretky.

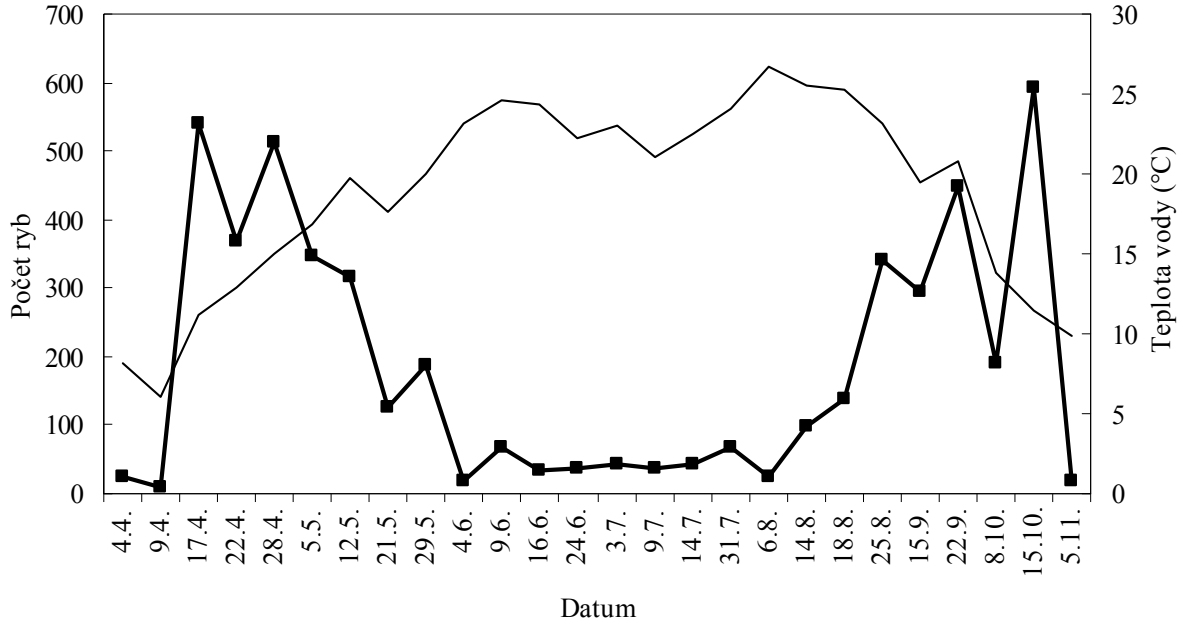
Velikostní složení početných druhů v přechodu a v řece bylo porovnatelné. Avšak u oukleje a plotice se podařilo statisticky prokázat rozdíly, a to ve prospěch lehce většího podílu větších ryb v přechodu.

Tab. 1. Přehled druhů a početností úlovků v přechodu a v řece. Ve sloupci českých názvů jsou druhy chycené pouze v řece označeny tučně, druhy chycené pouze v přechodu kurzívou. Hvězdička označuje druhy nepůvodní pro Labe.

Druhy	Anglický název	Vědecký název	Přechod	Řeka
Cyprinidae				
ouklej obecná	bleak	*Alburnus alburnus*	1715	724
plotice obecná	roach	*Rutilus rutilus*	1092	216
parma obecná	barbel	*Barbus barbus*	495	10
jelec proudník	dace	*Leuciscus leuciscus*	421	25
jelec tloušť	chub	*Leuciscus cephalus*	360	218
cejnek malý	white bream	*Blicca bjoerkna*	303	10
hrouzek obecný	gudgeon	*Gobio gobio*	173	22
cejn velký	common bream	*Abramis brama*	86	17
ostroretka stěhovavá*	nas	*Chondrostoma nasus*	55	17
jelec jesen	ide	*Leuciscus idus*	54	18
bolen dravý	asp	*Aspius aspius*	18	12
karas stříbřitý*	goldfish	*Carrasius auratus*	11	8
kapr obecný*	carp	*Cyprinus carpio*		3
perlín ostrobřichý	rudd	*Scardinius erythrophthalmus*		2
lín obecný	tench	*Tinca tinca*	1	
cejn siný	blue bream	*Abramis ballerus*		1
Percidae				
okoun říční	perch	*Perca fluviatilis*	58	14
candát obecný	pikeperch	*Stizostedion lucioperca*	5	7
ježdík obecný	ruffe	*Gymnocephalus cernuus*		13
Ictaluridae				
sumeček americký*	catfish	*Ictalurus nebulosus*	48	11
Anguillidae				
úhoř říční	eel	*Anguilla anguilla*	25	23
Salmonidae				
pstruh potoční	brown trout	*Salmo trutta*	3	
pstruh duhový*	rainbow trout	*Oncorhynchus mykkis*		1
Thymallidae				
lipan podhorní	grayling	*Thymallus thymallus*	1	
Gadidae				
mník jednovousý	burbot	*Lota lota*		17
Esocidae				
štika obecná	pike	*Esox lucius*		2
Siluridae				
sumec velký	catfish	*Silurus glanis*		1
Počet celkem		6316	4924	1392
Počet druhů		27	19	24

Sezónní průběh migrace

Celkový počet ryb chycených v přechodu činil téměř 5 tisíc a podléhal jasnému sezónnímu vývoji (Obr. 1). Za první vrchol v migraci byly zodpovědné třecí migrace běžných kaprovitých druhů. Tyto trvaly od poloviny dubna do konce května s maximální intenzitou v dubnových týdnech. Červen a červenec charakterizovaly relativně nízké počty migrujících ryb, zpravidla nepřesahujících 50 individuí na odlov. Od srpna do října se objevil další vrchol v migraci, který svou intenzitou připomínal jarní tah. Maxima bylo dosaženo v půlce října a na konci září (Obr. 1).



Obr. 1. Sezónní průběh migrace střekovským přechodem (černé čtverečky). Teplota vody ve dnech odlovů je znázorněna slabou černou křivkou.

První vlnu třecích migrací představovali zejména dospělci plotice a oukleje, ke kterým v posledním týdnu dubna přibyl tloušť (Obr. 2[a] až [c]). Migrace byla vyvolána prudkým nárůstem teploty vody (z 6 na 11,2°C za týden). V průběhu druhé půlky dubna se objevily druhy jako cejnek, cejn velký, ostroretka a hrouzek, avšak všechny dosáhly nejvyššího počtu 12. května (Obr. 2[e] a [f]). Většina ryb byla v třecí kondici a vypouštěla pohlavní produkty.

Výskyt plotice v přechodu měl hladký průběh s podobnými početnostmi ve vrcholech v posledních dvou dubnových týdnech (Obr. 2[a]). Podobný jednovrcholový průběh byl zaznamenán i u cejna velkého, ale nástup i klesání početnosti byly pomalejší (výskyt cejna velkého byl shodný s cejnkem malým – Obr. 2[e]). Druhy s mnohonásobných výtěrem jako ouklej, tloušť a cejnek vykazovaly opakované vrcholy ve výskytu v přechodu(Obr. 2). Ty byly nejznatelnější u oukleje, a to díky vysoké početnosti tohoto druhu (Obr. 2[b]).

Během letního období (červen a červenec) se v přechodu objevil úhoř (Obr. 2[f]) a sumeček americký. Nejčastějšími a nejpočetnějšími druhy byly tloušť, ouklej a parma spolu s výše jmenovanými dvěma druhy (Obr. 2). Další druhy byly chyceny vzácně a v nízkých počtech.

Parma se začala objevovat v přechodu v červenci a její početnosti vzrůstaly a dosáhly maxima během druhé půlky srpna a 15. října (Obr. 2[d]). Podobný průběh výskytu byl zaznamenán u proudníka, ale bez červencových úlovků (Obr. 2[e]). Pozdní letní a podzimní vrchol v migraci byl dále reprezentován ploticí (vrchol 22. září), ouklejí (25. srpen a 15. září), okounem (25. srpen) a ostroretkou (15. říjen, pořadí druhů dáno klesající početností na úlovek; Obr. 2).

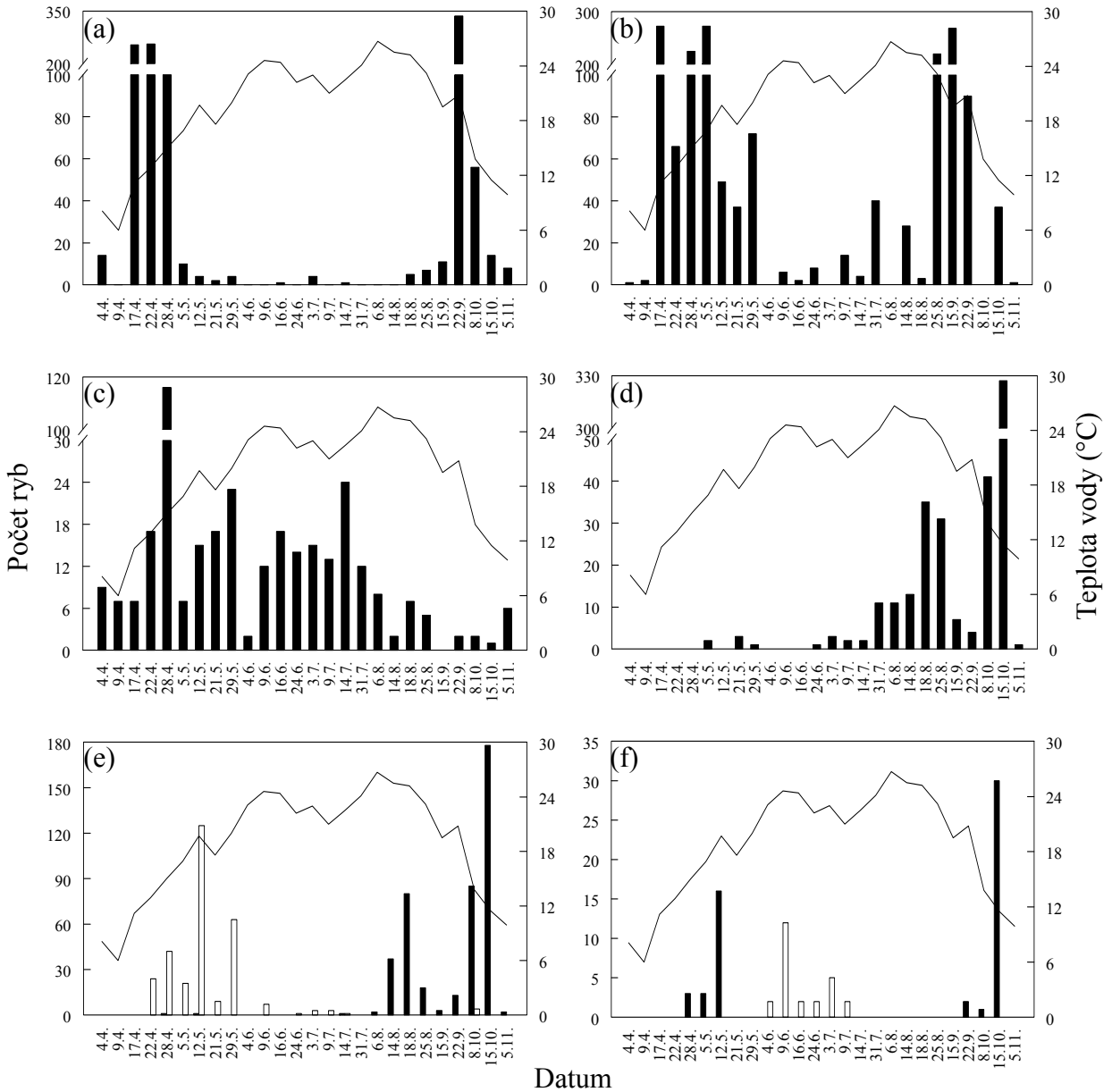
DISKUZE

Druhové složení

Téměř všechny druhy chycené v přechodu i v řece podnikají třecí migrace v určitém rozsahu (např. Lucas & Baras, 2001). To platí i pro druhy zaznamenané pouze v řece, a to kapra (Rodriguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992), perlína (Prignon *et al.*, 1998), cejna siného (Lelek & Libosvárský, 1960), mníka (Slavík & Bartoš, 2002), štiku (Larinier, 1998) a ježdíka (Prignon *et al.*, 1998). Dva druhy pstruhů a lipan jsou považováni za náhodný úlovek. V tomto úseku řeky se tyto druhy přirozeně nevyskytují ani nevysazují a jejich výskyt je přisuzován následkům velké povodně v roce 2002 nebo jednoduše splavení z některého přítoku. Autorům nejsou známy žádné informace o jasných třecích tazích sumce velkého. Nepůvodní sumeček migruje ve své domovině po proudu od dubna do srpna (Kennen *et al.*, 1994).

Na základě nastíněných literárních podkladů a zkušeností z českých podmínek jsme očekávali významně vyšší výskyt známých migrantů z čeledi kaprovitých jako je parma (Jurajda *et al.*, 1998), bolen (Hladík & Kubečka, 2003), proudník (Lucas *et al.*, 1999) a ostroretka (Maier, 1997) a dále úhoře. Zvláště jedinci parmy a úhoře byli nacházeni v původním přechodu ve stovkách na odlov a patřili k nejpočetnějším druhům v přechodu (Slavík, 1996; Vostradovký, osobní sdělení). Avšak během třecích migrací v roce 2003 se v přechodu neobjevila jediná dospělá parma (největší parma v tomto období měřila 56 mm) a pouze 25 úhořů bylo zaznamenáno v průběhu června a první půlky července. Chycení úhoři velikostně relativně odpovídají těm, kteří expandují od moře do našich sladkých vod (Slavík, 1996). Bolen je jeden z nejranějších kaprovitých migrantů a jeho nízké počty zaznamenané v přechodu mohou být vyvolány dvěma důvody. Třecí tah mohl proběhnout v březnu, kdy se

při jediném vzorkování na konci měsíce nechytila žádná ryba. Třecí tah také mohl proběhnout mezi dvěma týdenními odlovy. Bolen totiž táhne na trdliště v několika málo dnech a po vytření se okamžitě vrací na původní místo (Hladík & Kubečka, 2003).



Obr. 2. Sezónní průběh migrace jednotlivých druhů – (a) plotice, (b) ouklej, (c) tloušť, (d) parma, (e) proudník (černé sloupce) a cejnek malý (bílé sloupce), (f) ostroretka (černé sloupce) a úhoř (bílé sloupce). Teplota vody vynesena křivkou.

Avšak nízký výskyt výše zmíněných druhů přisuzujeme zejména nevhodným podmínkám spodního ústí přechodu. Předně, úhel proudu vytékajícího z přechodu na hlavní tok řeky je 45°, což neodpovídá doporučovanému paralelnímu soutoku či pouze malému ostrému úhlu (Larinier, 2002). Dále spodní ústí přechodu je vzdáleno asi 170 m od vlastního tělesa jezu. Vzhledem k dosud známým principům migrace ryb může být tato vzdálenost spolu s nepatrným průtokem v ústí přechodu limitujícím faktorem pro zdárné nalezení vstupu do přechodu rybami. Velká povodeň v roce 2002 strhla naváděcí hrázku, která usnadňovala rybám vstup do přechodu. Materiál z této hrázky byl roznesen a některé jeho kusy mohou výrazně měnit profil dna u ústí přechodu, a tím odvádět ryby mimo přechod.

U nížinných druhů ryb nepovažujeme za prioritu, aby všichni jedinci pokoušející se zdolat antropogenní překážku tuto s kladným výsledkem překonali (Porcher & Travade, 2002). Vzhledem k obecné nenáročnosti těchto druhů na třecí substrát je tření možné a úspěšné i v úsecích mezi jednotlivými překážkami. Hlavní význam rybích přechodů tedy spočívá v zabránění genetické izolace populací těchto druhů. Problémem ovšem zůstává stanovení množství, které by bylo dostatečné pro zajištění genetického kontaktu. Výsledným kompromisem je stav, kdy je komfort překonávání překážek na tahu upřednostňován před kvantitou migrantů (Larinier, 2002).

Sezónní průběh migrace

První vlna migrace rybím přechodem se dá nepochybně vztáhnout k třecím tahům běžných druhů kaprovitých ryb. Za nízké počty migrantů během časného léta byly zodpovědné pohyby na lokální úrovni. Migrace potravní a později za účelem hledání zimního útočiště (Lucas & Baras, 2001) vyvolaly pravděpodobně druhou intenzivní vlnu migrací přechodem od srpna do října, a to převážně juvenilních a subadultních ryb (Obr. 1 a 2).

Ryby se začaly objevovat v přechodu při maximální denní teplotě vody 8,1°C (4. duben, 25 jedinců čtyř druhů – plotice, tloušť, ouklej a jeden lipan; Obr. 1). O pět dní později, kdy teplota vody klesla na 6°C, byly v přechodu chyceny pouze dva druhy – 9 jedinců tlouště a oukleje. Během následujícího týdne teplota vzrostla o 5,2°C a byl zaznamenán první vrchol třecí migrace u plotice a oukleje (539 jedinců, 5 druhů). Zdá se tedy, že teplota vyvolává nástup třecích tahů, jak bylo již mnohokrát dokázáno v jiných pracích (např. Jonsson, 1991; Santos *et al.*, 2002; Hladík & Kubečka, 2003) a pokles v teplotě vody nástup brzdí. Dále, teplota vody také kontroluje průběh migrace samotné (Lilja *et al.*, 2003). Opakované vlny třecích migrací u druhů s mnohonásobným výtěrem byly vždy korelovány se vzestupem teploty. Na druhou stranu, každý pokles vyústil v nižší počet migrantů všech druhů v přechodu. Tato jednoduchá závislost mezi aktivitou poikilotermních ryb a teplotou vody platí nejenom pro třecí tahy, ale také během léta, a zejména pro tlouště a úhoře a v září pro plotici.

Poděkování

Autoři děkují pracovníkům Povodí Labe a.s. Pavlu Škvorovi a Petru Šimanovi za pomoc při terénních pracích a jejich vedení za vstřícný přístup.

LITERATURA

Hladík, M. & Kubečka, J. (2003). Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* **504**, 251–266.

Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freswater Research* **66**, 20–35.

Jurajda, P., Hohausová, E. & Gelnar, M. (1998). Seasonal dynamincs of fish abundance below a migration barrier in the lower regulated River Morava. *Folia Zoologica* **47**, 215–223.

Kennen, J.G., Wisniewski, S.J., Ringler, N.H. & Hawkins, H.M. (1994). Application and modification of an auger trap to quantify emigrating fishes in Lake Ontario tributaries. *North American Journal of Fisheries Management* **14**, 828–836.

Larinier, M. (1998). Upstream and downstream fish passage experience in France. In Jungwirth, M. *et al.* (eds.). Fish Migration and Fish Bypasses. Blackwell Science, Oxford, pp. 127–145.

Larinier, M. (2002). Location of fishways. *Bulletin Francais de La Peche et de la Pisciculture* **364 Suppl.**, 39–53.

Laroche, J., Durand, J.D., Bouvet, Y., Guinand, B. & Brohon, B. (1999). Genetic structure and differentiation among populations of two cyprinids, *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rutilus*, in a large European river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**, 1659–1667.

Lelek, A. & Libosvárský, J. (1960). Výskyt ryb v rybím přechodu na řece Dyji při Břeclavi. *Folia Zoologica* **9**, 293–308.

Lilja, J., Keskinen, T., Marjomäki, T.J., Valkeajärvi, P. & Karjalainen, J. (2003). Upstream migration activity of cyprinids and percids in a channel, monitored by a horizontal split–beam echosounder. *Aquatic Living Resources* **16**, 185–190.

Lucas, M.C. & Baras, E. (2001). Migration of freshwater fishes. Blackwell Science, Oxford.

Lucas, M.C. & Batley, E. (1996). Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus* riverine cyprinid fish: implications for river management. *Journal of Applied Ecology* **33**, 1345–1358.

Lucas, M.C., Mercer, T., McGinty, S. & Armstrong, J.D. (1999). Use of a flat–bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fisheries Research* **44**, 183–191.

Maier, K.–J. (1997). On the nase, *Chondrostoma nasus* spawning area situation in Switzerland. *Folia Zoologica* **46**, 79–87.

Porcher, J.P. & Travade, F. (2002). Fishways: Biological basis, limits and legal considerations. *Bulletin Francais de La Peche et de la Pisciculture* **364 Suppl**, 9–20.

Prignon, C., Micha, J.C. & Gillet, A. (1998). Biological and Environmental Characteristics of Fish Passage at the Tailfer Dam on the Meuse River, Belgium. In Jungwirth, M. *et al.* (eds.). Fish Migration and Fish Bypasses. Blackwell Science, Oxford, pp. 69–85.

Rodriguez–Ruiz, A. & Granado–Lorencio, C. (1992). Spawning period and migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Journal of Fish Biology* **41**, 545–556.

Santos, J.M., Ferreira, M.T., Godinho, F.N. & Bochechas, J. (2002). Performance of fish lift recently built at the Touvedo Dam on the Lima River, Portugal. *Journal of Applied Ichthyology* **18**, 118–123.

Slavík, O. (1996). Migrace ryb v Labi pod Střekovem. *Živa* **4**, 179–180.

Slavík, O. & Bartoš, L. (2002). Factors affecting migrations of burbot. *Journal of Fish Biology* **60**, 989–998.

Adresy autorů
RNDr. ***Marie Prchalová***
Vodohospodářský ústav T.G. Masaryka, Podbabská 30, 160 62 Praha
Biologická fakulta Jihočeské univerzity, Branišovská 31, 370 05 České Budějovice
e-mail: marie.prchalova@bf.jcu.cz
Mgr. ***Ondřej Slavík***, Ph.D.
Vodohospodářský ústav T.G. Masaryka, Podbabská 30, 160 62 Praha
e-mail: Ondrej_Slavik@vuv.cz

JE VELIKOST DOMÁCÍHO OKRSKU MNÍKA URČENA SPÁDEM TOKU?
Does stream morphology predict the home range size in burbot?

SLAVÍK O., KOLÁŘOVÁ J., RANDÁK T.

Abstract

To test the theory that food availability determines the size of the home range, 42 burbot were radio-tracked during the diurnal cycle in the Ohre River, Czech Republic. Data about fish movement collected over 15 months were analyzed in relation to depth, velocity, substratum size and the river slope. Burbot home ranges overlapped but their refuges did not, which suggests that fishes defend the refuges but not their feeding areas. During night, burbot preferred deeper areas with lower slope and small sized substrata, whilst opposite was the case by day. The home range was smaller in the areas with low and/or zero slopes, and significantly increased with increasing river slope. There was no relationship between home range size and fish weight. Food availability varying according to river slope appeared to be the main predictor of the burbot's home range size. Our results are consistent with generally accepted theories about changes in predation risk according to stream gradient and habitat structure.

Testovali jsme teorii, že velikost domácího okrsku dravých ryb je funkcí potravní dostupnosti. Pokus byl prováděn na 42 exemplářích mníka jednovousého. Mníci byli odloveni na řece Ohři, označeni radiovými vysílačkami a sledováni jednou týdně ve 24 hodinových cyklech po dobu 15 měsíců. Zároveň byla určována pozice ryb vzhledem k výšce vodního sloupce, rychlosti proudění, velikosti substrátu a spádu toku. Domácí okrsky mníků se překrývaly, ale mníci nikdy neobsazovali stejné úkryty. Mníci tedy neobhajují své domácí okrsky, avšak je možné, že úkryty ano. Během noci se mníci vyskytovali v prostředí s hlubší vodou a menším sklonem hladin, zatímco během dne tomu bylo naopak. Domácí okrsky mníků byly menší v prostředí s nízkým nebo nulovým sklonem hladiny a jejich velikost prokazatelně vzrůstala s vyšším spádem toku. Nebyla potvrzena obecně užívaná teorie o růstu plochy domácího okrsku v závislosti na zvětšování velikosti těla. Naopak bylo prokázáno, že klíčovým faktorem pro určení velikosti domácího okrsku mníků byla dostupnost potravy, která kolísá podle spádu toku. Tyto výsledky jsou v souladu s teoriemi, že úspěšnost lovu predátorů vzrůstá s klesajícím spádem toku a že velikost domácího okrsku je úměrná rovnováze mezi dostupnosti úkrytů a potravy.

Adresy autorů

Mgr. ***Ondřej Slavík***, Ph.D.
Výzkumný ústav vodohospodářský T G M Praha, Podbabská 30, 160 62 Praha 6,
e-mail: ondrej_slavik@vuv.cz

MVDr. ***Jitka. Kolářová***, Ing. ***Tomáš Randák***
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, VÚRH ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

SROVNÁNÍ ÚČINNOSTI RŮZNÝCH TECHNIK ELEKTROLOVU JUVENILNÍCH RYB NA ŘÍČNÍCH PLÁŽÍCH

Comparison of efficiency of different electrofishing techniques for juvenile fish estimates on river beaches

JANÁČ, M., JURAJDA, P.

ABSTRACT

The efficiency of three PAS electrofishing techniques (direct electrofishing, throwing of anode and remote electrofishing) for 0+ juvenile fish estimates was tested on gravel beaches of the Morava River. During direct electrofishing the operator personally immerges anode fasten on an extension pole. During throwing, anode is thrown from a distant place on the bank. During remote electrofishing, prepositioned anode is activated after fish recolonize the area. All three techniques yielded significantly different assemblage structure (in terms of relative abundances of most abundant species). Both direct electrofishing and throwing of anode disturbed fish, what lowered their efficiency on these shallow habitats (30% in comparison with remote electrofishing). Meanwhile direct electrofishing disturbed fish mainly by presence of operator, throwing of anode disturbed fish mainly by falling of anode on the water surface. Therefore throwing of anode was more sensitive to species that occur near the water surface (e.g. bleak). Remote electrofishing proved to be the most suitable technique for sampling juvenile fish at beaches. It was the most effective technique, moreover it yielded significantly more species per locality than other two techniques. Higher time consumption, caused by higher number of fish caught, may be its only constrain in common monitoring, however it is negligible in comparison with its benefits.

ÚVOD

V oblasti monitoringu 0+ ryb hraje elektrolov za použití bodové strategie odlovu důležitou roli. Oproti ostatním metodám je elektrolov použitelný nezávisle na typu břehové linie a dna (zátahové sítě), méně selektivní (čeřeny, lov na udici), méně materiálně náročný a méně destruktivní (toxikanty). Princip bodové strategie odlovu spočívá v prolovení více malých bodů odpovídajících akčnímu rádiu anody (lovící elektrody), která je pokládána do vody ve větších vzdálenostech od sebe tak, aby se jednotlivé body vzájemně neovlivňovaly. Jelikož je bodový elektrolov relativně mladou metodou odlovu 0+ ryb (Copp & Peňáz 1988), není u něj ještě zcela propracována přesná metodika. Ač se již objevily některé metodické studie (např. Garner 1997, Cowx et al. 2001, Scholten 2003), žádná z nich dosud neporovnávala účinnost „uvnitř metody“, tj. účinnost různých technik provedení elektrolovu. Tato studie má proto za cíl porovnat právě tři možné techniky provedení bodového elektrolovu: přímý lov, lov hodem a lov odpalováním.

Přímý lov je běžně používanou technikou elektrolovu. Při použití této techniky lovec manipuluje s anodou připevněnou na komerčně vyráběný nástavec. Lovec se přiblíží k lovenému bodu, aktivuje anodu, ponoří ji a dále s ní nepohybuje. Přítomnost lovce může vést k plašení ryb (Brosse et al. 1999), což může mít za následek snížení účinnosti elektrolovu. Vliv přítomnosti lovce může být odstraněn prodloužením vzdálenosti lovce od loveného bodu, jako je tomu u dalších dvou testovaných technik – lovu hodem a lovu odpalováním. Při lovu hodem je anoda na lovený bod házena ze břehu, do vody dopadá již aktivována. Při lovu odpalováním (Bain et al. 1985, Baras 1995) je anoda na lovený bod předem nainstalována a po době ponechané rybám na rekolonizaci prostoru je ze břehu aktivována („odpálena“).

Tato studie byla mimo jiné podnícena i předešlými pozorováními při elektrolovu na plážích, při nichž byl často pozorován únik ryb před lovící četou. Malá hloubka a velká průhlednost mají totiž za následek velkou viditelnost, což se projevuje na menší únikové vzdálenosti ryb (lovec více plaší ryby). Z těchto důvodů byla v roce 2002 provedena předběžná studie na písečných plážích řeky Moravy (Janáč & Jurajda 2003). Ta prokázala vysokou účinnost lovu odpalováním a potvrdila domněnku, že technika přímého lovu na plážových habitatech plaší ryby. Předkládaná studie by pak měla potvrdit platnost předchozích výsledků při větším odebraném vzorku a zjistit platnost výsledků z písečných pláží na štěrkových plážích.

MATERIÁL A METODIKA

Odlovy byly prováděny v září 2003 na štěrkových plážích řeky Moravy u města Strážnice. Řeka zde často meandruje a vytváří dlouhé pláže, na nichž se mohly uskutečnit naše pokusy. Pro pokusy byly vybrány vždy pláže s dostatečnou hustotou plůdku, což snižovalo pravděpodobnost, že zachytíme tytéž ryby vícekrát. Společenstvo na plážích sestávalo především z oukleje obecné (*Alburnus alburnus*), jelce proudníka (*Leuciscus leuciscus*), hrouzka běloploutvého (*Gobio albipinnatus*), ostroretky stěhovavé (*Chondrostoma nasus*), jelce tlouště (*Leuciscus* leuciscus), plotice obecné (*Rutilus rutilus*), hrouzka obecného (*Gobio gobio*) a parmy obecné (*Barbus barbus*).

Celkem bylo provedeno 12 sérií odlovů. Každá série sestávala z prolovení 15 identických bodů postupně všemi 3 technikami elektrolovu. Při bodovém odlovu musejí být body od sebe dostatečně vzdáleny, aby lov na jednom bodě neovlivňoval ryby na bodě následujícím. Proto jsme mezi jednotlivými body udržovali odstup

minimálně 6 metrů. Doba strávená prolovením jedné lokality (15 bodů) pomocí jednotlivých technik byla měřena s přesností na 10 s. Mezi prolovením lokality pomocí jedné techniky a začátkem lovení pomocí druhé techniky byl vždy zachován 20 minutový interval, během nějž byl lovený prostor rekolonizován rybami. Podle provedeného pozorování se ryby vrácené do řeky začaly prakticky ihned pohybovat a nejevily známky poškození. Srovnávané odlovy díky krátkému časovému intervalu (max. 60 minut v jedné sérii) probíhaly v prakticky stejných podmínkách (průměrná teplota vody 18°C, průhlednost 45 cm, vodivost 345 µS).

K elektrolovu byl použit motorový rybolovný agregát typu ML 3. U všech 3 technik byly použity požity kruhové anody z nerezové oceli o průměru 25 cm. Během odlovů pomocí přímého lovu byla anoda připevněna na 2,8 m dlouhém nástavci. Protože na plážích způsobuje brodění masivní únik ryb před lovcem, dostával se lovec při přímém lovu k bodům pomocí několika rychlých kroků ze břehu (počáteční vzdálenost byla vždy nejméně 6 m). Během lovu hodem a odpalováním byla anoda připojena k agregátu přímo přes vodivý kabel. Při lovu hodem házel lovec anodu ze vzdálenosti nejméně 6 m. Při lovu odpalováním bylo nejdříve všech 15 anod položeno na lovené body. Poté byl rybám ponechán 4 minutový interval na rekolonizaci prostoru (tento interval je podle předem provedené pilotní studie dostačující). Následně byly anody aktivovány ve stejném pořadí, v jakém byly položeny.

Omráčené ryby byly sloveny pomocí plůdkového podběráku o velikosti ok 1 mm. Člen týmu obsluhující podběrák čekal vždy na břehu ve vzdálenosti větší než 6 m a do vody se dostával až po omráčení ryb několika rychlými kroky. Ulovené ryby byly určeny do druhu, změřeny s přesností na 1 mm délky těla a poté vráceny zpět do řeky.

Společenstva 0+ ryb odlovená pomocí různých technik byla posouzena z hlediska počtu ulovených druhů, počtu ulovených ryb na lokalitu (CPUE) a složení společenstva (vyjádřeno dominancí jednotlivých druhů), byla také porovnávána časová náročnost jednotlivých technik. Rozdíly mezi technikami v počtu ulovených druhů a jedinců a v čase stráveném na lokalitu byly testovány pomocí párových Wilcoxonových testů, rozdíly ve složení společenstev pomocí χ^2 testů.

VÝSLEDKY

Celkem zachytil přímý lov 12 druhů, lov hodem a lov odpalováním 13 druhů. Přímý lov zachytil v průměru 6 druhů (±0,71) na lokalitu, lov hodem 6,33 (±0,58) a lov odpalováním 7,42 druhů (±0,47). Lov odpalováním se v tomto ukazateli významně odlišoval od ostatních dvou technik (Wilcoxonovy testy, $p < 0,05$, $p < 0,05$), které se mezi sebou nelišily ($p = 0,89$).

Lov odpalováním byl jednoznačně nejúčinnější testovanou technikou (průměrný počet jedinců na lokalitu 191±35, Obr. 1a). Významně se lišil od přímého lovu (55±12 jedinců/lokalitu; Wilcoxonův test, $p < 0,005$) i od lovu hodem (60±15 jedinců/lokalitu; $p < 0,005$). Přímý lov a lov hodem se v počtu ulovených ryb nelišily ($p = 0,88$).

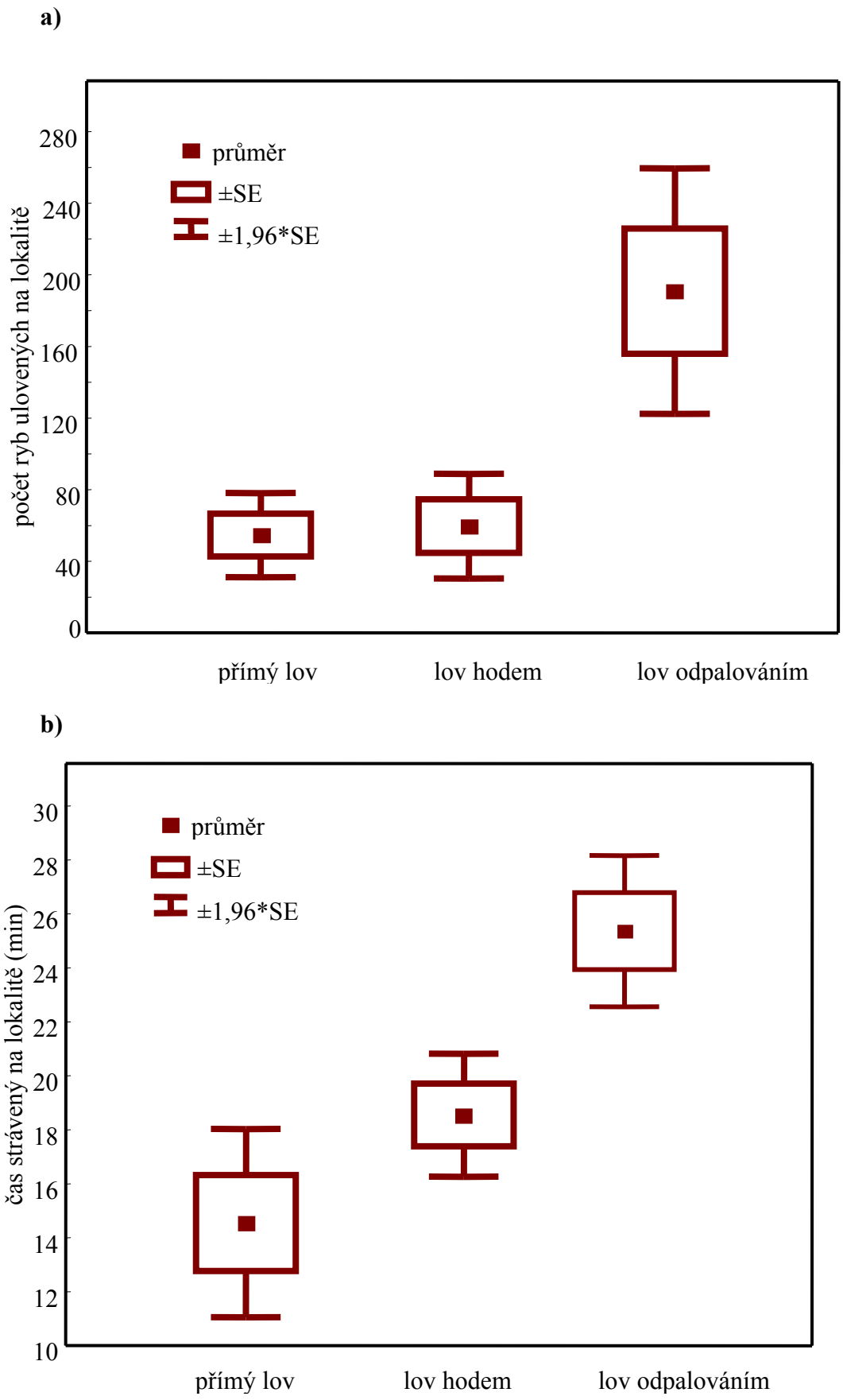
Lov odpalováním byl oproti ostatním technikám významně účinnější především u oukleje obecné, jelce proudníka, hrouzka běloploutvého a hrouzka obecného (Obr. 2, Tab. 1). Mezi přímým lovem a lovem hodem byl nalezen statisticky významný rozdíl v účinnosti pouze u oukleje obecné (Tab. 1).

Procentuelní zastoupení jednotlivých druhů ve společenstvech se mezi technikami výrazně lišilo. Lov odpalováním poskytoval oproti přímému lovu odlišné složení společenstva ve všech 9 testovatelných případech, oproti lovu hodem pak v 8 z 10, přímý lov se od lovu hodem lišil v 6 z 8 případů.

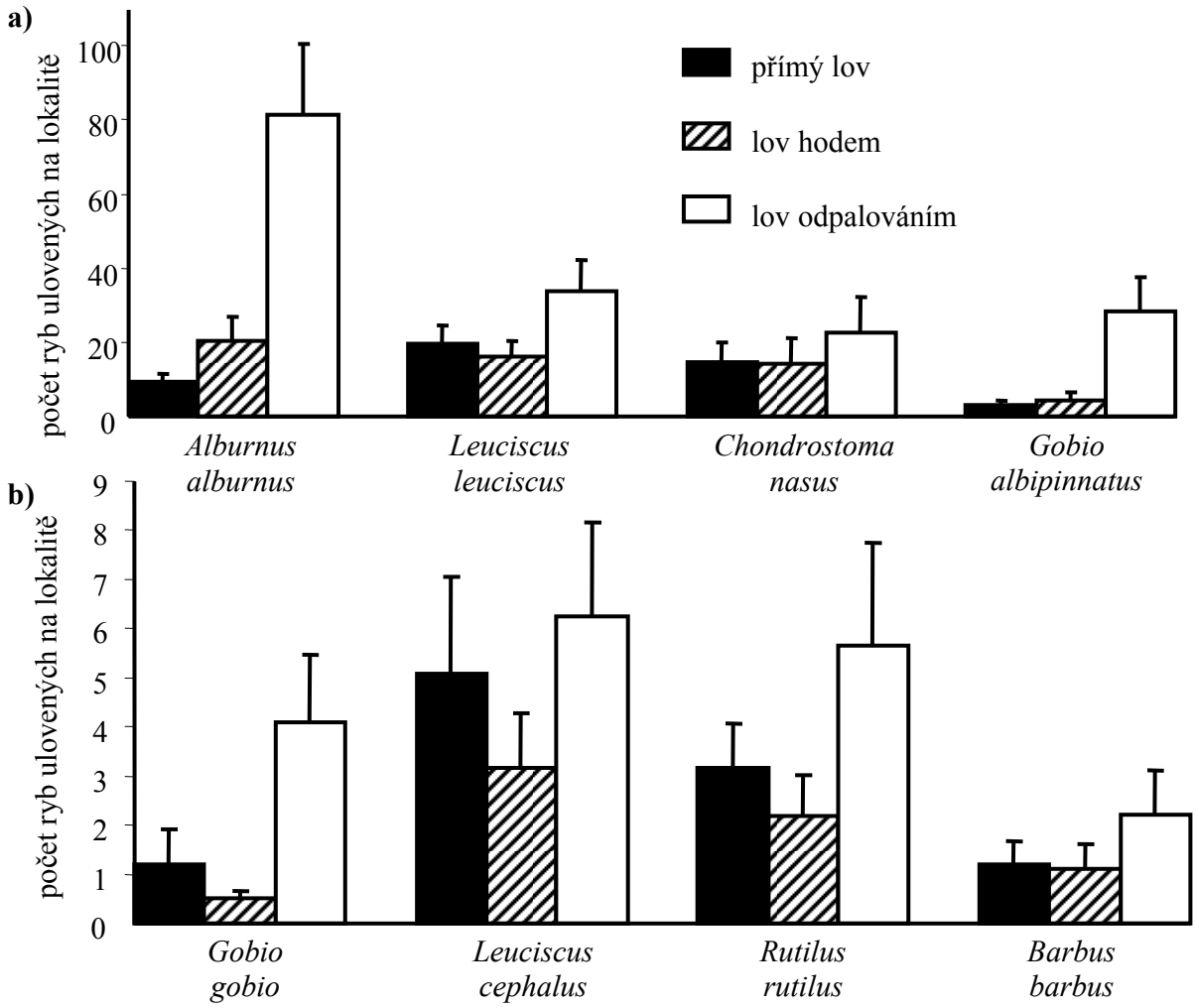
Přímý lov byl nejméně časově náročnou technikou (průměr 14,55 ±1,78 minuty/lokalitu, Obr. 1b). Lov hodem (18,55 ±1,16 min/lokalitu) a lov odpalováním (25,36 ±1,43 min/lokalitu) byly časově náročnější. Rozdíl mezi lovem odpalováním a ostatními dvěma technikami byl statisticky významný (Wilcoxonovy testy $p < 0,05$, $p < 0,005$), rozdíl mezi přímým lovem a hodem lovem nebyl významný ($p = 0,12$).

Tab. 1. Hladiny významnosti Wilcoxonových testů pro rozdíly v CPUE jednotlivých druhů mezi třemi technikami elektrolovu.

druh	přímý lov vs. lov hodem	přímý lov vs. lov odpalováním	lov hodem vs. lov odpalováním
Alburnus alburnus	**p<0,05**	**p<0,005**	**p<0,005**
Leuciscus leuciscus	0,39	**p<0,05**	**p<0,05**
Chondrostoma nasus	0,95	0,29	0,34
Gobio albipinnatus	0,81	**p<0,01**	**p<0,005**
Gobio gobio	0,53	**p<0,05**	**p<0,05**
Leuciscus cephalus	0,59	0,35	**p<0,05**
Rutilus rutilus	0,11	0,07	0,06
Barbus barbus	0,83	0,08	0,12



Obr.1. a) počet ulovených jedinců na lokalitu (CPUE) a b) časová náročnost tří technik elektrolovu na štěrkových plážích.



Obr. 2. CPUE (průměrný počet jedinců na lokalitu) nejvíce zastoupených druhů v odlovech provedených třemi technikami elektrolovu na štěrkové pláži. Chybové úsečky znázorňují standardní chybu (SE) odhadu průměru.

DISKUSE

Ve studii, která byla dříve prováděna na písečných plážích (Janáč & Jurajda 2003) zaznamenal přímý lov podobné složení společenstva jako lov odpalováním, což by umožňovalo použití přímého lovu při běžném monitoringu. Na štěrkových plážích však podobný trend nebyl potvrzen. Rozdíl v dominancích mezi technikami byl způsoben především nerovnoměrným navýšením úspěšnosti lovu odpalováním (Obr. 2). Otázkou zůstává, která z technik je ve svých odhadech blíže realitě. Vzhledem k podstatě technik se přikláníme spíše k názoru, že přesnější je lov odpalováním. Použití přímého lovu v monitoringu zpochybňuje také jeho velmi malá efektivita, která vede k menšímu počtu zachycených druhů a dává větší prostor k chybě při interpretaci výsledků (Bohlin et al. 1990). Ze stejných důvodů je zpochybnitelné i použití lovu hodem.

Lov hodem vykázal, ve shodě s odlovy prováděnými na písečných plážích (Janáč & Jurajda 2003), oproti přímému lovu vyšší účinnost u oukleje obecné a s tím související vyšší procentuální zastoupení tohoto druhu. Důvodem je pravděpodobně odlišný způsob plašení ryb při těchto technikách, zároveň s ekologickými specifiky oukleje obecné (ouklej tvoří hejna, která se pohybují blízko při hladině). Zatímco přímý lov plaší ryby spíše přítomností lovce (tedy především oukleje, které spatří lovce nejdříve), lov hodem plaší ryby především dopadem elektrody na hladinu. Dopadající elektroda nejdříve loví právě oukleje, které jsou hladině nejblíže. Ostatní druhy (především bentické druhy) pak spíše unikají neboť je vyplaší dopadající elektroda. Ta totiž většinou nedopadá na hladinu celou plochou, takže nemá při dopadu plnou účinnost.

Lov odpalováním zachytil významně více jedinců i druhů než ostatní dvě techniky a jeví se tak jako jediná vhodná technika pro odlovy na plážových habitatech, zejména při kvantitativních odlovech. Při běžném monitoringu by mohla být překážkou jeho vyšší časová náročnost. Ta je však v této studii způsobena především vyšším počtem ulovených ryb a časem věnovaným na jejich determinaci a měření (srov. Obr. 1). Nezanedbatelnou výhodou lovu odpalováním je také to, že neumožňuje větší variabilitu ve způsobu provedení různými lovci, což neplatí u přímého lovu a lovu hodem.

Poděkování

Za obětavou asistenci při náročných terénních pracích děkujeme Mgr. Markétě Ondračkové, Mgr. Radimu Sonnkovi, Ladislavě Kružíkové DiS, Markétě Duškové a Ladislavu a Marii Tomaštíkovým. Naše poděkování patří i představitelům Moravského rybářského svazu a Místní organizaci MRS ve Strážnici za umožnění výzkumu v revíru, který obhospodařují. Tato studie byla vypracována s finanční pomocí GA AV ČR, grantu IAB 6093106/01.

POUŽITÁ LITERATURA

Bain, M.B., Finn, J.T. & Booke, H.E. (1985). A quantitative method for sampling riverine microhabitats by electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management* **5,** 489-493.

Baras, E. (1995). An improved electrofishing methodology for assesment of habitat use by young-of-the-year fishes. *Archiv für Hydrobiologie* **134**, 403-415.

Bohlin, T., Heggberget, T.G. & Strange, C. (1990). Electric fishing for sampling and stock assessment. In: I.G. Cowx & P. Lamarque (eds). *Fishing with electricity – Applications in Freshwater Fisheries Management.* Oxford, UK: Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, pp. 112-139.

Brosse, S., Gabas, S., Cever, K. & Lek, S. (1999). Comparison of two point abundance sampling methods to assess young roach (*Rutilus rutilus* L.) microhabitat in the littoral zone of lake Pareloup (France). *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* **35 (3),** 199-204.

Copp, G.H. & Peňáz, M. (1988). Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia* **169,** 209-224.

Cowx, I.G., Nunn, A.D. & Harvey, J.P. (2001). Quantitative sampling of 0-group fish populations in large lowland rivers: point abundance sampling by electric fishing versus micromesh seine netting. *Archiv für Hydrobiologie* **151,** 369-382.

Garner, P. (1997). Sample sizes for lenght and density estimation of 0+ fish when using point sampling by electrofishing. *Jounal of Fish Biology* **50**, 107-119.

Janáč, M. & Jurajda, P. (2003). Testování nových způsobů elektrolovu 0+ ryb na písečné pláži. In: Bryja, J. & Zukal, J. (eds) Zoologické dny 2003. Sborník abstraktů z konference, pp 112-113.

Scholten, M. (2003). Efficiency of point abundance sampling by electro-fishing for short fishes. *Journal of Applied Ichthyology* **19**, 265-277.

ADRESY AUTORŮ

Mgr. ***Michal Janáč***
Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, 611 37 Brno
Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno
mjanac@mail.muni.cz
Ing. ***Pavel Jurajda***, Dr.
Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno
jurajda@brno.cas.cz

SACHARIDOVÉ KOMPONENTY ADENOHYPOFYSÁRNÍCH HORMONŮ KAPRA OBECNÉHO *(CYPRINUS carpio)*

The saccharide component of carp pituitary hormones

RYŠLAVÁ H., PLÍHAL O., SELICHAROVÁ I., BARTHOVÁ J.

Abstract

Luteinizing hormone (LH) and thyreotropin stimulating hormone (TSH) were isolated from carp (Cyprinus carpio) pituitaries. The subunits of glycoprotein hormones were identified by N-terminal amino acid sequencing. This hormones were deglycosylated and the oligosaccharide chains were further characterized by means of mass spectrometry. Fluorescently labeled oligosaccharides were separated on GlycoSep N column and hydrolyzed by specific glycosidases. We found a great microheterogenity among oligosaccharides from LH and TSH. Oligosaccharides of complex and hybrid type partially terminated with SO_4-GalNAc-GlcNAc- were detected. Oligosaccharides of high mannose type were present in LH and TSH, too.

ÚVOD

Sacharidové struktury plní v molekulách glykoproteinů mnoho funkcí. Při biosynthese pomáhají správnému „složení“ proteinu a vytvoření jeho terciální struktury, podílejí se na stabilizaci molekuly glykoproteinu, zvyšují odolnosti vůči působení proteas, účastní se vazby s další molekulou proteinu nebo s buňkou (1). Sacharidové struktury glykoproteinových hormonů (luteinizační hormon LH, folikuly stimulující hormon FSH, thyreotropní hormon TSH) byly studovány především u savců (ovce, kráva, člověk) (2,3,4). Je známo, že sacharidové řetězce vázané na α a β podjednotky savčích LH, FSH a TSH hrají roli při v konformaci a stabilizaci molekuly, ve vazbě na receptor a signální transdukci v cílových buňkách (5). Sacharidová složka se rovněž učastní vazby hormonu na receptory, při odstraňování glykoproteinů z krevního oběhu. Tady se uplatňuje hlavně struktura zakončená SO_4-GalNAc-GlcNAc-, která je typická pro LH a TSH a váže se na receptor jaterních endotheliálních buněk. Tyto hormony jsou rychle odstraňovány z cirkulace. Pro FSH je naopak typická struktura zakončená kyselinou sialovou a galaktosou. Tento hormon je pak odstraňován prostřednictvím asialogalaktosového receptoru jaterních buněk a jeho poločas cirkulace je delší (6).

Nejpodrobněji byly studovány sacharidové řetězce lidských hormonů, získané poznatky mají význam i pro klinickou praxi. Sacharidová složka hormonů vykazuje značnou variabilitu i v rámci jednoho hormonu, glykosylace a tedy aktivita enzymů podílejících se na synthese glykoproteinu je regulována prostřednictvím mimohypofysárních látek včetně estrogenů a androgenů. Uvolňování glykoproteinových hormonů z hypofýzy, co se týká kvantity, ale i kvality, závisí na celkovém fysiologickém nebo pathologickém stavu organismu (7).

Platí tato pravidla i pro ryby? Existuje vysoký stupeň homologie ve struktuře proteinové části hormonů mezi savci a rybami (8), rybí hormony jsou rovněž glykosylovány (9,10,11,12). Přestože rybí glykoproteinové, především gonadotropní hormony jsou v posledních 30 letech intensivně studovány, prací, které se zabývají sacharidovou složkou jejich molekuly je velmi málo. Problémem je i nedostatek detekčních metod pro rozlišení LH a FSH.

V naší práci jsme se zabývali identifikací oligosacharidových řetězců přítomných v molekule LH kapra obecného.

MATERIÁL A METODY

Isolace LH

LH byl izolován z kapřích hypofýz extrakcí, chromatografií na Con-A Sepharose, gelovou chromatografií a RP-HPLC na koloně μBondapack C_{18} (12).

Isolace TSH

TSH byl izolován z kapřích hypofýz extrakcí, chelatační chromatografií na Sephadexu 6B s navázanou kyselinou iminodioctovou byl promytou 0,5 % roztokem $CuSO_4.5H_2O$, ekvilibrován 20 mM fosfátovým pufrem s obsahem 0,5 M NaCl. TSH byl eluován 50 mM roztokem imidazolu v ekvilibračním roztoku.

Stanovení N-terminální sekvence

N-termiální sekvence byla stanovena Edmanovým odbouráváním automatickým sekvenátorem proteinů firmy Becman LF 3600.

Deglykosylace

Deglykosylace byla provedena enzymaticky štěpením PNGasou F (New England Biolab) v bikarbonátovém pufru pH 8,6 v prostředí SDS při 37^0C po dobu 12 hodin. Proteiny byly sraženy etanolem a odstraněny centrifugací.

Chromatografie fluorescenčně značených oligosacharidů

Oligosacharidy byly označeny amidem kyseliny m-antranilové (2-AB)metodou redukční aminace (13). Tyto fluorescenčně značené oligosacharidy byly separovány na koloně GlycoSep N (Oxford GlycoSciences), mobilní fází A byl acetonitil, mobilní fází B byl 50 mM roztok mravenčanu amonného pH 4,4 (14).

Tato kolona byla kalibrována glukosou, mannosou a hydrolysovaným dextranem (Glc_4 – Glc_{10}), retenční časy studovaných oligosacharidů byly vyjádřeny v počtu glukosových jednotek (GU). Detailnější strukturu lze zjistit štěpením oligosacharidu specifickými glykosidasami, u vzniklého produktu se opět stanoví počet glukosových jednotek Na základě známého příspěvku jednotlivých monosacharidů, lze usuzovat na výslednou strukturu.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Uvedenými chromatografickými technikami byly isolovány LH a TSH z kapřích hypofys, čistota byla ověřena elektroforesou v prostředí SDS. Identifikace hormonů byla provedena N-terminální sekvenací amonokyselin jednotlivých podjednotek. Sekvenací α podjednotky byla získána sekvence **tyr-pro-arg-asn-asp-met-asn-asn-phe-gly-** i **tyr-pro-arg-asn-tyr-met-asn-asn-phe-gly-**, tzn α_1 i α_2 podjednotky. Sekvence **ser-tyr-leu-pro-pro-cys-glu-pro-val-asn-** odpovídá β podjednotce LH, **met-cys-ala- pro-thr-glu-tyr-thr-ile-tyr-** odpovídá β podjednotce TSH.

Jednotlivé glykoproteiny byly deglykosylovány a získána směs oligosacharidových řetězců, které byly dále charakterisovány. Byla zjištěna relativní molekulová hmotnost hmotovou spektrometrií. Fluorescenčně značené oligosacharidy byly separovány na koloně GlycoSep N.

Kombinací těchto metod bylo zjištěno, že LH kapra obsahuje velmi hetrogenní směs oligosacharidů, a to jak neutrální, a i záporně nabité. Malá část oligosacharidů byla hydrolyzovatelná neuraminidasou a galaktosidasou, jsou tedy přítomny i triantenární sacharidové struktury končící Sial-Gal-. Část oligosacharidů mohla být štěpena hexosaminidasou až po desulfataci (bezvodý HCl v metanolu), je tedy přítomná i struktura SO_4-GalNAc-GlcNAc- typická pro savčí LH. V molekule LH kapra je přítomna v oligosacharidech komplexního i hybridního typu (Tab. 1). Tato struktura byla nalezena i v hypofýzách lososa (11) a je tedy pravděpodobně přítomna u všech obratlovců. Přítomnost sialovaných struktur byla prokázana u gonadotropinu jesetera (9,10), avšak vzhledem k problémům s rozlišením LH a FSH, se může jednat spíše o směs a sialované oligosacharidy mohou být analogické sacharidům savčích FSH.

Ve směsi oligosacharidů LH kapra byly přítomny sacharidy s vysokým obsahem mannosy, které byly hydrolyzovatelné mannosidasou. Tyto sacharidy byly zastoupeny hodně, na tzv. jádro $(GlcNAc)_2(GalNAc)_3$ bylo navázáno 1 až 6 molekul mannosy.

Tab. 1 Oligosacharidy kapřího LH hydrolyzovatelné buď přímo nebo po desulfataci

Struktura	**Exp.mol hm.**	**Teor.mol.hm**	**GU exp.**	**GU teot.**
C-Fuc-$GlcNAc_2GalNAc_2SO_4$	1993,9	1948,7	6,98	6,86
C-Fuc-$GlcNAc_2$ $GalNAcSO_4$	1790,8	1745,6	6,44	6,30
C-Fuc-$GlcNAc_2GalNAc_2$ $(SO_4)_2$	2095,8	2028,6	6,98	6,86
C-Fuc-$GlcNAc_2GalNAc_2$	1891,9	1868,7	6,98	6,86
C-Fuc-$GlcNAc_2GalNAc$	1688,7	1665,6	6,44	6,33

- Struktury byly navržené na základě stanovení relativní molekulové hmotnosti a počtu glukosových jednotek
- C znamená jádro N vázaných sacharidů v glykoproteinech, GU počet glukosových jednotek

Tab. 2 Oligosacharidy kapřího LH hydrolyzovatelné α-mannosidasou

Struktura	**Exp.mol hm.**	**Teor.mol.hm**	**GU exp.**	**GU teot**
C-Man	1095,8	1072,4	5,85	5,64
C-Man_2	1257,7	1234,4	6,44	6,10
C-Man_3	1419,6	1396,5	7,13	7,00
C-Man_4	1581,6	1558,5	-	7,90
C-Man_5	1743,7	1720,6	9,10	8,80
C-Man_6	1905,7	1882,6	9,82	9,70
C-$Man_2GlcNAcGalNAc$ SO_4	1766,2	1720,5	7,13	7,16

- Struktury navržené na základě stanovení relativní molekulové hmotnosti a počtu glukosových jednotek
- C znamená jádro N vázaných sacharidů v glykoproteinech, GU počet glukosových jednotek.

Sacharidové struktury TSH kapra jsou podobně jako u LH značně heterogenní. Vedle typické struktury SO_4-GalNAc-GlcNAc- přítomné v sacharidech hybridního a komplexního typu byly nalezeny rovněž struktury

s vysokým obsahem mannosy, avšak větší než u LH, na jádře bylo navázáno až 8 molekul mannosy. Sialované oligosacharidy nebyly nalezeny vůbec.

Informace o sacharidové části rybího TSH nebyly dosud publikovány. TSH z různých druhů savců obsahují různý podíl sacharidů hybridního a komplexnho typu s obsahem SO_4-GalNAc-GlcNAc, evet. s malým množstvím kyseliny sialové (2,3,4). Přítomnost sacharidů s vysokým obsahem mannosy u TSH podobně jako u LH byla zjištěna pouze u kapra.

SOUHRN

Luteinizační hormon (LH) a thyreotropní hormon (TSH) byl izolován z hypofýz kapra obecného *(Cyprinus carpio)*. Identifikace podjednotek glykoproteinových hormonů byla provedena N- terminální sekvenací aminokyselin. Tyto hormony byly deglykosylovány a oligosaridové řetězce dále charakterizovány hmotovou spektrometrií. Fluorescenčně značené sacharidy byly separována na koloně GlycoSep N a hydrolyzovány specifickými glykosidasami. Byla zjištěna velká heterogenita sacharidů LH i TSH kapra. Byly přítomny oligosacharidy komplexního a hybridního typu částečně zakončené SO_4-GalNAc-GlcNAc-.V LH i TSH kapra byly nalezeny i sacharidy s vysokým osahem mannosy, na oligosacharidovém jádře bylo navázáno až 8 molekul mannosy.

POUŽITÁ LITERATURA

1.Imperiali B, O'Connor SE (1999) *Curr Opin Chem Biol* **3** : 643-649
2.Green ED, Beanzinger JU (1988) *J Biol Chem* **263**:25-35
3.Green ED, Beanzinger JU (1988) *J Biol Chem* **263**:36-44
4.Green ED, van Halbeek H, Boime I, Beanzinger JU (1985) *J Biol Chem* **260**:15623-15630
5.Thotakura NR, Blithe DL (1995) *Glycobiology* **5** 3-10
6.Drickamer K (1991) *Cell* **67** 1029-1032
7.Ulloa-Aguirre A, Maldonado A, Damian-Matsumura P, Timossi C. (2001) *Arch Med Res* **32** : 520-532
8.Lo TB, Huang FL, Liu CS, Chang YS, Chang GD, Huang CJ (1991) *Bull Inst Zoo* **16** : 37-59
9.Zenkevich HA, Arbatsky NP, Slanke VP, Zheltova AO, Derevitskaya VA (1992) *Bioorgan Khimiya* **18**:226-236
10.Zenkevich HA, Arbatsky NP, Slanke VP, Zheltova AO, Latze ZM (1994) *Bioorgan Khimiya* **20**:682-689
11.Manzella SM, Dharmesh SM, Beranek MC, Swanson P, Baenzinger JU (1995) *J Biol Chem* **270**:21665-21671
12.Hulová I, Barthová J, Ryšlavá H, Kašička V (1998) *Collect Czech Chem Commun* **63** : 434-440
13.Bigge JC, Patel TP, Bruce JA, Goulding PN, Charles SM, Parekh RB (1995) *Anal Biochem* **230**:229-238
14.Guile GR, Rudd PM, Wing DR, Prime SB, Dwek RA (1996) *Anal Biochem* **240**, 210-226

Adresy autorů

RNDr. ***Helena Ryšlavá***, CSc.Katedra biochemie Př. F. UK, Albertov 2030, 128 40 Praha 2, ryslava@natur.cuni.cz
Mgr. ***Ondřej Plíhal***, Katedra biochemie Př. F. UK, Albertov 2030, 128 40 Praha 2,
Irena Selicherová, PhD, ÚOCHB AV ČR, Flemingovo 2, 166 10 Praha 6,
Doc. RNDr. ***Jana Barthová***, CSc., Katedra biochemie Př. F. UK, Albertov 2030, 128 40 Praha 2, barthova@natur.cuni.cz

PŘIROZENÁ REPRODUKCE RYB DOLNÍCH ÚSEKŮ ŘEK MORAVY A DYJE
The natural fish reproduction of lowland stretches of Morava and Dyje rivers

VALOVÁ Z., JURAJDA P.

ABSTRACT

The efficiency of natural fish reproduction was studied using Point Abundance Sampling strategy by electrofishong in three differently modified stretches of two adjacent lowland rivers in the late summer of 1999-2003.

The total number of species registered during this study in the 0+ fish assemblage was 26 (Czech part of the Morava River), 20 (Slowak part of the Morava River) and 23 (Dyje River). Juveniles of rheophilous Alburnoides bipunctatus, Gobio albipinnatus, Vimba vimba and Cobitis elongatoides were registered only in the Czech part of the Morava River.

Juveniles of Rutilus rutilus and Alburnus alburnus dominated in all three study stretches followed by Leuciscus cephalus and Rhodeus sericeus in the Czech part of the Morava River; Leuciscus leuciscus, Aspius aspius, L. cephalus and Leuciscus idus in the Slowak part of the Morava River. Proterorhinus marmoratus and L. idus were dominant in the Dyje River. In the evaluation of reproduction guilds, phyto-lithophilic species were the most common in both rivers. Respect to ecological guilds, eurytopic species were the most common.

Lowland rivers decreased their habitat diversity and get an uniform character due to their regulation and channelisation. This modifications affected the natural fish reproduction. Some species adapted oneself to a new nursery condition and now form stable population (R. rutilus, A. alburnus), but reproduction of species with special demans of nursery habitat is rather limited.

ÚVOD

Produktivita aluviálních toků je přímo závislá na spojení hlavního koryta řeky s bočními rameny a na periodických záplavách inundačního území. Záplavová oblast velkých řek tak představuje důležitou oblast pro výtěr a odrůstání ryb. Výskyt tohoročních ryb je velmi důležitým ukazatelem efektivnosti přirozené reprodukce v daném toku (Schiemer a kol. 1991, Jurajda 1995). Při technických úpravách velkých řek je vedle hydrologických změn nejvíce narušeno právě spojení hlavního toku s inundační oblastí. Kanalizace hlavního toku a výstavba hrází přispívají ke ztrátě záplavového území a ve velké míře tak ovlivňují přirozenou reprodukci ryb (Schiemer & Waidbacher 1992).

Přirozená rybí reprodukce byla sledována ve třech různě modifikovaných úsecích dvou nížinných řek Moravy a Dyje. Cílem studie bylo zhodnotit stav 0+ juvenilních rybích společenstev a tím i úspěšnost přirozené reprodukce ryb v těchto tocích.

MATERIÁL A METODIKA

Pro tuto práci byly vybrány dva úseky řeky Moravy. První část toku byla sledována od vakového jezu na říčním kilometru 92,8 až po soutok s řekou Dyjí (ř. km 70). V úseku Hodonín-soutok s řekou Dyjí byla v letech 1969-1982 provedena rozsáhlá úprava zahrnující zkrácení úseku, napřímení meandrů a vybudování několika jezů (Matějíček 1981). Byla provedena soustavná úprava koryta na Q_{100}, břehy opevněny kamenitým pohozem o velikosti 30-40 cm a vybudovány ochranné hráze ve vzdálenosti 4-25 m od říčního koryta.

Druhým úsekem byla slovenská část řeky Moravy od soutoku s řekou Dyjí (ř. km 70) až po Suchohrad (ř. km 33). Částečná úprava a odstranění meandrů byly provedeny v letech 1837-1964. Nebylo však v tomto úseku narušeno říční kontinuum vybudováním jezů a velké inundační území, zaplavované několikrát ročně, bylo zachováno. Břehy koryta jsou opevněny kamenitým pohozem velikosti 30-40 cm. V době odlovů byly v tomto úseku časté rozsáhlé písečné pláže odkryté díky nízkým průtokům.

Řeka Dyje byla sledována od jezu v Břeclavi (26,7 ř. km) až po soutok s řekou Moravou (ř. km 0). Stejně jako na řece Moravě, tak i na řece Dyji byly provedeny rozsáhlé vodohospodářské úpravy, a to v letech 1968-1973. Podstata regulace je ve zvýšení průtočnosti koryta, vybudování jezu a čerpací stanice a opevnění břehů kamenitým pohozem o velikosti 15-25 cm. Ochranné hráze jsou vzdáleny 20-600 m od říčního koryta.

Celkem bylo v letech 1999-2003 odloveno v českém úseku řeky Moravy 102 lokalit a na řece Dyji 62 lokalit. Slovenský úsek řeky Moravy byl odlovován pouze po 2 sezóny (2002-2003) celkem na 29 lokalitách.

Juvenilní ryby byly odlovovány pomocí bateriového elektrického agregátu LENA (220-240 V; 1,5-2,0 A; 100 Hz) bodovou metodou (Persat & Olivier 1991). Odlovy byly provedeny během denních hodin v červenci až srpnu, a to ze břehu, broděním nebo s použitím člunu. Stanice byly voleny tak, aby postihly všechny typy přítomné břehové linie, tedy kamenný zához, písečnou pláž i erodovaný břeh. Ulovená juvenilní stádia ryb byla fixována ve 4% formaldehydu a do čtyř měsíců druhově determinována, změřena a zvážena. Větší exempláře 0+ ryb, kde determinace nečinila žádné potíže, byly změřeny přímo na břehu a stejně jako i všechny ryby vyšších věkových kategorií byly puštěny zpět do řeky.

VÝSLEDKY A DISKUSE

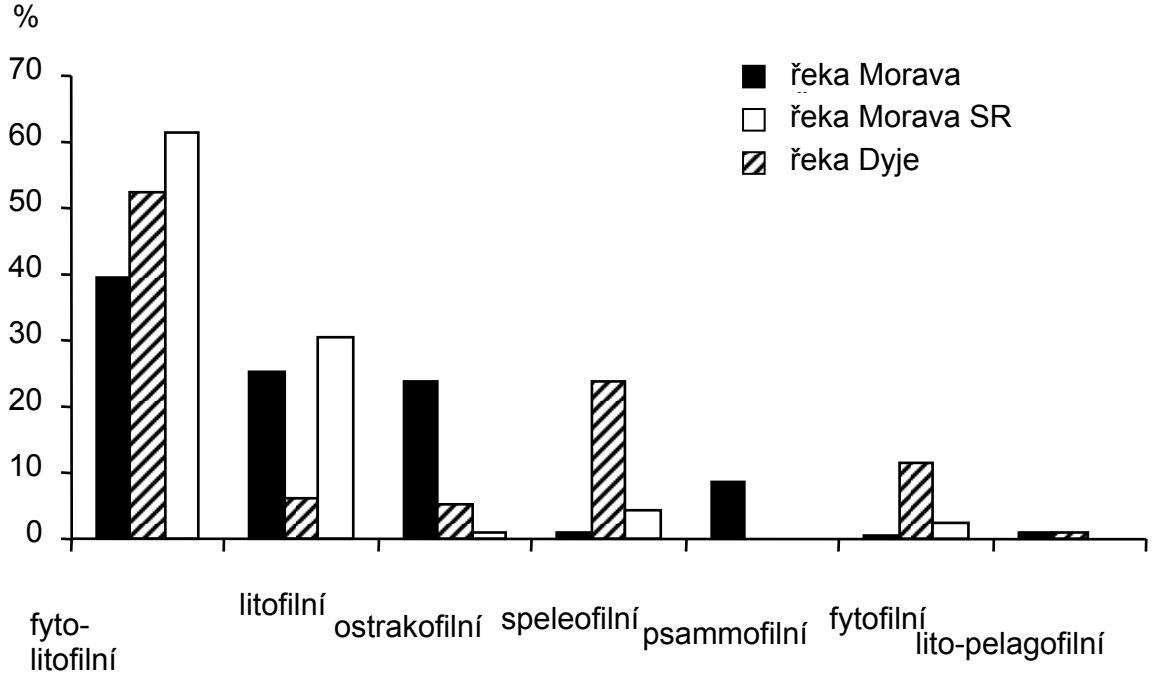
Celkem bylo během této studie získáno 10 496 0+ juvenilních ryb náležících do 29 druhů. V českém úseku řeky Moravy bylo nalezeno 26 druhů, ve slovenském úseku řeky Moravy 20 druhů a v řece Dyji 23 druhů 0+ juvenilních ryb (Tab. 1). Reofilní ouklejka pruhovaná, hrouzek běloploutvý, podoustev říční a sekavec podunajský byli zaznamenáni pouze v českém úseku řeky Moravy a fytofilní lín obecný pouze v řece Dyji.

Ve společenstvu 0+ juvenilních ryb získaném z českého úseku řeky Moravy dominovali a více než 80% veškerého vzorku tvořili hořavka duhová (23,9%), jelec tloušť (19,8%), ouklej obecná (19,0%) a plotice obecná (18,1%) (Tab. 1). To plně odpovídá výzkumům Jurajdy (1995) v dolním úseku řeky Moravy v letech 1991-1993, kdy se podíl těchto druhů pohyboval v rozmezí 75-91%. V tomto sledovaném úseku řeky Moravy byla zjištěna sice jednoznačně nejvyšší hustota 0+ juvenilních jedinců (CPUE=72,3 ks/lok), avšak z hlediska druhové diverzity bylo toto společenstvo nejchudší (H´=2,02). Pouze několik málo druhů se vyskytovalo ve vysokých abundancích a většina ostatních druhů nepřesahovala svojí dominancí 2% (Tab. 1).

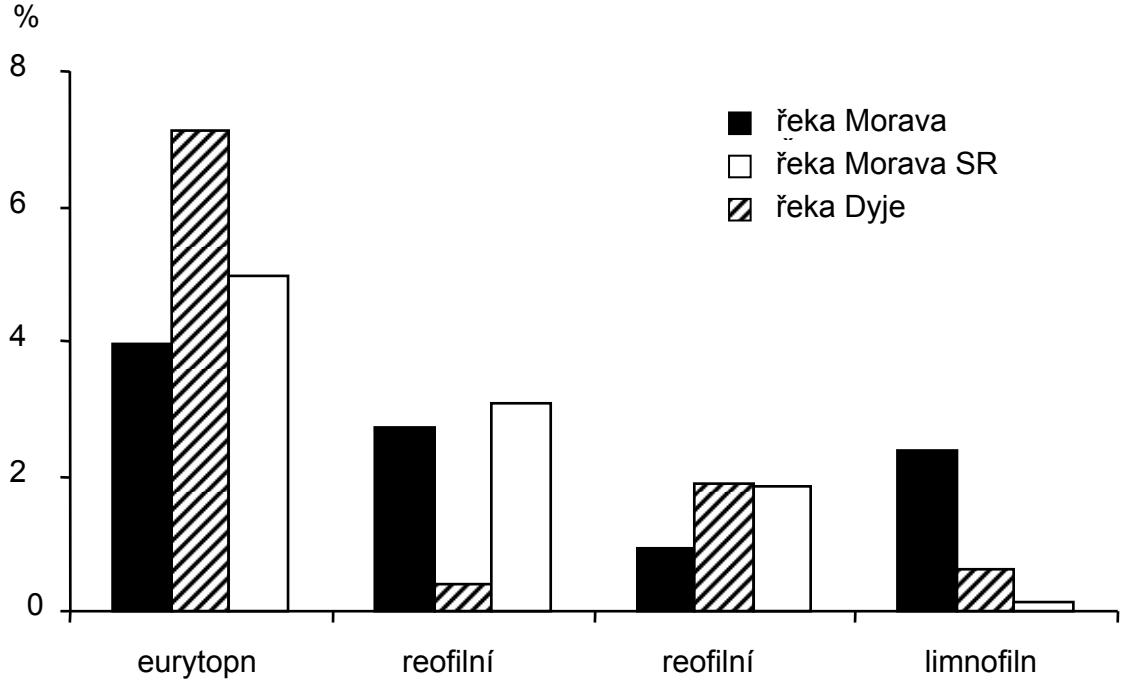
Tab. 1. Přehled druhů 0+ juvenilních ryb zjištěných v letech 1999-2003 ve sledovaných úsecích řek Moravy a Dyje.

DRUH	**SLOV. MORAVA**		**MORAVA**		**DYJE**	
	ks	%	ks	%	ks	%
štikovití						
štika obecná	0	0	1	0,01	6	0,27
kaprovití						
plotice obecná	117	**12,87**	1333	**18,08**	344	**15,53**
jelec proudník	90	**9,90**	87	1,18	10	0,45
jelec tloušť	82	**9,02**	1459	**19,79**	50	2,26
jelec jesen	79	**8,69**	21	0,28	331	**14,94**
perlín ostrobřichý	3	0,33	0	0	14	0,63
bolen dravý	87	**9,59**	94	1,28	58	2,62
lín obecný	0	0	0	0	1	0,05
ostroretka stěhovavá	44	4,84	91	1,23	0	0
střevlička východní	7	0,77	27	0,37	2	0,09
hrouzek obecný	0	0	501	6,80	1	0,05
hrouzek běloploutvý	0	0	137	1,86	0	0
parma obecná	64	7,04	226	3,07	30	1,35
ouklej obecná	257	**28,27**	1400	**18,99**	415	**18,74**
ouklejka pruhovaná	0	0	1	0,01	0	0
cejnek malý	8	0,88	10	0,14	109	4,92
cejn velký	2	0,22	14	0,19	9	0,41
podoustev říční	0	0	1	0,01	0	0
hořavka duhová	9	0,99	1760	**23,87**	119	5,37
karas stříbřitý	4	0,44	2	0,03	47	2,12
kapr obecný	1	0,11	2	0,03	2	0,09
hybrid	0	0	1	0,01	0	0
sekavcovití						
sekavec podunajský	0	0	2	0,03	0	0
sumcovití						
sumec velký	2	0,22	14	0,19	9	0,41
treskovití						
mník jednovousý	1	0,11	69	0,94	26	1,17
okounovití						
okoun říční	7	0,77	41	0,56	45	2,03
candát obecný	4	0,44	5	0,07	63	2,84
drsek menší	0	0	3	0,03	1	0,05
hlaváčovití						
hlavačka mramorovaná	41	4,51	70	0,95	523	**23,61**
celkem kusů	**909**		**7 372**		**2 215**	
celkem druhů	**20**		**26+1hyb**		**23**	
CPUE	**31,4**		**72,3**		**35,7**	
H´	**2,25**		**2,02**		**2,23**	

Obr. 1. Přehled zastoupení jednotlivých reprodukčních skupin (Balon 1975) 0+ juvenilních ryb řek Moravy a Dyje odchycených v letech 1999-2003.



Obr. 2. Přehled zastoupení jednotlivých ekologických skupin (Schiemer a Waidbacher 1992) 0+ juvenilních ryb řek Moravy a Dyje odchycených v letech 1999-2003.



Podobný trend je možné sledovat i v juvenilním společenstvu získaném z řeky Dyje. Zde byli ve vysokých abundancích zaznamenáni pouze hlavačka mramorovaná (23,6%), ouklej obecná (18,7%), plotice obecná (15,5%) a jelec jesen (14,9%). Ovšem průměrné množství 0+ juvenilních ryb zachycených na jedné lokalitě bylo méně než poloviční (CPUE=35,7) a index druhové diverzity vyšší H´=2,23 (Tab. 1).

Nejvyrovnanější společenstvo 0+ juvenilních ryb bylo zaznamenáno ve slovenském úseku řeky Moravy. Početně zde převažovali ouklej obecná (28,3%), plotice obecná (12,9%), jelec proudník (9,9%), bolen

dravý (9,6%) a jelec tloušť (9,0%) (Tab. 1). Avšak ve srovnání s výsledky studie Jurajdy a kol. (2001) z let 1995-1996 lze shledat velkou variabilitu v tomto společenstvu. V roce 1995 zde zjistili jednoznačnou dominanci oukleje obecné (36%) a v roce 1996 zase jelce jesena (78%). Index druhové diverzity dosahoval nejvyšší hodnoty H´=2,25 a průměrná hodnota CPUE naopak jen 31,3 ks/lok.

V celkovém hodnocení reprodukčních skupin dominovaly ve všech třech sledovaných úsecích na třecí substrát nejméně náročné fyto-litofilní druhy (Obr. 1). Ve slovenském úseku řeky Moravy byly hojné ještě druhy litofilní, v českém úseku řeky Moravy litofilní a ostrakofilní a v řece Dyji speleofilní druhy. Plůdek fytofilních druhů ryb byl nejhojněji zachycen v řece Dyji. V řece Moravě, a to především v českém úseku, téměř chybí, což je dáno absencí záplavového území a vegetace ve vlastním toku.

V hodnocení ekologických skupin dominovaly ve všech sledovaných úsecích eurytopní druhy. V řece Dyji dominovaly více než 70% a zastoupení ostatních skupin bylo velmi nízké V obou úsecích řeky Moravy byl nalezen téměř vyrovnaný podíl eurytopních druhů a všech druhů reofilních (Obr. 2). Velký podíl reofilních druhů je však většinou dán vysokým zastoupením jelce tlouště, parmy obecné, bolena dravého a hrouzka obecného (pouze v české části). Avšak ouklejka pruhovaná, ostroretka stěhovavá nebo podoustev říční byli zaznamenáni ve velmi nízkém počtu (Tab. 1). Oproti tomu charakter řeky Dyje i přesto, že je až po ústí volně průchozí, úspěšné přirozené reprodukci reofilních druhů ryb nevyhovuje.

I přes technické úpravy těchto dvou toků zde dochází k úspěšné reprodukci mnoha druhů ryb. Detailnější hodnocení a preference jednotlivých typů oblastí pro odrůstání plůdku budou předmětem ještě dalších výzkumů.

Poděkování

Naše poděkování patří všem studentům, kteří nám byli jakýmkoli způsobem nápomocni při terénních pracích, stejně tak představitelům Lesního závodu Židlochovice, polesí Lanžhot, místních organizací MRS v Lanžhotě a Břeclavi a CHKO Záhorie za umožnění výzkumu na území, které obhospodařují. Při realizaci této studie bylo využito finanční podpory GA AV ČR, grantu IAB 6093106 a GA ČR, grantu 524/02/0924.

POUŽITÁ LITERATURA

Balon, E., 1975: Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. J. Fish. Res. Board Can. 32: 821-864.

Jurajda, P., 1995: Effect of channelisation and regulation on fish recruitment in a flood plain river. Regulated Rivers: Res. & Mgmt.10: 207-215.

Jurajda, P., Reichard, M., Hohausová, & E. Černý, J., 2001: Comparison of 0+ fish communities between regulated-channelised and floodplain stretches of the River Morava. Arch. Hydrobiol. Suppl. 135/2-4: 187-202.

Matějíček, J., 1981: Vodohospodářské úpravy na jižní Moravě. Vodní hospod. 4: 103-107.

Persat, H., Olivier, J.M., 1991: The point abundance sampling. A fishing strategy for large rivers: Short presentation of the concept, its applicance, and some results. Sb. biological monitor. large rivers, Brno, Gabčíkovo, 104-113.

Schiemer, F., Spindler, T., Wintersberger, H. & Chovanec, A., 1991: Fish fry: Important indicators for the ecological status of large rivers. Verh. Internal. Verein. Limnol. 24: 2497-2500.

Schiemer, F., Waidbacher, H., 1992: Strategies for conservation of a danubian fish fauna. In: P. J. Boon a kol. (ed.) River Conservation and Management. John Wiley & Sons Ltd. 363-382.

ADRESY AUTORŮ

Mgr. ***Zdenka Valová***, Katedra zoologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně, Kotlářská 2, 611 37 Brno, valova@email.cz

Ing. ***Pavel Jurajda***, Dr., Ústav biologie obratlovců AV ČR v Brně, Květná 8, 603 65 Brno, jurajda@brno.cas.cz

UMĚLÝ VÝTĚR HROUZKA OBECNÉHO (*GOBIO GOBIO, L.*) A JEHO VYUŽITÍ PRO EMBRYO-LARVÁLNÍ TESTY

Artificial stripping of gudgeon (Gobio gobio, L.) and its using for embryo-larval tests.

PALÍKOVÁ M., KREJČÍ R.

Abstract

Gudgeon is a suitable fish species for following of cytogenetic chromosomal changes. Necessary informations for using in embryo-larval tests are not described. We made a hormonal stimulation of females and followed fertilisation, time of development, hatching and survival of embryas. Using carp hypophyse in one dose of 5mg.kg^{-1} of body mass 89% of females were ovulated. Start of hatching was on an 78 hours after fertilisation. Time of of hatching was on an 61 hours. Embryonal development was finished for 176 hours. Mortality of embryos was high in the first days after fertilisation. Therefore this species can be used for larval tests only.

ÚVOD

Embryonální, larvální a juvenilní vývoj hrouzka obecného (*Gobio gobio* L), kulení a použití hormonální stimulace výtěru byly již v literatuře popsány (Peňáz a Prokeš, 1978; Prokeš a Peňáz, 1979; Kouřil a kol., 2000). Údaje o oplozenosti, odlepkování jiker a následném odchovu hrouzka obecného (*Gobio gobio* L) nejsou k dispozici. Tyto údaje jsou velice podstatné pro jeho použití v embryo-larválních testech.

Metodiky OECD 210 a 212 neuvádějí hrouzka obecného jako modelový druh pro provádění embryonálních a embryo-larválních testů toxicity. Význam jeho využití v embryo-larválních testech spočívá v genetickém sledování chromozómových aberací. Vzhledem k relativně velkým chromozomům (n = 50) a k jeho širokému geografickému rozšíření je hrouzek obecný (*Gobio gobio* L) vhodným druhem pro sledování cytogenetických změn chromozomů.

MATERIÁL A METODIKA

Generační ryby byly ve dnech 4. a 5. června 2003 odloveny elektrickým agregátem na řece Svratce a Svitavě. Z těchto odlovů bylo získáno celkem 12 ks jikernaček a 30 ks mlíčáků.

U jikernaček, které samy neuvolňovaly po transportu jikry, byla k vyvolání ovulace použita kapří hypofýza v dávce 5 mg.kg^{-1} živé hmotnosti. Mlíčáci hypofyzováni nebyli. Sperma bylo odebíráno do imobilizačních roztoků pro sumce č. 5810 (8g NaCl, 5g KCl, 10g Glycinu na 1l vody) a pro lína (5g NaCl, 2g KCl,10g Glycinu na 1l vody) a krátkodobě skladováno při 4°C. K oplození jiker bylo použito heterospermatu a Ringrova oplozovacího roztoku (6g NaCl, 0,075g KCl, 0,15g $CaCl_2.2H_2O$, 0,1g $NaHCO_3$ na 1l vody). Jikry byly odlepkovány enzymaticky alkalázou (Alcalase,Merc EC 3.4.21.14.) v dávce 6ml alkalázy, 1g NaCl na 1l destilované vody po dobu 3 minut. Byla zjištěna jejich velikost a hmotnost ihned po výtěru a po jedné hodině po oplození.

Inkubace jiker probíhala při teplotě 21 ± 0,3 ^{o}C v inkubačních zugských lahvích o objemu 1 litr s recirkulačním oběhem vody. Jikry byly odděleně od jednotlivých jikernaček nasazovány do inkubačních lahví.

Pro sledování vývoje pod světelným mikroskopem byly použity dva prosvětlovací roztoky: Feerův roztok (60 ml ethanolu, 30 ml formalínu a 10 ml kyseliny octové) a prosvětlovací roztok pro sumce (5 ml kyseliny octové a 100 ml fyziologického roztoku).

VÝSLEDKY A DISKUZE

Jikernačky, které po převozu a zklidnění samy uvolňovaly jikry, byly ihned vytřeny – ryby č. 1,2,3 (viz tabulka). Ostatním jikernačkám byla jednorázově intraperitoneálně aplikována kapří hypofýza v množství 5 mg.kg^{-1} živé hmotnosti. Bylo hypofyzováno 9 ks jikernaček (ryby č. 4-12). K ovulaci došlo do 12 hodin po hypofyzaci u 8 ks (ryby č. 4-11), tj. u 89%.

U odebraného spermatu bez použití imobilizačních roztoků byl zjištěn pohyb spermií způsobený pravděpodobně kontaminací močí. Při odběru spermatu do imobilizačních roztoků nebyla žádná pohyblivost zaznamenána. Subjektivním mikroskopickým hodnocením byl sledován pohyb spermií po přidání Ringerova oplozovacího roztoku. Sperma odebrané do imobilizačního roztoku č 5810 vykazovalo výrazně nižší pohyblivost než sperma s imobilizačním roztokem pro lína. Proto bylo k oplození použito heterospermatu odebraného do imobilizačního roztoku pro lína.

Vzhledem k neprůhlednosti jikerných obalů bylo nutno použít prosvětlovací roztoky. Při použití Feerova roztoku se viditelně nezměnila průhlednost jiker a zárodek nebylo možno pozorovat. K zprůhlednění jiker a embryí došlo při použití prosvětlovacího roztoku pro sumce, avšak jen na dobu 2 min., poté zárodek začal tmavnout a již nebylo možné rozeznat jednotlivé struktury.

K inkubaci na recirkulačním zařízení bylo použito jiker od 9 ks jikernaček (ryby č. 1-9) a byly od jednotlivých jikernaček nasazeny odděleně do inkubačních lahví. Jikry ryb č. 10 a 11 nebyly nasazeny z důvodu nepravidelného tvaru a příměsi krve. U ryby č. 12 nedošlo k ovulaci. Do 15 h po oplození byla zjištěna 100 % mortalita u jiker ryb č. 6-9. Tato vysoká mortalita byla pravděpodobně způsobena špatnou oplozeností. U

ostatních variant se mortalita do 15 h pohybovala do 10 %. Zvýšená mortalita se začala projevovat až ve stádiu očních bodů a v období kulení. U vzorku č. 5 došlo po stadiu očních bodů k degeneraci embryí a jejich 100 % mortalitě.

Kulení začalo průměrně 78 hodin po oplození (66-97 h) a skončilo 136-145 h po oplození. Celková doba kulení trvala průměrně 61 hodin (48-70 h). Devadesát procent jiker se vykulilo do 39 hodin od začátku kulení. Embrya měla do 176 hodin naplněný plynový měchýř a byla schopna příjmu potravy.

Nejvyššího procenta kulení bylo dosaženo u nehypofyzovaných jikernaček (10-60%). Z jiker od hypofyzovaných jikernaček se pouze v jednom případě vykulilo 5% embryí.

Neoplozené nenabobtnalé jikry měřily průměrně 1,237 mm (1,166-1,315) vážily 0,703 mg (0,670-0,775). Velikost oplozené nabobtnalé jikry byla průměrně 1,510 (1,416-1,624) a hmotnost byla průměrně 1,478 mg (1,215-1,865).

V našich pokusech bylo po hormonální stimulaci dosaženo většího procenta ovulovaných jikernaček než je uváděno v práci Kouřil a kol., 2000. Oplozenost získaných jiker byla však velmi nízká. Vzhledem k dávkovému výtěru tohoto druhu byly pravděpodobně získány jikry v nevhodném stadiu oogeneze. Hypofyzace vyvolala ve většině případů ovulaci jiker, které nebyly schopny dalšího vývoje.

Reprodukční ukazatele u jednotlivých jikernaček

Ryba č.	Hmotnost (g)	Hmotnost jiker (g)	Pracovní plodnost		Poznámka
			Absolutní (ks/ks)	Relativní (ks/g)	
1	17,75	1,36	1935	109,0	kulení 60%
2	13,65	1,33	1892	138,6	kulení 50%
3	8,87	0,66	939	105,9	kulení 10%
4	31,25	1,47	2091	66,9	kulení 5%
5	22,10	0,54	768	34,8	zrušeno po 109 h
6	15,91	1,30	1849	116,2	zrušeno po 15 h
7	17,24	0,55	782	45,4	zrušeno po 10 h
8	10,77	0,46	654	60,7	zrušeno po 10 h
9	7,89	0,56	796	100,9	zrušeno po 10 h
10	16,10	1,01	1437	89,3	Neinkubováno
11	27,52	0,20	284	10,3	Neinkubováno
12	30,21	-	-	-	bez ovulace

ZÁVĚR

Při použití kapří hypofýzy v jednorázové dávce 5mg.kg^{-1} živé hmotnosti došlo k ovulaci u 89 % jikernaček. Oplozenost takto získaných jiker byla velice nízká. Nejlepších výsledků bylo dosaženo u výtěrů bez použití hormonální stimulace.

Kulení začalo průměrně 78 hodin po oplození. Doba kulení trvala průměrně 61 hodin. Celý embryonální vývoj byl ukončen za 176 hodin.

Pro odběr spermatu se nejlépe osvědčil imobilizační roztok pro lína. K zprůhlednění jiker došlo jen při použití prosvětlovacího roztoku pro sumce.

Jikry hrouzka obecného není možné použít pro embryonální testy dříve než ve stádiu očních bodů, neboť mortalita embryí v prvních dnech po oplození je velmi vysoká a není možné rozlišit vyvíjející se jikry od uhynulých. Pro experimentální pokusy je tento druh ryby použitelný až od stadia eleuteroembryí.

SOUHRN

Hrouzek obecný je vhodným druhem pro sledování cytogenetických změn chromozomů. Potřebné údaje pro využití v embryo-larválních testech nejsou v literatuře popisovány. Byla provedena hormonální stimulace jikernaček a sledována oplozenost, doba vývoje, kulení a procento přežití embryí. Při použití kapří hypofýzy v jednorázové dávce 5mg.kg^{-1} živé hmotnosti ovulovalo 89 % jikernaček. Začátek kulení byl průměrně 78 hodin po oplození. Doba kulení trvala průměrně 61 hodin. Embryonální vývoj byl ukončen za 176 hodin. Mortalita embryí byla v prvních dnech po oplození velmi vysoká. Z tohoto důvodu je vhodné použít tento druh ryb až pro larvální testy toxicity.

Poděkování

Tato práce vznikla za finanční podpory Grantové agentury České republiky (projekt č. 524/01/P027).

POUŽITÁ LITERATURA

KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J., KOZÁK,P., BARTH,T. 2000: Hormonálně indukovaná ovulace jikernaček hrouzka obecného(*Gobio gobio*) pomocí kapří hypofýzy a analogu GnRH., In.: Sborník referátů IV České ichtyologické konference, Vodňany, 12-15.

OECD Guideline for testing of chemicals, Fish, Early-life Stage Toxicity Test, 1992, No 210, 18 pp.

OECD Guideline for testing of chemicals, Fish, Short-term Toxicity Test on Embryo and Sac-fry Stages, 1998, No 210, 20 pp.

PEŇÁZ, M., PROKEŠ, M.1978: Reproduction and early development of the gudgeon, Gobio gobio. I. Spawning and embryonic period. Folia zoologica 27 (3): 257 - 267

PROKEŠ, M., PEŇÁZ, M. 1979: Reproduction and early development of the gudgeon, Gobio gobio. II. Larval and juvenile periods. Folia zoologica 28 (1): 55 – 64

Adresa autorů

MVDr. ***Miroslava Palíková*** PhD., Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, Palackého 1-3, 612 42 Brno

Ing. ***Roman Krejčí***, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

POROVNÁNÍ REPRODUKČNÍCH UKAZATELŮ UMĚLE ODCHOVANÝCH A PŘIROZENÝCH POPULACÍ PSTRUHA OBECNÉHO (*SALMO TRUTTA m. FARIO L.*)

Comparison of reproduction parameters of hatchery-reared and wild brown trout (Salmo trutta m. fario L.) populations

RANDÁK, T., ŽLÁBEK, V.

Abstract

Broodstock of brown trout (Salmo trutta m. fario L.) was bred under farming conditions at Husinec local unit of Czech Anglers´ Union in order to enhance the production of stocking material for open water restocking. The first artificial propagation was carried out in 2002 (three-year-old fish) and the second one in 2003 (four-year-old fish). In order to assess the effect of farming conditions on fish organism, studies were carried out to compare selected reproductive parameters of farmed broodstock and of natural broodstock, as well as to assess the biological quality of eggs. It could be stated upon these studies that farming conditions did not significantly affect the reproductive parameters studied in the first generation of farmed broodstock. No any significant differences in the indices under study were found among the progeny groups tested (DxD, UxD, UxU). This fact shows similar biological quality of eggs and sperm of the studied natural- and farmed broodstock. Establishing a parallel broodstock shoal under controlled conditions, the production of eggs of Šumava population of brown trout at the Husinec local unit of Czech Anglers´ Union was multiply enhanced what created an important prerequisite for enhancing the production of stocking material for open water restocking in this region.

ÚVOD

Tradiční způsoby výroby násad pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario* L.) (Pokorný a kol., 1998, Kavalec, 1989, Lusk, 1987, 1989), které jsou závislé na odlovu generačních ryb z volných vod, v dnešní době již nedostačují skutečným potřebám. Výzkum zabývající se možnostmi zvyšování produkce násadového materiálu pstruha obecného probíhá na VÚRH JU již od roku 1998. Převážná část experimentů je realizována na líhni MO ČRS Husinec, která se nachází na řece Blanici cca 1 km pod hrází vodárenské nádrže Husinec (37 ha). Zdejší organizace obhospodařuje tok řeky Blanice nad nádrží (pstruhový revír Blanice vodňanská 7) včetně přítoků, které jsou chovné. Dále organizace obhospodařuje cca 5 km úsek řeky pod přehradní nádrží. Celý tento úsek je chráněnou rybí oblastí, ve které každoročně probíhá odlov generačních pstruhů obecných, jejichž potomstvo je nasazováno do všech vhodných kapilár v povodí Blanice a vyprodukovaná násada pak do zdejších revírů. Na chráněnou rybí oblast MO ČRS Husinec navazuje účelový revír VÚRH JU Vodňany, jehož délka je 10 km, přítoky jsou chovné. V horní části revíru (2 km úsek) je celoroční zákaz lovu ryb a tento úsek také slouží k získávání generačních ryb. Navazující revíry SRŠ Vodňany a MO ČRS Bavorov používají k zarybňování pstruhem obecným materiál vyprodukovaný v MO ČRS Husinec, případně vlastní, pocházející z generačních ryb z povodí Blanice. Po pokrytí potřeb organizací hospodařících v povodí Blanice je případný přebytek plůdku pstruha obecného prodáván organizacím hospodařícím v Jihočeském územním svazu ČRS. Tento systém extenzivního hospodaření využívající místní populaci pstruha obecného je realizován již několik desetiletí. Analýzy bílkovinných markerů zdejších pstruhů obecných prováděné AV Liběchov v roce 2000 prokázaly nadprůměrnou variabilitu této populace i mírné odlišnosti od ostatních sledovaných populací a zdejší populace byla nazvána „šumavská“ (Šlechtová a kol., 2001). V průběhu 90. let minulého století došlo k výraznému zvýšení tlaku rybích predátorů (především vydry říční (*Lutra lutra*)) na obsádku chovných úseků, což bylo příčinou rapidního poklesu počtu generačních ryb. Jejich celkový počet klesal meziročně cca o 1/3. Na konci 90. let se stavy generačních ryb dostaly na přibližně na 1/10 původních stavů a produkce potomstva již téměř přestala pokrývat potřebu organizací v povodí Blanice. Aby nemuselo být přistoupeno k masivním dovozům násadových ryb z jiných regionů a nedošlo k narušení původních populací, bylo rozhodnuto o vytvoření hejna generačních ryb chovaných v podmínkách umělého chovu za účelem zvýšení vyprodukovaného množství násad pstruha obecného pro zarybňování volných vod v oblasti Šumavy. V listopadu 1999 proběhl každoroční umělý výtěr generačních ryb odlovených z chráněné rybí oblasti. Inkubace jiker proběhla na líhni MO ČRS Husinec. Část potomstva nebyla po vykulení vysazena do chovných kapilár, ale rozkrmena a dále odchovávána pomocí krmných směsí. Ryby byly odchovávány v podmínkách umělého chovu až do stadia generačních ryb. I přes ztráty zapříčiněné povodní v roce 2002 bylo do stadia generačních ryb odchováno přes 1000 ks ryb. 1. umělý výtěr těchto ryb (3leté ryby) proběhl v listopadu 2002. 2. výtěr pak v listopadu 2003. V průběhu 1. výtěru v roce 2002 byly založeny níže popsané experimenty. Jejich cílem bylo porovnat reprodukční ukazatele volně žijící a uměle chované šumavské populace pstruha obecného.

METODIKA

Odchov remontních pstruhů obecných v roce 2002 probíhal v betonových sádkách. Na konci října bylo pro účely umělého výtěru vybráno 250 ks tříletých samic odchovaných v podmínkách umělého chovu. Odlov volně žijících generačních ryb se uskutečnil v chovném úseku řeky Blanice (MO ČRS Husinec a VÚRH JU) ve dnech 26. – 27.10. 2002. Bylo získáno celkem 191 ks samic a 116 samců.

Při umělém výtěru byly u obou skupin generačních samic zjišťovány velikostní (celková hmotnost, SL, TL) a reprodukční parametry (absolutní plodnost, relativní pracovní plodnost, koeficient zralosti, hmotnost jikry, velikost (průměr) jikry), přičemž do porovnávací studie byly zařazeny volně žijící ryby velikostně podobné rybám z umělého chovu. Cílem navazujících experimentů bylo porovnat délku inkubace, ztráty jiker v průběhu inkubace a průběh mortality nepřikrmovaného plůdku mezi jednotlivými skupinami jiker. V průběhu výtěru generačních ryb pstruha obecného v roce 2002 (2.11.2002) byly nasazeny k inkubaci na líhňařských vložkách umístěných v mělkých žlabech 3 skupiny jiker.

a) jikry pocházející z volně žijících samic odlovených z chovného úseku řeky Blanice oplozené spermatem volně žijících samců z téhož úseku řeky Blanice (DxD)
b) jikry pocházející od 3letých samic odchovaných v podmínkách umělého chovu oplozené spermatem volně žijících samců (UxD)
c) jikry pocházející od 3letých samic odchovaných v podmínkách umělého chovu oplozené spermatem samců odchovaných v podmínkách umělého chovu (UxU)

Přibližně 6000 kusů jiker z každé skupiny bylo rozděleno na 2 líhňařské vložky po 3000 ks.V průběhu inkubace byla sledována teplota vody a počty uhynulých jiker. Ve stadiu očních bodů (dne 6.2. 2003) bylo z každé skupiny odebráno 300 ks jiker, které byly umístěny na samostatné aparáty. Na těchto aparátech byla po vykulení hodnocena biologická kvalita jiker na základě sledování mortality plůdku, který nebyl přikrmován, až do úplného úhynu obsádek.

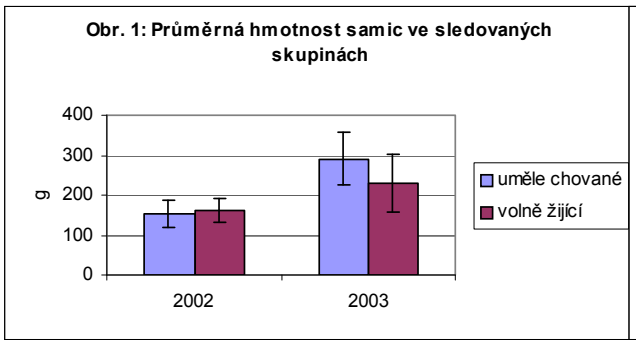
Na podzim roku 2003 proběhla zjišťování reprodukčních parametrů již čtyřletých generačních ryb odchovaných v podmínkách umělého chovu. Získané údaje byly opět porovnávány s údaji zjištěnými u skupiny velikostně odpovídajících ryb pocházející z řeky Blanice.

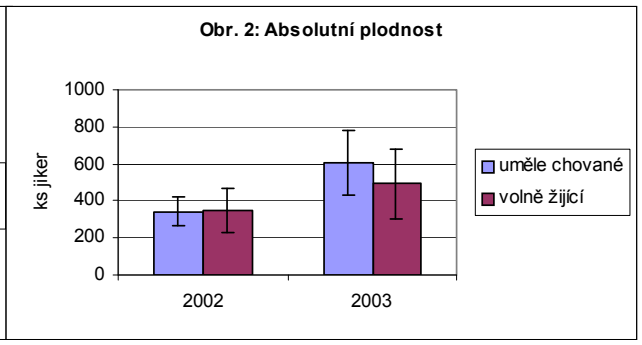
VÝSLEDKY A DISKUSE

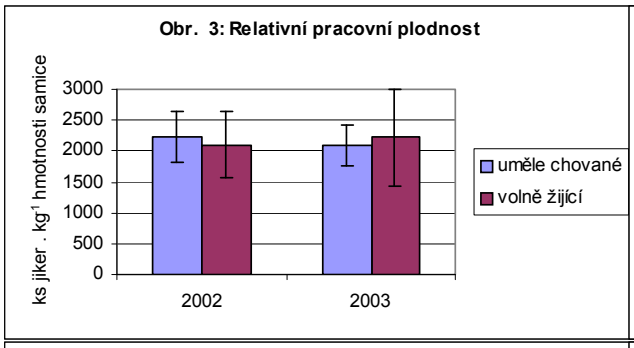
a) reproduční ukazatele zjišťované v průběhu umělého výtěru

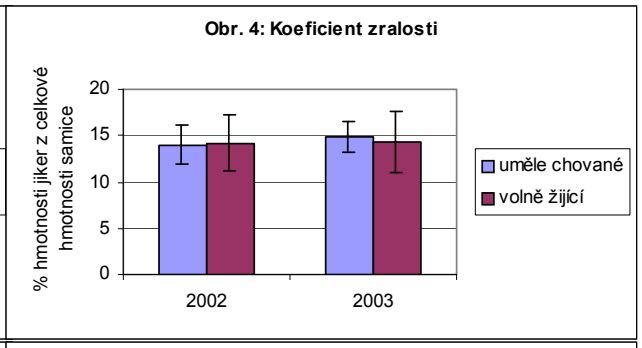
Ve dvou listopadových výtěrech v roce 2002 bylo získáno celkem 120 000 kusů jiker, ovšem pouze polovina pocházela z volně žijících ryb. Druhá polovina pocházela od ryb z umělého chovu. Proběhl tedy historicky první umělý výtěr pstruhů obecných odchovaných v podmínkách umělého chovu MO ČRS Husinec. Jikry obou skupin generačních samic byly oplodněny mlíčím volně žijících samců. Pouze malé množství jiker bylo pro výzkumné účely oplodněno uměle odchovanými samci. V průběhu umělého výtěru proběhla měření reprodukčních a velikostních parametrů obou skupin generačních ryb. Oplozenost jiker činila přibližně 98 %. U sledovaných reprodukčních parametrů nebyly analýzou rozptylu zjištěny statisticky významné rozdíly mezi volně žijící a uměle chovanou populací

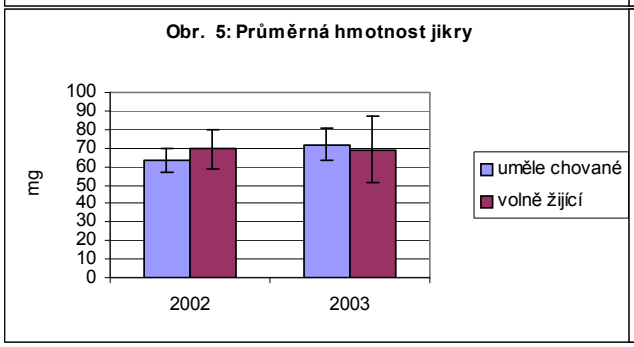
V listopadu 2003 bylo vytřeno 305 ks samic z umělého chovu a získáno přibližně 180 000 ks jiker. Oplozenost se pohybovala okolo 99 %. Současně byly vytírány i ryby volně žijící. Pro účely porovnání byly ze skupiny volně žijících ryb vybíráni opět jedinci přibližně velikostně odpovídající skupině čtyřletých ryb uměle chovaných. Přes provedený výběr však průměrná hmotnost vybrané skupiny volně žijících ryb byla signifikantně nižší ($P < 0,01$) v porovnání s průměrnou hmotností skupiny uměle chovaných ryb (Obr. 1). U většiny sledovaných reprodukčních parametrů nebyly analýzou rozptylu zjištěny statisticky významné rozdíly mezi volně žijící a uměle chovanou populací. Pouze v případě parametru absolutní plodnost (Obr. 2) byl zjištěn signifikantně vyšší ($P < 0,05$) počet vytřených jiker u uměle odchovaných ryb. Tato skutečnost ovšem korespondovala s vyšší hmotností ryb v této skupině. Reprodukční parametry sledované v letech 2002 a 2003 u pstruhů obecných pocházejících z volných vod a odchovaných v opodmínkách umělého chovu jsou graficky znázorněny na obr. 2 – 6.

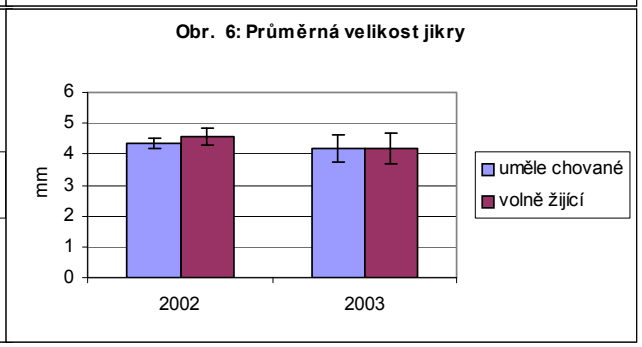








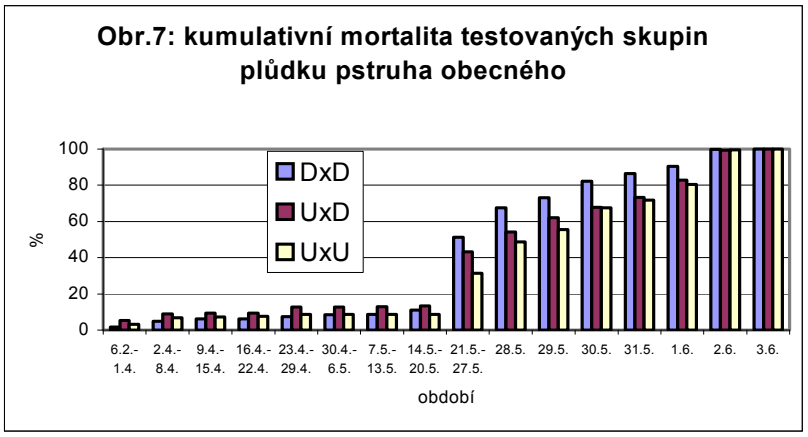




b) biologická kvalita jiker

V průběhu inkubace uhynulo na aparátech s jikrami DxD 6,3 % jiker, UxD 5,8% jiker a UxU 5,4 % jiker, přičemž úhyny byly téměř rovnoměrně rozloženy do celého období. Kulení plůdku proběhlo ve všech skupinách ve stejném časovém období (27.3. – 2.4. 2003), tzn. v intervalu 335 – 360 ^{o}D od oplození. Inkubace jiker byla ukončena (100 % vykulených ryb) ve všech skupinách dne 2.4. 2003 360 ^{o}D od jejího počátku (2.11. 2002). Plůdek z jednotlivých skupin byl po rozplavání nasazen po cca 5000 ks na mělké žlaby a následným experimentem byla zjišťována adaptabilita jednotlivých skupin ryb na výživu pomocí umělých krmných směsí.

Na aparátech určených pro hodnocení biologické kvality jiker na základě sledování mortality plůdku nasazených jikrami v očních bodech dne 6.2. 2003 do ukončení kulení (2.4.2003) uhynulo ve skupině DxD 1,8 % jiker a čerstvě vykulených larválních stádií, UxD 5,2 % a UxU 3,2 %. Průběh mortality plůdku v jednotlivých skupinách je znázorněn na obr. 7. K úhynům posledních kusů plůdku došlo ve všech skupinách dne 3.6. 2003 569 ^{o}D od ukončení kulení.



ZÁVĚR

Na základě provedených sledování bylo možno konstatovat, že podmínky umělého chovu u 1. generace odchovaných generačních ryb významně neovlivnily sledované reprodukční parametry. Mezi testovanými skupinami potomstva (DxD, UxD, UxU) nebyly ve sledovaných ukazatelích zjištěny významné rozdíly. Tato skutečnost ukazuje na podobnou biologickou kvalitu jiker a spermatu sledovaných volně žijících a uměle odchovaných generačních ryb. V důsledku vytvoření paralelního generačního hejna v kontrolovaných podmínkách byla několikanásobně zvýšena produkce jiker šumavské populace pstruha obecného v MO ČRS Husinec, což je významný předpoklad zvýšení produkce násadového materiálu pro zarybňování volných vod

v tomto regionu. Experimentální práce budou dále pokračovat hodnocením adaptability potomstva uměle chovaných generačních ryb v podmínkách volných vod. Předpokládá se, že pro zarybňování volných vod v daném regionu bude vedle potomstva DxD používáno i potomstvo UxD. Použití spermatu volně žijících samců na oplodnění jiker pocházejících od samic z umělého chovu by mělo do určité míry přispět k navrácení původních vlastností volně žijící populace.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byly prováděny za finanční podpory projektu MZe NAZV QF 3028, projektu MSM 126100001 „Biologické základy akvakultury“ a za podpory MO ČRS Husinec a Jihočeského územního svazu ČRS.

POUŽITÁ LITERATURA

Kavalec, J., 1989. Výroba násadového materiálu lososovitých ryb v Českém rybářském svazu. In: Berka, R.: Chov lososovitých ryb (sborník referátů z konference), ČSVTS při VÚRH a SRŠ Vodňany, s. 99 - 103.

Lusk, S., Skácel, L., Sláma, B., 1987. Lipan podhorní. Český rybářský svaz, Praha, 155 pp.

Lusk, S., 1989. Umělé rozmnožování a odchov násad pstruha obecného a lipana podhorního. In: Berka, R.: Chov lososovitých ryb (sborník referátů z konference), ČSVTS při VÚRH a SRŠ Vodňany, s. 115 - 119.

Pokorný, J., Adámek, Z., Dvořák, J., Šrámek, V., 1998. Pstruhařství. Informatorium, Praha, 242 s.

Šlechtová, V., Šlechta, V., Pokorný, J., 2001. Genetická charakterizace pstruha obecného (Salmo truuta m. fario) v oblasti Šumavy. Sborník z konference Aktuality šumavského výzkumu, Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk, s. 213 – 217.

Adresy autorů

Ing. ***Tomáš Randák*** (randak@vurh.jcu.cz), Ing. ***Vladimír Žlábek*** (zlabek@vurh.jcu.cz), Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728 / II, 389 25 Vodňany

RANÝ VÝVOJ JELCE JESENA (*LEUCISCUS IDUS*): DRUHOVÉ DETERMINAČNÍ PARAMETRY

Early development of ide (Leuciscus idus): species determining parameters

PROKEŠ, M., PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., HAMÁČKOVÁ, J., LEPIČ, P., KOZÁK, P., POLICAR, T.

ABSTRACT

Main species determinant characters of dace (Leuciscus idus) in the early ontogeny were described and compared with analogical parameters referred in literature with chub (L. cephalus) and dace (L. leuciscus). Dealt about of morphological and morphometrical characteristics of eggs, free embryos, larvae and juvenile individuals (egg diameters, embryo lengths at hatching, larvae lengths at the start of exogenous nutrition, juvenile individual lengths at the time of scales formation, number of body and caudal segments, number of fin rays, number of scales, mouth and fin position, caudal fin laps depth, fin coloration, pigmentation and next characters). The ide is morphologically very similar with the chub and dace. Species determination during early ontogeny is difficult.

ÚVOD

V České republice se vyskytují tři druhy ryb, jelec tloušť (*Leuciscus cephalus* Linnaeus, 1758), jelec proudník (*L. leuciscus* Linnaeus, 1758) a jelec jesen (*L. idus* Linnaeus, 1758), které jsou z hlediska systematického řazeny do rodu *Leuciscus*, čeledi Cyprinidae a které jsou si morfologicky velmi podobné. V důsledku této skutečnosti je jejich determinace v období ranného vývoje poměrně obtížná. S cílem zlepšení a zrychlení druhové determinace ranných stádií uvedených druhů, provedli jsme aktualizaci druhových determinačních parametrů u jelce jesena a porovnali je s publikovanými údaji u dalších dvou druhů, jelce tlouště a jelce proudníka.

MATERIÁL A METODIKA

Raný odchov jelce jesena byl proveden v experimentálním rybochovném zařízení ve Výzkumném ústavu rybářském a hydrobiologickém ve Vodňanech, který je součástí Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Umělý výtěr byl proveden 19. dubna 2003, inkubace jiker probíhala od 19.4. do 1.5.2003 a odběr čerstvě vylíhnutých volných embryí byl proveden 1.5.2003. Odchov volných embryí, larev a juvenilních jedinců byl ukončen 16.6.2003. Celkem bylo odebráno v průběhu pokusu 39 vzorků ranných vývojových stádií jelce jesena, které byly nafixovány ve 4% roztoku formaldehydu a morfologicky zpracovány na Ústavu biologie obratlovců AV ČR v Brně v roce 2004.

Při charakteristice průběhu ontogeneze byl použit tzv. princip periodizace, tj. rozčlenění raného vývoje na periody a etapy (Kryžanovskij 1949, Balon 1960, 1985, Lange a kol. 1974, Prokeš a Peňáz 1980, Peňáz 2000, 2001 a další). Při popisu hlavních ontogenetických stádií jelce jesena určených k druhové komparaci s jelcem tlouštěm a jelcem proudníkem bylo postupováno podle metodiky Koblické (1981). Dále byly použity údaje autorů Balon 1965, Baruš, Oliva a kol. 1995, Bracken a Kennedy (1967), Makeeva a Pavlov (1998), Pekař (1965), Pinder (2001), Prokeš a Peňáz (1980), Špindler (1988), Wüstemann a Kammerad (1995) a dalších.

V textu byly použity následující zkratky: celková délka (TL); hřbetní (dorzální) ploutev (D); řitní (anální) ploutev (A), ocasní (kaudální) ploutev (C); břišní (ventrální) ploutve (V); postranní čára, linea lateralis (l.l.).

VÝSLEDKY A DISKUZE

Vajíčka

Vajíčka (jikry) jelce jesena, jelce tlouště a jelce proudníka jsou klasifikovány podle množství žloutkových inkluzí jako polylecitální a podle jejich distribuce jako anizolecitální. Žloutek měl granulační strukturu s větším množstvím malých tukových kapek. U jelce jesena bylo zbarvení vajíček žlutavé a průzračnost mírná. Vnější vaječný obal měl husté lepící klky. Průměr nabobtnalých vajíček byl 1,88–2,30 mm, průměr žloutku byl 1,17–1,43 mm.

Vajíčka jelce tlouště byla světle žlutá až světle oranžová a mírně průzračná. Po nabobtnání se zvětšil jejich průměr na 2,3–2,4 mm.

Vajíčka jelce proudníka byla mírně neprůhledná, zbarvena byla šedo-hnědo-žlutě. Průměr byl 2,0–2,5 mm.

Volná embrya

U jelce jesena se embrya líhla v průběhu 7. a 8. embryonální etapy vývoje. V okamžiku po vylíhnutí byla celková délka (TL) volných embryí, tzv. eleuterembryí 6-7 mm. Tělo bylo protáhlé, hlava poměrně malá, ústa spodní. Žloutkový váček měl hruškovitý tvar. Ploutevní lem byl celistvý. Povrch dorzální části hlavy, žloutkového váčku a těla (ve třech líniích) byl výrazně pigmentován drobnými tečkovitými melaninovými

buňkami (Obr. 1A). Ke vstřebání žloutkového váčku docházelo při celkové délce 7,5-8,5 mm (Obr. 1B). V tělní části bylo zjištěno 26-28 a v ocasní části 18-19 segmentů.

Celková délka čerstvě vylíhnutých volných embryí jelce tlouště byla 5,5-9,0 mm. Hlava byla protáhlejší, ústa spodní. Tělních segmentů bylo 26-27(28) a ocasních 20. Ke vstřebání žloutkového váčku docházelo při TL 10-11 mm.

Jelec proudník se líhnul při celkové délce 6-8 mm. Pigmentace na hlavě, těle a žloutkovém váčku byla výrazná. Ústa byla spodní. V tělní části bylo (23) 24-25 a v ocasní části 17-20(21) segmentů. Ke vstřebání žloutkového váčku docházelo při TL 7-8 mm.

Larvy

Larvy jelce jesena měřily na začátku larvální periody vývoje 8,2-10,0 mm (Obr. 1C). Ústa byla koncová. Konec základu hřbetní ploutve se nacházel na úrovni 5-6 segmentu ve směru od řitního otvoru ke hlavě a na konci periody na úrovni 4. segmentu. Při celkové délce 14.5-16,0 mm byly již zformovány paprsky hřbetní (8) a ocasní ploutve (9). Při TL 20-25 mm došlo k vymizení všech larválních znaků (Obr. 1D).

U jelce tlouště bylo pozorováno zahájení exogenní výživy při TL 8,9-10,5 mm. Většina larev byla mírně ohnutá (parabolicky, konvexně). Konec základu hřbetní ploutve byl na úrovni 4-5 segmentu ve směru od řitního otvoru ke hlavě. Báze řitní ploutve byla krátká. Při TL 15-17 mm bylo zformováno 8 paprsků hřbetní a 9 paprsků řitní ploutve. Při TL 20-25 mm došlo k úplnému vymizení larválních znaků.

U jelce proudníka byla při zahájení exogenní výživy TL 8-9 mm. Konec základu hřbetní ploutve byl na úrovni 3-5 segmentu ve směru od řitního otvoru ke hlavě. Při TL 14-18 mm došlo ke zformování 7 paprsků hřbetní a 8 paprsků řitní ploutve. Při TL 22-25 mm bylo zjištěno úplné vymizení larválních znaků.

Juvenilní jedinci

Při celkové délce 21-30 mm došlo u chovaných jedinců jelce jesena ke zjištění juvenilních znaků (1. a 2. juvenilní etapa vývoje). Počet parsků v D byl III 8, v A III 9-10. Počet šupin v laterální linii (l.l.) byl (55) 56-62 (63). Počet řad šupin nad a pod l.l. byl 8-9 a 4-5. Řitní ploutev byla vykrojená a ústa byla koncová. Vykrojení ocasní ploutve dosahovalo do poloviny její délky. Přední část báze prsních ploutví se nacházela před kolmicí spuštěnou ze začátku báze hřbetní ploutve. Párové ploutve a řitní ploutev byly zbarveny rumělkově červeně.

U jelce tlouště byly první šupiny zjištěny při TL 21-25 mm. Počet paprsků v D byl III (7) 8 (9), v A III (7) 8-9 (10). Počet šupin v l.l. byl (43) 44-46 (47). Počet šupin nad a pod l.l. byl 7-7,5 a 3. Ocasní ploutev nebyla vykrojená. Ústa byla koncová. Vykrojení ocasní ploutve nepřesahovalo polovinu její délky. Šupiny byly orámovány tmavým melaninovým pigmentem. Břišní a řitní ploutve byly výrazně červené. Začátek báze prsních ploutví byl před kolmicí spuštěnou ze začátku hřbetní ploutve.

U jelce proudníka byly zjištěny první šupiny u jedinců jejichž celková délka byla 25 a více mm. Počet paprsků v D byl III (6) 7 (8) a v A III (7) 8 (9). V l.l. bylo 46-53 šupin. Řitní ploutev byla vykrojená a ústa byla spodní. Vykrojení ocasní ploutve přesahovalo za polovinu její délky. Párové ploutve byly jen slabě načervenalé. Nikdy nebyly červené jako u jelce tlouště. Začátek báze břišních ploutví se nacházel na úrovni kolmice, nebo mírně před kolmicí spuštěnou ze začátku hřbetní ploutve.

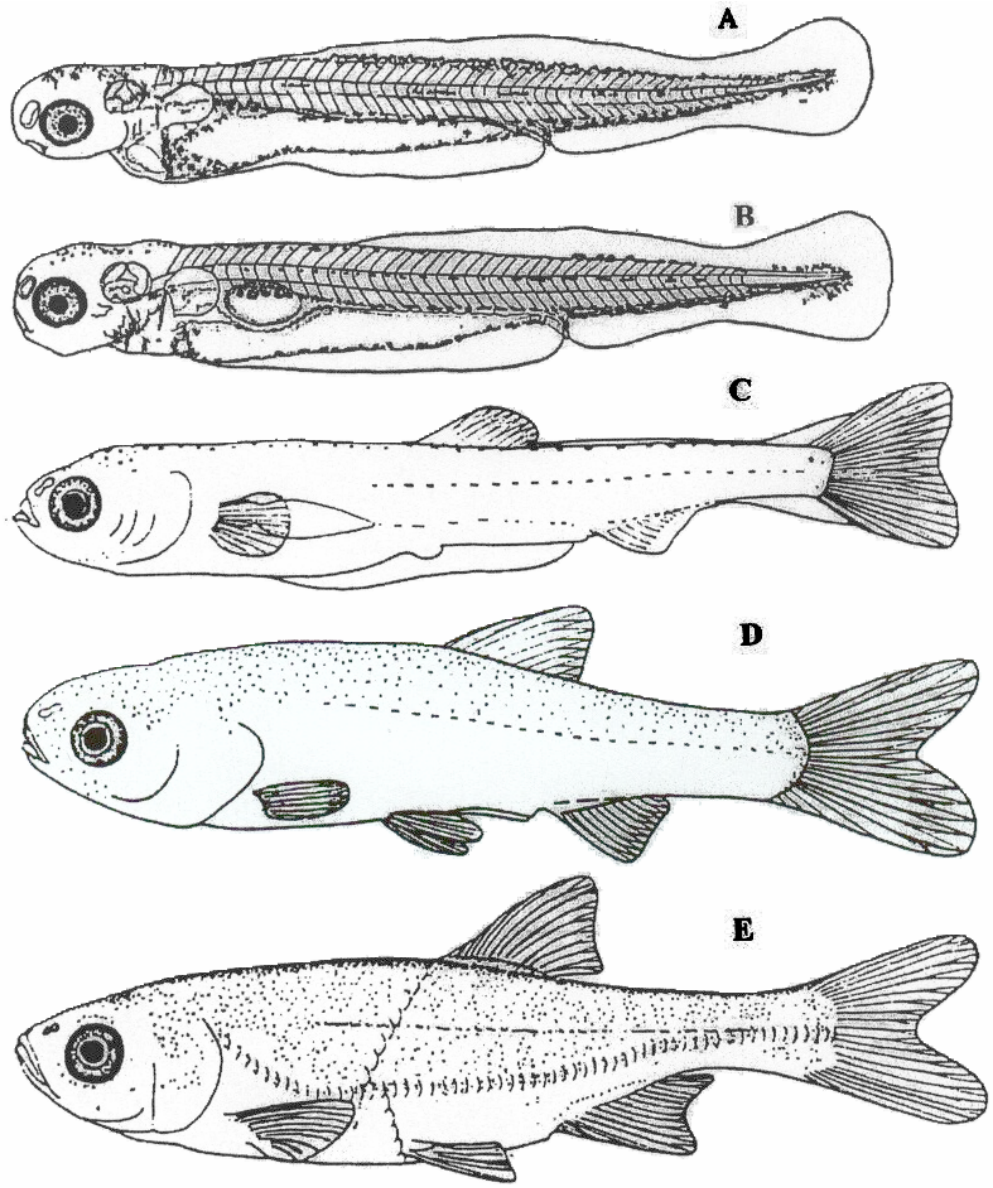
Další významné druhově determinační znaky (požerákové zuby, počet obratlů, délka čelistí, intenzita a tvar pigmentace) a jejich vzájemné srovnání v rámci druhů z rodu *Leuciscus*, včetně použití obrázků, je uvedeno zejména v následujících publikacích: Baruš, Oliva a kol. (1995), Koblickaya (1981), Makeeva a Pavlov (1998), Pekař (1965), Pinder (2001), Špindler (1988).

SOUHRN

U jelce jesena byly v období rané ontogeneze popsány hlavní druhové determinační znaky, které byly následně srovnány s obdobnými znaky uvedenými v literatuře u jelce tlouště a jelce proudníka. Jednalo se o morfologickou a morfometrickou charakteristiku jiker, volných embryí, larev a juvenilních jedinců. Byly srovnány průměry jiker, délky zárodků v době vylíhnutí, délky larev v době přechodu na exogenní výživu, delky juvenilních jedinců v době zakládání šupin, počty tělních a ocasních segmentů, počty ploutevních paprsků, počty šupin, postavení úst, hloubka vykrojení ocasní ploutve, zbarvení ploutví, pigmentace a další znaky. Jelec jesen je morfologicky velmi podobný jelci tloušti a jelci proudníkovi. Druhová determinace tohoto druhu v období rané ontogeneze je tak obtížná.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla finančně podporována z MZe, grantový projekt NAZV č. QF 3028.



Obr. 1. Ranná vývojová stadia jelce jesena (*Leuciscus idus*) podle autorů Kryžanovskij (1949), Koblickaya (1981) a Makeeva a Pavlov (1998). A = volné embryo, TL 7,3 mm; B = volné embryo, TL 8,2 mm; C = larva, TL 10,8 mm; D = juvenilní jedinec, TL 21,0 mm; E = juvenilní jedinec, TL 32,5 mm.

POUŽITÁ LITERATURA

Balon, E. K., 1960: O periodizácii života rýb a jej terminológii. Biológia, 15(11): 864-876.

Balon, E. K., 1965: Ryby Slovenska. Vyd. Obzor, Bratislava 1966, 413 s.

Balon, E. K. (ed.), 1985: Early life history of fishes. New developmental, ecological and evolutionary perspectives. Dr. W. Junk Publisher, 280 pp.

Baruš, V., Oliva, O. a kol., 1995: Fauna ČR a SR, svazek 28/1-2. Mihulovci *Petromyzontes* a ryby *Osteichthyes.* Academia, Praha 1995, 1. díl, 623 s. a 2. díl, 698 s.

Bracken, J. J., Kennedy, M. P., 1967: A key to the identification of the eggs and young stages of coarse fish in Irish waters. The Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society, Dublin, Series B, Volume 2, No. 12, pp. 99-108.

Koblickaja, A. F., 1981: Opredelitel´ molodi presnovodnych ryb. Izd. Legkaja i piščevaja promyšlennost´, Moskva 1981, 208 pp.

Kryžanovskij, S. G., 1949: Ekologičeskije zakonomernosti razvitija karpovych, v´junovych i somovych ryb (Cyprinoidei i Siluroidei). Tr. Inst. Morf. Živ. AN SSSR, 1, pp. 5-332.

Lange, N. O., Dmitrijeva, E. N., Smirnova, E. N., Peňáz, M., 1974: Metodika issledovanija morfo-ekologičaskich osobennostej razvitija ryb v zarodyševyj, ličinočnyj i mal´kovyj periody. Tipovyje metodiki issledovanija prodiktivnosti vidov ryb v predelach ich arealov, Vilnius 1974, pp. 56-71.

Makeeva, A. P., Pavlov, D. S., 1998: Ichtyoplankton presnych vod Rossii (Atlas). Izd. Moskovskogo Universiteta, Moskva 1998, 215 pp.

Pekař, Č., 1965: Příspěvek k rozlišování plůdku kaprovitých ryb (Cyprinidae) z údolní nádrže Lipno. Práce VÚRH, Vodňany 1965, 5, s. 171-217.

Peňáz, M., 2000: Jak v klasifikaci a terminologii vývojových stadií ryb. In: Mikešová, J. (ed.), Sb. referátů ze IV. české ichtyologické konference. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech. Vodňany 2000, s. 243-248.

Peňáz, M., 2001: A general framework of fish ontogeny: a review of the ongoing debate. Folia Zool., 50(4): 241-256.

Pinder, A. C., 2001: Keys to larval and juvenile stages of coarse fishes from freshwater in the British Isles. Freshwater Biological Association. The Ferry House Sawrey, Ambleside, Cumbria, UK. Scientific Publication No. 60, 136 pp.

Prokeš, M., Peňáz, M., 1980: Early development of the chub, *Leuciscus cephalus*. Acta Sc. Nat. Brno, 14(7): 1-40.

Spindler, T., 1988: Bestimmung der mitteleuropäischen Cyprinidenlarven. Wissenschaft. Őesterreichs Fischerei, Jahrgang 41/1988, pp. 75-79.

Wűstemann, O., Kammerad, B., 1995: Der Hasel *Leuciscus leuciscus*. Westarp Wissenschaften, Magdeburg 1995, 195 pp.

ADRESY AUTORŮ

Ing. ***Miroslav Prokeš***, CSc., Ing. ***Milan Peňáz***, DrSc., Prof. Ing. ***Vlastimil Baruš***, DrSc., Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno, e-mail: prokes@brno.cas.cz, penaz@brno.cas.cz, barus@ivb.cz;

Ing. ***Jitka Hamáčková***, Ing. ***Pavel Lepič***, Ing. ***Pavel Kozák***, Ph.D., Ing. ***Tomáš Policar***, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 828/II, 389 25 Vodňany, e-mail: hamackova@vurh.jcu.cz, lepic@vurh.jcu.cz, kozak@vurh.jcu.cz, policar@vurh.jcu.cz.

VÝVOJ PSTRUHA OBECNÉHO (*SALMO TRUTTA*) PO VYLÍHNUTÍ: SROVNÁVACÍ ANALÝZA VLIVU RODIČŮ PŮVODEM Z PŘIROZENÉHO A UMĚLÉHO PROSTŘEDÍ

Development of brown trout (Salmo trutta) after hatching: comparative analysis of parents influence, originating from the natural and artificial living environment

PROKEŠ, M., RANDÁK, T., PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., ŽLÁBEK, V.

ABSTRACT

Early development of brown trout (Salmo trutta L.) in the period after hatching was analysed. Three different series (A, B, C) of eleuterembryos, larvae and juveniles were compared by means of selected morphometry parameters (total length, fork length, standard length, head length, body depth, yolk sac length, height and depth, body height, mouth width and mouth diameter). Development of fry originating from parents from natural environment (line A) and from artificial environment (line B) was standard without significant differences. Growth rate of fry in line C (female from artificial environment and male from natural conditions) was slower in the period with exogenous nutrition. Combination C showed from a stand point of ours results as a little acceptable for production of fish stock.

ÚVOD

Vliv generačních jedinců pstruha obecného (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) z umělého chovu na kvalitu vlastního potomstva (v období ranného vývoje), nebyl dosud v České republice významněji zkoumán. Důvodem je skutečnost, že umělý chov generačních jedinců pstruha obecného ve speciálních zařízeních (rybníčky, sádky, žlaby, nádrže) se dosud v širším měřítku neprováděl. Při umělé reprodukci uvedeného druhu se používají většinou generační jedinci z přirozeného prostředí, kteří jsou před umělým výtěrem odloveni v pstruhových úsecích řek a potoků (Libosvárský a kol. 1971, Pokorný a kol. 2003 a další). V posledních deseti letech však v určitých oblastech České republiky dochází k výraznému snižování početnosti přirozených populací pstruha obecného, zejména z důvodů výrazného zvyšování predačního tlaku rybích predátorů, vydry říční (*Lutra lutra*) a kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo*). Podrobnější informace jsou uvedeny v publikacích Mareše a Habána (2003) a Spurného (2003a,b).

Z uvedeného důvodu probíhá ve Výzkumném ústavu rybářském a hydrobiologickém Jihočeské univerzity, ve Vodňanech, od roku 1998 výzkum orientovaný na problematiku technologie produkce násadového materiálu pstruha obecného, jehož součástí jsou níže uvedené výsledky. Kromě hlavního cíle pokusu byla věnována pozornost také periodizaci a etapnosti ranného vývoje uvedeného druhu v období od vylíhnutí do začátku juvenilní periody v podmínkách umělého chovu při zajišťování výživy umělými krmivy.

MATERIÁL A METODIKA

Umělý výtěr generačních pstruhů obecných, původem z umělého chovu i z přirozeného prostředí řeky Blanice, proběhl dne 2.11.2002 na líhni MO ČRS Husinec, lokalizované na řece Blanici přibližně 1 km pod hrází vodárenské nádrže Husinec (37 ha). Umělý chov hejna generačních jedinců je na uvedené líhni prováděn od roku 1999. Jedná se o hejno tzv. „šumavské“ populace, geneticky (biochemicky) definované pomocí analýzy bílkovinných markerů (Pokorný a kol. 2003). Pro výzkumné účely byly při umělém výtěru, realizovaném v jednom dni, vytvořeny 3 skupiny oplozených jiker určených pro souběžnou inkubaci na klasických líhňařských přístrojích, tzv. aparátech. První skupina (A, DxD) byla vytvořena z jiker (vajíček) a mlíčí (spermatu) výhradně volně žijících samic a samců, odlovených v chovném úseku řeky Blanice ve dnech 26.-27.10.2002. Druhá skupina (B, UxU) byla vytvořena z pohlavních produktů výhradně uměle odchovaných tříletých generačních jedinců na líhni Husinec a třetí (C, UxD) skupina jiker byla vytvořena od samic z umělého chovu a samců z přirozeného prostředí řeky Blanice. Inkubace jiker všech tří skupin probíhala v kontrolovaných a registrovaných podmínkách prostředí. Odběr čerstvě vylíhnutých volných embryí z jednotlivých (A, B, C) skupin jiker proběhl dne 1.4.2003 při průměrné teplotě vody 4,8^{o}C (suma denních teplot vody od počátku inkubace do okamžiku vylíhnutí byla 360,7). Další odchov jednotlivých skupin volných embryí a později larev a juvenilních jedinců probíhal odděleně na samostatných žlabech, ale při stejných podmínkách prostředí. Výživa byla zajišťována pomocí umělých krmných směsí. Odběry vzorků pro morfologickou (ontogenetickou) analýzu byly provedeny v následujících datech: 1.4.2003 (3x30 jedinců, tj. po 30ti jedincích z jednotlivých skupin A, B, C), 14.4. (3x5), 26.4. (3x5), 6.5. (3x30), 21.5. (3x5) a 3.6. (A=44 jedinců, B=35 jedinců, C=47 jedinců). Odebraní jedinci byli fixováni ve 4% roztoku formaldehydu a jejich vlastní morfologické a morfometrické zpracování bylo provedeno na ÚBO AV ČR v Brně v roce 2004. U všech zkoumaných fixovaných jedinců byla stanovena ontogenetická charakteristika a zjištěny absolutní hodnoty následujích morfometrických znaků (v mm) a hmotnosti (v mg): celková délka (TL), Smittova délka (FL), délka těla (SL), délka hlavy (lc), maximální výška těla, tj. včetně žl. váčku (ac1), výška těla bez žl. váčku (ac2), délka žloutkového váčku (lsv), výška žl. váčku (asv), šířka žl. váčku (lasv), šířka těla bez žl. váčku (lac), šířka ústního otvoru (las), průměr ústního otvoru při maximálním otevření úst (ds), hmotnost (w). Komparativní analýza hodnot jednotlivých znaků a faktoru

hmotnostní kondice (FWC) byla provedena v době vylíhnutí (1.4.), v polovině pokusu (6.5.) a na konci pokusu (3.6.). Dále bylo provedeno srovnání celých vývojových řad (A, B, C) vyjádřených pomocí lineární ($y = a + bx$), polynomické ($y = a + bx + cx^2 + dx^3$) a funkční regrese ($y = ab^x$). K výpočtu FWC byla použita TL. Statistické zpracování bylo provedeno pomocí programu Excel 2000. Při charakteristice průběhu ontogeneze byl použit tzv. princip periodizace, tj. rozčlenění ranného vývoje na periody a etapy (Astaurov a Detlaf 1975; Balon 1985, 1986, 1999; Hensel 1999; Kováč a Copp 1999; Moskal´kova 1978; Pavlov 1989; Pavlov 1999; Peňáz 1983, 1989, 2000; Peňáz a Příhoda 1981, Prokeš 1977, Soin 1980, Žil´ukas a kol. a další).

VÝSLEDKY A DISKUZE

K vylíhnutí embryí došlo u všech tří sledovaných skupin inkubovaných jiker (A, B, C) na konci 9., event. až na začátku 10. embryonální etapy vývoje (E9-10), na konci března až začátkem dubna 2003. Stupeň morfogeneze byl obdobný jak uvádí Pavlov (1988). V době odběru vzorků a zahájení experimentu dne 1.4.2003 byla průměrná celková délka (TL) a hmotnost (w) čerstvě vylíhnutých volných embryí 15,6 – 16,1 mm a 63,3 – 67,0 mg (vz. 1A – C, Tab. 1). Průměrná teplota vody byla 4,8 ^{0}C a suma denních stupňů teploty vody (^{0}D) od začátku inkubace 360,7. Průměrná teplota vody (^{0}C) byla v průběhu inkubace jiker v jednotlivých měsících následující: listopad 4,2; prosinec 2,5; leden 1,1; únor 1,3; březen 2,9. Mezi jednotlivými vzorky nebyly zjištěny významné rozdíly ve velikosti a stupni ontogeneze volných embryí. Ve skupině C byli zjištěni dva jedinci s poškozeným perforovaným kaudálním okrajem žloutkového váčku (6,7%). Stupeň vývoje byl určen podle Pavlova (1989) jako začátek 10. etapy. V tělní a ocasní části volných embryí bylo spočteno 33-35 a 21-24 segmentů. Ústní otvor se nacházel na ventrální straně hlavy. Ploutevní lem byl téměř nediferencovaný se základy dorzální a anální ploutve ve formě zhuštěniny mezenchymu. V budoucí kaudální ploutvi byl zformován první lepidotrichia. Žloutkový váček byl velký s tukovou kapkou o průměru 1,7 mm. Průměrná délka (lsv), výška (asv) a šířka (lasv) žloutkového váčku byla u jednotlivých skupin 6,2-7,0 mm, 3,1-3,4 mm a 3,3-3,6 mm (Tab. 2).

V době druhého odběru vzorků (2A-C) dne 14.4.2003 byl stav vývoje volných embryí klasifikován jako začátek 11. etapy. Průměrná TL a w zárodků ve skupinách A, B, C byla 18,4 mm, 76,8 mg; 18,1 mm, 73,6 mg; 18,2 mm, 65,6 mg (Tab. 1). Žloutkový váček byl částečně redukován, ústa měla koncové postavení, začátek dorzální ploutve byl samostatně vyčleněn z ploutevního lemu, byl vytvořen základ tukové ploutvičky. Břišní ploutve přesahovaly přes okraj praeanálního ploutevního lemu. Tělní a ocasní segmenty měly tvar W. U jednoho jedince ve skupině B a jednoho jedince ve skupině C byl poškozen kaudální okraj žloutkového váčku.

U volných embryí ze dne 26.4.2003 (3A-C) byl stanoven stupeň ontogeneze jako 11. etapa. Zvětšené hodnoty délek a hmotností zárodků a zmenšené hodnoty velikosti žloutkového váčku jsou uvedeny v Tab. 1 a 2. Výskyt potravy ve střevě nebyl zřetelný i když stáří volných embryí, event. larev již bylo 26 dní od vylíhnutí.

Zárodky ze dne 6.5.2003 (4A-C) byly zařazeny do 12. etapy, která podle Pavlova (1988) zahrnuje larvální a juvenilní periodu vývoje. Průměrné hodnoty TL a w ve skupinách A, B, C, byly 22,4 mm, 104,4 mg; 21,9 mm, 98,4 mg; 21,8 mm, 96,4 mg. Průměrné hodnoty FWC (Tab. 2) byly velmi nízké (0,9217; 0,9326; 0,9352). Velikost žloutkového váčku se snížila na minimum. Souběžně s endogenní výživou docházelo k příjmu vnější potravy. Vzorky byly složeny z larválních a juvenilních jedinců. Nepárový ploutevní lem byl úplně diferencován kromě nepatrného zbytku v praeanální části. U některých jedinců byly zjištěny základy šupin. Boční části žloutkového váčku byly překryty stěnou těla. Na bocích těla bylo vytvořeno 6-7 velkých melaninových pigmentových skvrn. Ve vzorku A byl u jednoho jedince zjištěn u základu prsní ploutve tkáňový novotvar o velikosti 1,6 x 1,6 mm.

Ve vzorcích 5A-C ze dne 21.5.2003 byly zjištěny významně menší hodnoty délky, hmotnosti a FWC u jedinců ze vzorku C. Průměrné hodnoty TL a w byly u vzorků A-C následující: 26,0 mm, 162,8 mg; 25,2 mm, 144,6 mg; 24,3 mm, 126,2 mg (Tab. 1). Přítomnost embryo-larválních znaků již nebyla zjištěna. Konec kaudální ploutve byl u větších jedinců vykrojený, což umožnilo změřit FL. Hodnoty FWC byly absolutně nejnižší u všech jedinců (A = 0,9109; B = 0,9141; C = 0,8851). Podle Pavlova (1988) se přechod do juvenilní periody vývoje uskutečnil při TL = 25 - 27 mm na začátku plného příjmu exogenní potravy. Podle našich výsledků byl juvenilní znak (existence šupin) zjištěn již u jedinců v minulém vzorku (ze 6.5.) i když výskyt exogenní potravy nebyl zřetelný, zřejmě z důvodu obtížnějšího zahájení příjmu umělé potravy (granulí).

V závěru sledování, dne 3.6.2003 byly průměrné hodnoty TL a w významně nižší u vzorku 6C (6A = 27,8 mm, 203,2 mg; 6B = 27,7 mm, 210,3 mg; 6C = 25,5 mm, 150,5 mg). Hodnoty FWC byly již vyšší než v předchozím odběru, což dokumentuje skutečnost překonání kritického období. Všichni jedinci byli zařazeni do juvenilní periody vývoje. Pigmentové skvrny na bocích těla vytvářely 3 řady. V prostřední řadě byly skvrny velké a jejich tvar byl ledvinovitý. U většiny jedinců byl registrován velmi intenzívní příjem vnější potravy.

Z uvedeného ontogenetického přehledu je zřejmé, že charakteristika vyvíjejícího se potomstva pstruha obecného od rodičů z přirozeného i umělého prostředí byla velmi podobná do 6.5.2003 (36. den pokusu, vz. 4A - C), tj. v období endogenní výživy. V následných odběrech ve dnech 21.5. a 3.6.2003 (vz. 5 a 6) byla zjištěna postupně se zvyšující diferenciace sledovaných parametrů, zejména jejich nižší hodnoty u jedinců ve vzorcích 5C a 6C (Tab. 1-3). Jedná se o období smíšené endo-exogenní výživy a později pouze exogenní výživy. V řadě C bylo zjištěno také největší množství morfologických anomálií (2,46%). V řadě A to bylo 0,83% a v řadě B 0,91%. Kombinace C (jikry od samic z umělého chovu oplozené mlíčím od samců z přirozeného prostředí) se jeví z hlediska našich výsledků jako nejméně vhodná pro produkci násad. Uvedený závěr bude nutné opakovaně ověřit v dalších pokusech. Dobu sledování bude nutné prodloužit do období vyššího věku do stáří šesti, dvanácti

a dvacetičtyř měsíců po vylíhnutí (tzv. půlroček, roček, dvouroček) a množství kritérií rozšířit o vybrané produkční a haematologické parametry.

Tab. 1. Celková délka (TL), hmotnost (w) a faktor hmotnostní kondice (FWC) u pstruha obecného v období ranného vývoje po vylíhnutí, od 1. do 64. dne stáří (D1-64) u vzorků A-C.

Dat.	Vz.	TL (mm)				w (mg)				FWC (TL)				n	D
		min.	max.	prům.	SD	min.	max.	prům.	SD	min.	max.	prům.	SD		
1.4.	1A	14	17	16,3	0,57	53	82	67	7,08	1,1798	2,2959	1,5432	0,2118	32	1
	1B	15	16,2	15,6	0,43	54	74	63,6	5,24	1,416	1,9259	1,6723	0,1143	30	
	1C	15	17,3	16,1	0,49	53	75	63,3	5,36	1,2939	1,8509	1,5307	0,1372	30	
14.4.	2A	17,6	19,2	18,4	0,63	65	88	76,8	8,7	1,1145	1,3244	1,2275	0,1009	5	14
	2B	17,2	19	18,1	0,64	67	83	73,6	6,62	1,1299	1,3364	1,2497	0,0843	5	
	2C	18	18,5	18,2	0,26	63	71	65,6	3,13	0,995	1,1214	1,0849	0,0529	5	
26.4.	3A	18,5	21,2	19,9	0,96	70	97	83,4	11,5	0,9125	1,125	1,0497	0,0867	5	26
	3B	18	20,2	19,1	1,01	48	80	67,2	12,64	0,823	1,0582	0,9498	0,0847	5	
	3C	19	20,1	19,6	0,57	71	78	75	2,74	0,925	1,0935	0,9953	0,0679	5	
6.5.	4A	20,5	24	22,4	0,77	73	135	104,4	12,89	0,7972	1,1096	0,9217	0,0764	30	36
	4B	20,5	23,1	21,9	0,78	82	112	98,4	8,88	0,7701	1,1125	0,9326	0,0674	30	
	4C	20	22,5	21,8	0,59	85	110	96,4	7,05	0,7983	1,1625	0,9352	0,0747	30	
21.5.	5A	24,2	28	26	1,52	123	215	162,8	34,27	0,8679	0,9794	0,9109	0,0464	5	51
	5B	24	26,5	25,2	0,91	113	195	144,6	33,53	0,6072	1,248	0,9141	0,2472	5	
	5C	23,5	25	24,3	0,57	113	141	126,2	10,47	0,7684	1,0865	0,8851	0,1318	5	
3.6.	6A	24	32	27,8	1,76	108	322	203,2	47,43	0,7344	1,0822	0,9284	0,0755	44	64
	6B	25,5	30,5	27,7	1,41	140	286	210,3	43,5	0,8114	1,1276	0,9722	0,0746	35	
	6C	23,5	28	25,5	1,16	101	236	150,5	28,62	0,7478	1,0751	0,9004	0,0804	47	

Tab. 2. Délka hlavy (lc), maximální šířka žloutkového váčku – těla (la sv-c) a průměr ústního otvoru (ds) při maximálním otevření čelistí u pstruha obecného v období ranného vývoje po vylíhnutí, od 1. do 64. dne stáří (D1-64) u vzorků A-C.

Dat.	Vz.	lc (mm)				la sv-c (mm)				ds (mm)				n	D
		min.	max.	prům.	SD	min.	max.	prům.	SD	min.	max.	prům.	SD		
1.4.	1A	2,2	3,4	3,05	0,21	3,1	3,9	3,6	0,21	0,79	1,06	0,89	0,07	32	1
	1B	2,8	3,4	3,08	0,15	3,4	3,9	3,6	0,17	0,73	0,92	0,79	0,05	30	
	1C	2,9	3,5	3,14	0,15	3	3,7	3,3	0,19	0,73	0,92	0,83	0,05	30	
14.4.	2A	3,6	4	3,84	0,22	3,2	3,5	3,3	0,13	0,92	0,99	0,95	0,04	5	14
	2B	3,6	4	3,76	0,15	3	3,4	3,2	0,18	0,99	1,12	1,07	0,06	5	
	2C	3,6	3,9	3,76	0,11	2,6	3	2,8	0,15	0,86	0,99	0,94	0,06	5	
26.4.	3A	4,1	4,7	4,38	0,24	2,8	3,3	3	0,21	1,06	1,25	1,16	0,09	5	26
	3B	4,1	4,7	4,44	0,23	2,3	2,9	2,7	0,23	0,92	1,19	1,06	0,12	5	
	3C	4,2	4,5	4,36	0,11	2,5	3	2,7	0,19	1,06	1,32	1,16	0,4	5	
6.5.	4A	4,9	5,9	5,49	0,22	2,1	3,2	2,6	0,22	0,99	1,58	1,4	0,12	30	36
	4B	4,9	5,8	5,4	0,22	2,3	2,9	2,5	0,14	1,12	1,45	1,32	0,08	30	
	4C	5	5,7	5,38	0,15	2,1	2,9	2,4	0,18	1,39	1,65	1,49	0,07	30	
21.5.	5A	6	7	6,52	0,36	2,8	3,1	2,9	0,13	1,58	1,91	1,7	0,13	5	51
	5B	5,9	6,6	6,18	0,27	2,6	3,7	3	0,48	1,52	1,78	1,65	0,12	5	
	5C	5,9	6,4	6,16	0,23	2,6	2,8	2,7	0,08	1,52	1,72	1,61	0,08	5	
3.6.	6A	6,1	7,8	6,94	0,41	2,3	3,7	3,1	0,32	1,58	2,24	1,88	0,16	44	64
	6B	6,3	7,6	6,95	0,35	2,6	4	3,2	0,33	1,65	2,11	1,85	0,12	35	
	6C	5,9	7,5	6,48	0,32	2,2	3,2	2,6	0,25	1,52	1,98	1,79	0,12	47	

Tab. 3. Srovnání průměrných hodnot TL, w a FWC u jednotlivých vzorků pomocí Studentova t-testu. Vysvětlivky: P = míra pravděpodobnosti, * P ≤ 0.05 (významný rozdíl), **P ≤ 0.01(velmi významný rozdíl), n = počet jedinců ve vzorku.

Vzorky	n:n	P					
		TL	Sig.	w	Sig.	FWC	Sig.
1A:1B	32:30	4,4281E-07	**	0,03516593		0,00030935	**
1A:1C	32:30	0,04473109	*	0,02466542		0,98294027	
1B:1C	30:30	0,00033917	**	0,84611526		0,00011837	**
4A:4B	30:30	0,01441551	*	0,04064664	*	0,55842903	
4A:4C	30:30	0,00044433	**	0,00491827	**	0,48975148	
4B:4C	30:30	0,38468277		0,35441612		0,88734020	
6A:6B	44:35	0,88049547		0,47596323		0,01539014	*
6A:6C	44:47	2,3438E-10	**	1,8834E-08	**	0,09096520	
6B:6C	35:47	9,9659E-11	**	6,7218E-09	**	9,3569E-05	**

SOUHRN

Byl analyzován časný vývoj pstruha obecného (*Salmo trutta* L.) v období po vylíhnutí z hlediska ověření případných negativních vlivů rodičů (generačních jedinců) původem z umělého chovu. Za tím účelem byly srovnány tři rozdílné vývojové série vzorků volných embryí, larev a juvenilních jedinců, pomocí vybraných morfometrických parametrů (celková délka, délka Smittova, délka těla, výška těla, délka, výška a šířka žloutkového váčku, šířka těla, šířka úst, průměr ústního otvoru, hmotnost, délko-hmotnostní vztah, faktor hmotnostní kondice). Vývoj zárodků původem od generačních jedinců z přirozeného prostředí (série A) a umělého chovu (série B) byl standardní bez signifikantních diferencí. Růstová a vývojová intenzita zárodků ve skupině C (samice z umělého chovu a samci z přirozeného prostředí) byla signifikantně nižší v období exogenní výživy. Kombinace C se jeví ve smyslu našich výsledků jako méně vhodná pro účely produkce násad pstruha obecného.

PODĚKOVÁNÍ

Práce byla finančně podporována z MZe, grantový projekt NAZV č. QF 3028.

POUŽITÁ LITERATURA

Astaurov, B. L., Detlaf, T. A. (eds.), 1975: Radužnaja forel´ *Salmo gairdnerii* Richardson, 1836. In: Ob´ekty biologii razvitija. Nauka, Moskva 1975, pp. 278-307.

Balon, E. K. (ed.), 1985: Early life history of fishes. New developmental, ecological and evolutionary perspectives. Dr. W. Junk Publisher, 280 pp.

Balon, E. K., 1986: Saltatory ontogeny and evolution. Rivista di Biologia – Biology Forum, 79(2): 151-190.

Balon, E. K., 1999: Alternative ways to become a juvenile or a definitive phenotype (and on some persisting linguistic offenses). Env. Biol. Fish., 56: 17-38.

Hensel, K., 1999: To be a juvenile and to be a larva: an attempt to synthesize. Env. Biol. Fish., 56: 277-280.

Kováč, V., Copp, G.H., 1999: Prelude: looping at early development of fishes. Environ. Biol. Fish., 56: 7-14.

Libosvárský, J., Lusk, S., Krčál, J., 1971: Hospodaříme na pstruhových vodách. ČSAV Brno, 70 s.

Mareš, J., Habán, V., 2003: Dopad nepřiměřeného výskytu vydry a kormorána na hospodaření na revírech MRS. In: Sbor. referátů odbor. semináře „Rybářství a predátoři“. ČRS, Praha 2003, s. 36-40.

Moskal´kova, K. I., 1978: Razvitie azovskogo bychka kruglyaka *Neogobius melanostomus* (Pallas) v svyazi s osobennostyami uslovii ego suhchestvovaniya v individual´nom i istoricheskom razvitii. In: Koshelev, B. V. (ed.), Ekologo-morfologicheskie i ekologo-fiziologicheskie issledovaniya razvitia ryb. Nauka Press Moscow: 72-88.

Pavlov, D. A., 1989: Lososevye (Biologija razvitija i vosproizvodstvo). Izd.-vo Moskovskogo Universiteta, Moskva 1989, 216 pp.

Pavlov, D. S., 1999: Features of transition from larva to juvenilie in fishes with different type of early ontogeny. Env. Biol. Fish., 56(1-2): 41-52.

Peňáz, M., 1983: Ecomorphological laws and saltation in the early ontogeny of Salmonoidei. Folia Zool., 32(4): 365-373.

Peňáz, M., 2000: Jak v klasifikaci a terminologii vývojových stadií ryb. In: Mikešová, J. (ed.), Sb. referátů ze IV. české ichtyologické konference. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech. Vodňany 2000, s. 243-248.

Peňáz, M., 2001: A general framework of fish ontogeny: a review of the ongoing debate. Folia Zool., 50(4): 241-256.

Peňáz, M., Příhoda, J., 1981: Reproduction and early ontogeny of *Hucho hucho*. Acta Sc. Nat. Brno, 15(6): 1-33.
Pokorný, J., Adámek, Z., Šrámek, V., Dvořák, J., 2003: Pstruhařství. Informatorium, Praha 2003, 281 s.
Prokeš, M., 1977: Embryonic development of reciprocal hybrids *Coregonus peled* x *C. lavaretus*. Folia Zool., 26(2): 143-156.
Soin, S. G., 1980: O tipach razvitija lososevidnych ryb. Vopr. Ichtyol. 1980, 20(1): 65-72.
Spurný, P., 2003a: Vliv predátorů na rybí společenstva pstruhových vod. In: Sbor. referátů odbor. semináře „Rybářství a predátoři". ČRS Praha, 2003, s. 41-47.
Spurný, P., 2003b: Deterioration of the fish community of the salmonid Dyje River cause by overwintering cormorant (*Phalacrocorax carbo*). Acta Scientiarium Polonorum, Piscaria 2, 2003, (1): 247-254.
Žil´ukas, V. Ju., Peňáz, M., Prokeš, M., 1983: The posthatching steps in the early ontogeny of *Coregonus peled*. Folia Zool., 32(1): 85-93.

ADRESY AUTORŮ

Ing. ***Miroslav Prokeš***, CSc., Ing. ***Milan Peňáz***, DrSc., Prof. Ing. ***Vlastimil Baruš***, DrSc., Ústav biologie obratlovců AV ČR, Květná 8, 603 65 Brno, e-mail: prokes@brno.cas.cz, penaz@brno.cas.cz, barus@ivb.cz;
Ing. ***Tomáš Randák***, Ing. ***Vladimír Žlábek***, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Zátiší 828/II, 389 25 Vodňany, e-mail: randak@vurh.jcu.cz, zlabek@vurh.jcu.cz.

ONTOGENETICKÁ STABILITA LEPIDOLOGICKÝCH ZNAKŮ U NĚKTERÝCH STŘEDOAMERICKÝCH CICHLID (CICHLIDAE, HEROINI)

Onthogenetical stability of lepidological characters in some Midde American Cichlids (Cichlidae, Heroini)

M. MUŠKA, J. ZRZAVÝ, J. NOVÁK

Abstract

Onthogenetical variability of 74 selected lepidological characters possibly of value for phylogeny constructions, was studied in Amphilophus xiloaensis, Paratheraps breidohri and ‚Cichlasoma´ salvini. Three specimens of each species were used (total lengths in mm in bracketts): A.x. (48, 112, 235), P.b. (42, 108, 182), C.s. (70, 107, 170). Only 22 characters from all studied have not shown the onthogenetical variability i.e. theirs states have been stable in all three specimens of appertaing species. The use of characters which may prove valuable for evolutionary studies was discussed.

ÚVOD

Informace o charakteru šupinného pokryvu ryb a rybovitých obratlovců jsou tradičně využívány jak pro identifikaci (určovací klíče), tak i jako výpovědní znaky fylogenetického postavení a systematického zařazení vyšších taxonů. Pokusy o spojení skalimetrických (lepidologických) znaků a představ o fylogenezi nižších taxonů (tribů, rodů a druhů) jsou relativně nové.

U čeledi Cichlidae je základní popisná studie Lippitschové (1988) a obecnější srovnávací studie šupinných vzorů od stejné autorky (Lippitsch 1990, 1991, 1995). Hypotézu o fylogenetických vztazích v rámci monofyletického východoafrického rodu *Haplochromis* s.l., založenou na 96 znacích morfologie šupin a šupinného pokryvu, publikovala rovněž Lippitschová (1993, 1997), která se zabývala i pokusem o lepidologicky podloženou představu fylogeneze polyfyletické fauny cichlid jezera Tanganika (Lippitsch, 1998). Kuusipalo (1998) doporučuje lepidologické znaky ke studiu fylogeneze fauny cichlid jezera Malawi na úrovni mezirodových vztahů. Zhodnocena byla ontogenetická variabilita celkem 90 znaků šupinného pokryvu u afrického druhu *Sarotherodon galilaeus.* Kromě dvou znaků byly všechny na růstu nezávislé, a to u jedinců o délce těla 43–147 mm, a ani individuální variabilita zaznamenána nebyla (Lippitsch 1992).

Uvedené informace vedly k pokusu o využití skalimetrických znaků pro představy o fylogenezi neotropických cichlid tribu Heroini (Ritschelová 2003, Ritschelová, Frynta, Novák 2003). Analýza celkem 74 vybraných znaků 41 druhů nevedla ve výše zmíněném případu k vytvoření hypotézy, která by korespondovala s dosud publikovanými (Říčan, Novák 2000, 2002, 2003) vývojovými stromy, a to přesto, že individuální variabilita byla v rámci druhů vyloučena (Ritschelová l.c.). Důvodem bylo pravděpodobně nejen to, že znaky mohou procházet ve fylogenezi reverzemi (Ritschelová, Frynta, Novák l.c.), ale také to, že ke studiu byli použiti u některých druhů malí a u jiných velcí jedinci (Ritschelová l.c.).

Otázka, které skalimetrické resp. lepidologické znaky mohou u jednoho druhu nabývat různých stavů v závislosti na velikosti jedince a které tedy nenesou srovnatelnou a validní fylogenetickou informaci, dosud tedy uspokojivě vyřešená není. Cílem práce je vyloučit z používaných lepidologických (skalimetrických) znaků ty, jejichž stavy se mění během ontogeneze druhu.

MATERIÁL A METODIKA

Použitý materiál fixovaný 4% formalínem pocházel z akvarijních chovů Biologické fakulty Jihočeské university. Lepidologické znaky byly studovány pomocí binokulárního mikroskopu u těchto druhů (v závorkách celkové délky jedinců v mm): *Amphilophus xiloaensis* (48, 112, 235), *Paratheraps breidohri* (42, 108, 182) a *´Cichlasoma´ salvini* (70, 107, 170). U každého jedince bylo sledováno vždy celkem 74 lepidologických znaků (detailní přehled viz Ritschelová 2003).

Kladogramy byly konstruovány s pomocí programu NONA (pokyny "hold 10000; mult*max*") Stavy znaků byly posuzovány jako aditivní (srv. Lippitsch).

Pro první kladogram (obr. č. 3) bylo z matice Ritschelové (2003) vybráno pouze 22 znaků, které nepodléhaly ontogenetické variabilitě (ošupení operkula, typ suboperkulárních šupin, uspořádání šupin na interoperkulu, počet šupin interoperkula, ošupení preoperkula, míra ošupenosti lící ve ventrální oblasti, míra ošupenosti lící v kaudální oblasti, míra ošupenosti lící v rostrální oblasti, model uspořádání šupin v postorbitální oblasti, pravidelnost postorbitální skvamace, predorzální model ošupení, počet šupin v mediánní řadě temena, přechod z laterální oblasti hrudníku na bok, model ošupení ventrálního hrudníku v mediáně, počet řad šupin ventrálního hrudníku, model ošupení břicha, ohnisko šupiny, podložka hřbetní ploutve, pochva hřbetní ploutve, ukončení pochvy hřbetní ploutve, pochva řitní ploutve, ukončení pochvy řitní ploutve).

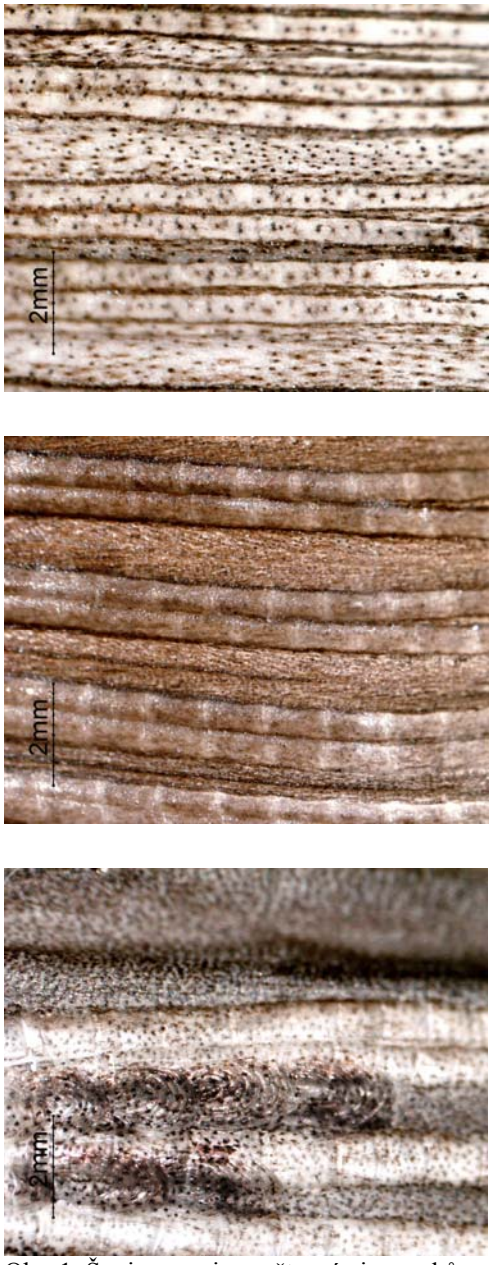
Druhy byly z důvodu srovnatelnosti zvoleny podle Ritschelové, Frynty a Nováka (2003). Jako outgroup byl použit druh *Cichlasoma portalegrense*.

Dále byl konstruován kladogram (obr. č. 4), pro který byli z tribu Heroini vybráni zástupci tří rodů, které podle molekulární evidence tvoří monofyletickou skupinu (Říčan, Novák 2002, 2003).

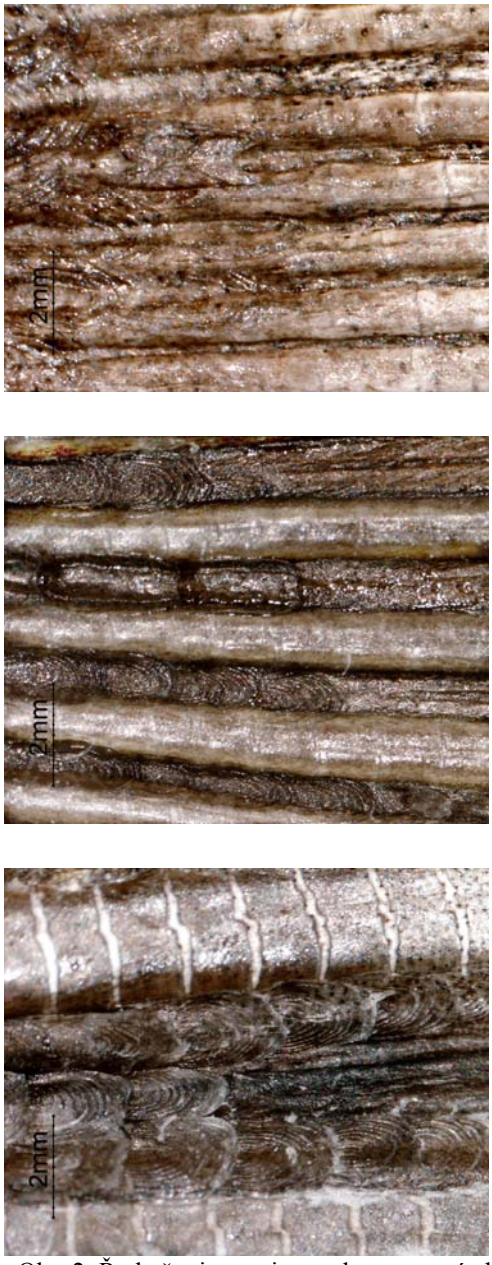
Pro jednotlivé druhy byly použity zkratky uvedené v závorkách: *Amphilophus citrinellus* (CITR), *A. lyonsi* (LYON), *Astatheros alfari* (ALFA), *A. calobrense* (CALO), *Caquetaia kraussi* (KRAU), *´Cichlasoma´ facetum* (FACE), *´C.´ festae* (FEST), *´C.´ octofasciatum* (OCTO), *Cichlasoma portalegrense* (PORT), *´C.´ salvini* (SALV), *´C.´ trimaculatum* (TRIM), *Cryptoheros nigrofasciatus* (NIGR), *Cr. sajica* (SAJI), *Cr. septemfasciatus* (SEPT), *Cr. spilurus* (SPIL), *Herichthys carpintis* (CARP), *Heroina isonycterina* (ISON), *Herotilapia multispinosa* (MULT), *Hypselacara temporale* (TEMP), *Hypsophrys nicaraguensis* (NICA), *Parachromis managuensis* (MANA), *Paratheraps breidohri* (BREI), *Petenia splendida* (SPLE), *Theraps coeruleus* COER), *Thorichthys meeki* (MEEK), *Uaru amphiacanthoides* (AMPH), *Vieja maculicauda* (MACU).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Z celkem 74 lepidologických znaků jich pouze 22 nevykazovalo u žádného z druhů ontogenetickou variabilitu, tedy jejich stavy byly vždy stejné u všech tří jedinců daného druhu. Seznam znaků, které mohou nést fylogenetickou informaci je uveden v oddílu Materiál a metodika. Ukázky toho, jak se stavy dvou vybraných znaků mění v závislosti na individuální velikosti na příkladu *Amphilophus xiloaensis*, obsahují obrázky č. 1 a č. 2.

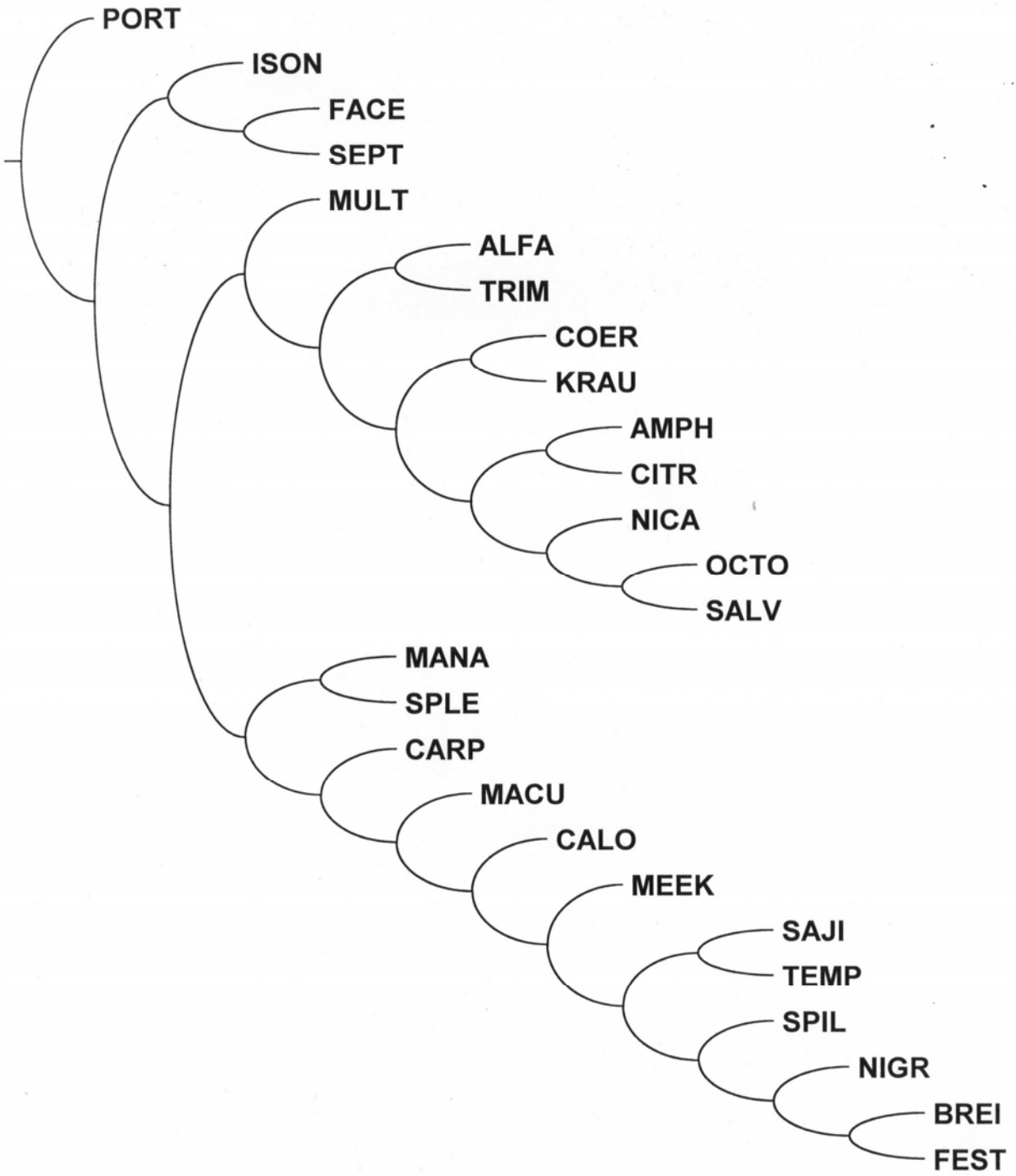


Obr. 1. Šupiny mezi rozvětveními paprsků v ocasní ploutvi u *Amphiophus xiloaensis* o délce těla 48, 112 a 235 mm
(Fig. 1. Scales-arrangement between ray-branching in the caudal fin of Amphilophus xiloaensis 48, 112 and 235 mm TL)



Obr. 2. Řady šupin mezi paprsky v ocasní ploutvi u *Amphilophus xiloaensis* o délce těla 48, 112 a 235 mm
(Fig. 2 Rows of scales between caudal rays of Amphilophus xiloaensis 48, 112 and 235 mm TL)

Kladogram tribu Heroini (25 druhů + outgroup) ukazuje stejně jako kladogram Ritschelové, Frynty a Nováka (2003) dvě hlavní vývojové větve tribu Heroini (obr č. 3). Horní větev neobsahuje na rozdíl od zmíněné práce tři druhy (SAJI, FEST, SPIL), dolní pak druhů sedm (SEPT, CITRI, COER, ALFA, TRIM, FACE, MULT). Ani předložený kladogram (obr. č. 3), ani kladogram Ritschelové, Frynty a Nováka (l.c.) neposkytují oporu pro srovnání s dosud publikovanými představami (Říčan, Novák 2000, 2002, 2003).

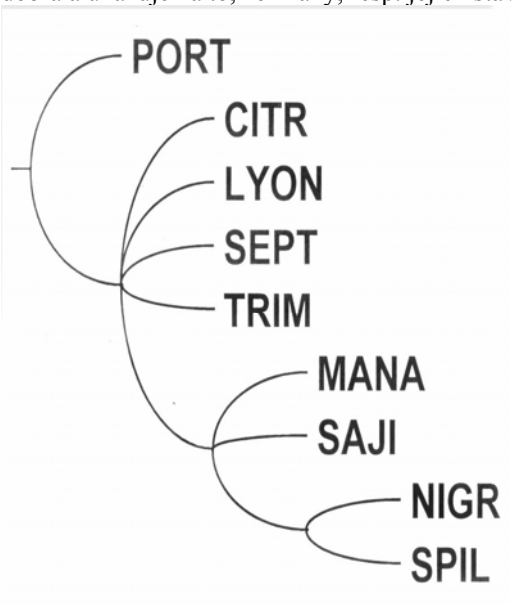


Obr. 3. Kladogram 25 druhů tribu Heroini (outgroup *Cichlasoma portalegrense*) konstruovaný pro 22 lepidologických znaků, jejichž stavy nevykazují závislost na velikosti ryb

(Fig. 3. Tree of 25 species of the tribe Heroini resulted from 22 lepidological characters of specimen length-independent states) (1 tree, length = 106, CI = 30, RI = 55)

Jeden důvod je v tomto případě možné spatřovat v možných reverzích (kongruence ukazuje na to, že znaky vznikaly statisticky třikrát nezávisle), kterými stavy znaků v podmínkách bouřlivě se vyvíjející Neotropické oblasti mohly procházet (Ritschelová, Frynta, Novák l.c.). Druhým důvodem může být diagnostika autapomorfií. Zejména při rozloze Neotropis a stáří tribu (cca 20 mil. let) je pravděpodobné, že téhož stavu znaku mohly dosáhnout skupiny a druhy vyvíjející se izolovaně, avšak v podobných podmínkách.

Obr. č. 4 ukazuje redukovaný strom konstruovaný pro monofyletickou skupinu rodů *Amphilophus, Cryptoheros* a *Parachromis*. Tento strom potvrzuje monofylii rodu *Amphilophus* a parafylii rodu *Cryptoheros*, což je v souladu s posledními publikovanými představami o postavení těchto relativně mladých skupin, na jejichž fylogenezi se podílela významně jezerní speciace (Říčan, Novák 2002, 2003). Kongruence je v tomto případě dobrá a ukazuje na to, že znaky, resp. jejich stavy nevznikaly opakovaně.



Obr. 4. Kladogram 8 druhů tribu Heroini konstruovaný stejně jako obr. č. 3
(Fig 4. Tree of 8 species of the tribe Heroini (the legend is the same as in Fig. 3) (Consensus of 5 trees, length = 45, CI = 60, RI = 55)

ZÁVĚRY

Z výsledků vyplývá, že stavy mnoha lepidologických znaků, používaných k fylogenetickým konstrukcím, podléhají individuální, resp. růstové variabilitě. Lepidologické (skalimetrické) znaky se v tomto ohledu neukazují jako vhodné pro použití u větších skupin značného stáří a areálu rozšíření. Pro skupiny mladší, zejména typu species flock, se jeví jako vhodnější (srv. Kuusipalo 1998, Lippitsch 1997, 1998). U každé studované skupiny je třeba zvlášť vyloučit znaky, které jsou ovlivněny individuální variabilitou a velikostí.

SOUHRN

U tří druhů neotropických cichlid tribu Heroini (*Amphilophus xiloaensis, Paratheraps breidohri, ´Cichlasoma´ salvini*) byla studována ontogenetická variabilita celkem 74 lepidologických (skalimetrických) znaků užívaných pro fylogenetické představy. U každého druhu byly studovány tři exempláře (celkové délky v mm v závorkách): *A.x.* (48, 112, 235), *P.b.* (42, 108, 182), *´C´.s.* (70, 107, 170). Pouze u 22 znaků bylo zjištěno, že jejich stavy se nemění s velikostí. Je diskutováno použití lepidologických znaků k fylogenetickým analýzám.

POUŽITÁ LITERATURA

KUUSIPALO, L., 1998: Scale morphology in malawian cichlids. Journal of Fish Biology, 52: 771-781.

LIPPITSCH, E., 1988: Scale surface morphology in african cichlids (Pisces, Perciformes). Proc. of the Workshop on Biology, Ecology and Conservation of Cichlids, Ann. Mus. Roy. Afr. Centr., Sc. Zool., 257: 105-108.

LIPPITSCH, E.,1990: Scale morphology and squamation patterns in cichlids (Teleostei, Perciformes): A comparative study. Journal of Fish Biology, 37: 265-291.

LIPPITSCH, E., 1991: Comparative investigation on scale characters in cichlids. Proc. of the fifth Europ. Congress Biology of Cichlids, Ann.Mus. Roy. Afr. Centr. Sc. Zool., 262: 97-102.

LIPPITSCH, E., 1992: Squamation and scale character stability in cichlids, exained in Sarotherodon galilaeus (Linnaeus, 1758) (Perciformes, Cichlidae). Journal of Fish Biology, 41: 355-362.

LIPPITSCH, E., 1993: A phyletic study on lacustrine haplochromine fishes (Perciformes, Cichlidae) of East Africa, based on scale and squamation characters. J. Fish Biol., 42: 903-946.

LIPPITSCH, E., 1995: Scale and squamation character polarity and phyletic assessment in the family Cichlidae. Journal of Fish Biology, 47: 91-106.

LIPPITSCH, E., 1997: Phylogenetic investigation on the haplochromine Cichlidae of Lake Kivu (East Africa), based on lepidological characters. Journal of Fish Biology, 51: 284-299.

LIPPITSCH, E., 1998: Phylogenetic study of cichlid fishes in Lake Tanganyika: a lepidological approach. Journal of Fish Biology, 53: 752-766.
RITSCHELOVÁ, D., 2003: Skalimetrické a eko-etologické znaky u tribu Heroini (Pisces, Perciformes). Pokus o fylogenetickou interpretaci. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta UK, Praha.
RITSCHELOVÁ, D., FRYNTA, D., NOVÁK, J., 2003: Scalimetric interpretations in the phylogeny of the tribe Heroini. The 6th Czech Confetenfe of Ichthyology, UK a ČZU, Prague: 87-92.
ŘÍČAN, O., NOVÁK, J., 2000: Středoamerické cichlidy a jejich fylogeneze. In Sborník referátů ze IV. České ichtyologické konference (J. Mikešová, Ed.), Jihočeská universita, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodnany: 62-65.
ŘÍČAN, O., NOVÁK, J., 2002: Kančíci. Akvárium terárium, 45, 8: 18-21, 9: 22-25.
ŘÍČAN, O., NOVÁK, J., 2003: Kančíci. Akvárium terárium, 46, 5: 24-27.

Adresa autorů
Milan Muška, BSc., Prof. RNDr. ***Jan Zrzavý***, CSc., RNDr***. Jindřich Novák***, Department of Zoology, Biological Faculty, University of South Bohemia, Branišovská 31, CZ-370 05 České Budějovice, Czech Republic, e-mail: muskamilan@seznam.cz, zrzavy@bf.jcu.cz, at.jindra@volny.cz

PŘEDPOKLADY PRO ÚSPĚŠNÝ ODCHOV RANÝCH STÁDIÍ KAPRA V KONTROLOVANÝCH PODMÍNKÁCH

Presumption for successful culture of early stages carp under controlled condition

JIRÁSEK J., MAREŠ J., KOPP R.

Abstract

Essential presumption for successful rearing of early stages of carp under controlled condition at recirculation system for a period 12 days from onset of exogenous feeding have been presented in this paper. The created culture system secures maintenance of required hydrochemical parameters, so that production results are due to quality of the applied diets. Pre-starter diet was formulated and tested under various feeding strategies at this condition. Required physical characteristics of diet were obtained from their freeze drying. The main criterion observed in this study was fish survival ratio. The obtained results were compared with application of dry decapsulated cysts of artemia. Nauplius stages of Artemia salina were used as live feed. Exclusive application of prestarter feed in phase D0- D12 resulted in 63 -75% survival ratios and decapsulated cyst of artemia in 82- 96% survival. The highest survival rate (94- 97%) was obtained under co-feeding strategy during the phase D0- D6 with consecutive shift to dry diet or de-capsulated cysts.

ÚVOD

Aktuální problém komerční akvakultury spočívá ve zvyšování chovatelské a ekonomické prosperity produkce ryb. Při odchovu plůdku kapra v rybnících se jedná především o snížení ztrát a zvýšení kvality plůdku. Hlavní příčiny způsobující vysokou mortalitu plůdku po vysazení do rybníků eliminuje odchov raných stadií ryb v kontrolovaných podmínkách prostředí a výživy. Vyřešení technologie odchovu larev do začátku juvenilního stadia v kontrolovaných podmínkách při náhradě živé potravy suchou dietou představuje pro rybářský výzkum nejaktuálnější a pro praxi nejpotřebnější úkol. Klíčovým problémem je přitom vyřešení vývoje vhodné larvální diety, která by umožnila přežití larev do věku 10 až 12 dní na úrovni 80% (KOUŘIL et al. 1980), resp.vyšší než 50 % (SZLAMIŃSKA 1988).

Cíl výzkumného záměru, který byl řešen v rámci grantového projektu jsme s ohledem na možnost praktické aplikace výsledků diferencovali na:

1. Počáteční odchov larev v kontrolovaných podmínkách při uspokojivém přežití do stadia vyšší odolnosti k rybničním podmínkám.
2. Odchov larev do stadia rychleného plůdku v kontrolovaných podmínkách na bázi komerčních startérových krmiv.

Obě varianty počátečního odchovu v líhni sledují podstatné snížení ztrát po vysazení do rybníků. Prodloužený odchov a vysazování rychleného plůdku umožňuje současně i získání významného růstového efektu. Za předpokladu získání potomstva časně provedeným umělým výtěrem lze výhledově uvedené produkční a ekonomické přínosy při odchovu plůdku podstatně zvýšit.

Předpoklady úspěšného odchovu raných stadií kapra

Pro úspěšný odchov raných stadií kapra a teplomilných cyprinidů v kontrolovaných podmínkách je nezbytné vytvořit komplexní systém, který bude zahrnovat:

1. Odchovné zařízení zajišťující vhodné životní podmínky pro raná stadia ryb
2. Opatření k udržení požadovaných parametrů kvality vody v odchovných nádržích.
3. Technologický postup při odchovu raných stadií kapra.
4. Vývoj a ověření receptury a přípravy larvální diety
5. Stanovení vhodné strategie krmení

Vhodnost technologie odchovu raných stadií bude nezbytné ověřit stanovením životaschopnosti a růstu plůdku v rybničních podmínkách.

Technické řešení odchovného objektu

Pro zajištění konstantních hydrochemických parametrů v požadované kvalitě pro odchov raných stádií je možné použití průtočných odchovných systémů napojených na úpravu vody nebo systémů recirkulačních vybavených kapacitně dostačujícím filtračním zařízením, úpravou vody a zařízením desinfekčním. S ohledem na omezené zdroje vody pro odchovný systém považujeme za vhodnější použití recirkulačního zařízení s možnou výměnou části vody. Obecný přehled o recirkulačních systémech publikoval např. STUPKA (2003), široký rozsah informací o technickém řešení chovných objektů poskytuje LAWSON (1995)

Základem odchovného systému jsou jednotlivé nádrže různého typu, tvaru a materiálu. Pro počáteční odchov ryb jsou hlavními požadavky nízká hladina vody, její spolehlivá výměna v celém profilu a jednoduchá údržba spojená s čištěním nádrží (tvar a povrch). Samozřejmostí je zajištění odpadu, spolehlivý přítok a dobrá kontrola. Pro počáteční odchov raných stádií různých druhů ryb se nám osvědčily „odkulovací žlaby“, které splňují veškeré požadavky a lze je jednoduše rozdělit na menší oddělení nebo do nich vložit menší nádrže. S ohledem na možné využití kvalitních plastů lze v současnosti vyrobit jakýkoli tvar i rozměr. Rozvody vody v systému jsou napájeny spolehlivým čerpadlem umístěným v sekci na úpravu vody. Čerpadlo žene vodu přes

desinfekční zařízení do rozvodných žlabů. K desinfekci je optimální použít UV lampu s odpovídajícím výkonem a trvanlivostí. Rozvodné žlaby používáme otevřené s možnou aerací vody. Vlastní přítok do nádrží je řešen samospádem regulovatelným přítokem, v našem případě plastovými hadičkami s jednoduchými tlačkami. Odtok vody z odchovných nádrží je řešen nálevkami opatřenými monofilem s odpovídající velikosti otvorů. Tvar nálevky zajišťuje dostatečnou plochu pro odtok vody. Při použití speciálních vložek členící odkulovací žlaby na tři sekce (produkce K_r), je odpad řešen nerezovým sítem tvořícím třetinu dna a čelní stěny. Voda z nádrží odtéká na mechanický (filtrační pěna PPI) a ponořený biologický filtr (silonové špony) umístěný pod odchovnými nádržemi (žlab typu Ewos). Na jeho konci je umístěno čerpadlo oddělené od filtračních náplní molitanovou deskou. Oběh vody tak zajišťuje pouze jedno čerpadlo. Temperace vody je prováděna na odpadu z odchovných žlabů a před čerpadlem. V případě potřeby je možno umístit topná tělesa i do otevřených rozvodných žlabů. K temperaci je nezbytně nutné použít topítka se spolehlivým termostatem, z bezpečnostních důvodů je vhodnější použít více topítek s nižším výkonem s umístěním spíše na odpadu z nádrží. K aeraci doporučujeme použít spolehlivý membránový kompresor s dostatečným výkonem a nízkým příkonem (použití náhradního zdroje) nebo aplikaci kyslíku. Vzduch musí být přiveden do biofiltrů, rozvodných žlabů i odchovných nádrží. Optimální je zajistit v přitékající vodě minimálně 100% nasycení vody kyslíkem. Nedostatek kyslíku v přitékající vodě nelze nahradit zvýšeným průtokem Schéma používaného recirkulačního zařízení (obr. 1) je obdobné zařízení KUJAWA et al. (2000). Při sestavení systému je zohledněna jednoduchost a spolehlivost jednotlivých prvků.

Fyzikálně-chemická charakteristika vody experimentálního zařízení pro chov ryb

K dosažení maximální produkce ryb v experimentálních recirkulačních systémech je nutné udržet nejdůležitější parametry vody (teplota, pH, obsah rozpuštěného kyslíku, $N\text{-}NH_4^+$ a $N\text{-}NO_2^-$) v rozsahu, kdy nedochází k negativnímu vlivu na rybí organizmus. Lze konstatovat, že udržení těchto základních hodnot v rozmezí optimálním pro raná stadia ryb v experimentálních zařízeních s vysokou hustotou obsádky a s relativně malým množstvím vody, je problematické.

Teplotu vody lze poměrně snadno udržet v požadovaných hodnotách pomocí různých typů topení s termostatem. Kolísání teploty se pohybuje v rozsahu ± 1,5 °C od požadované hodnoty.

Pro udržení pH v rozsahu optimálních hodnot (pro kapra 6,5-8,5) jsou nutná opatření ke snižování nebo zvyšování reakce vody. V recirkulačním zařízení ústavu rybářství v Brně je používána upravená vodovodní voda, jejíž pufrační kapacita je nízká. Reakce této vody při intenzivním vzduchování velmi rychle dosáhne hodnot 8,7-8,8, což vzhledem k možnému toxickému působení amoniaku není žádoucí. Těchto poměrně vysokých hodnot pH je dosahováno především v experimentech s ranými vývojovými stadii ryb, kdy je jejich fyziologický vliv na pH vody nepatrný.

Reakce vody pak musí být upravována nejčastěji aplikací plynného oxidu uhličitého přímo do vody. Velmi jednoduchý je systém využívající produkci CO_2 mikroorganizmy při zkvašování cukrů, kdy vyprodukovaný oxid uhličitý dostáváme do vody pomocí běžných vzduchovacích kamenů. Námi používaný způsob (40g kvasnic + 300g cukru + 0,5 l vody) udržuje hodnoty pH pod 8,2.

V pozdější fázi odchovu nastává opačný problém, kdy zvyšující se hmotnost obsádky způsobuje svou metabolickou činností výrazný pokles pH k hodnotám pod 6. K zabránění poklesu pH musí být voda upravována, nejčastěji přídavkem roztoku mletého vápence.

Obsah rozpuštěného kyslíku je do vody doplňován membránovými dmychadly. Tato zařízení dostačují na udržení požadované hodnoty kyslíku (nad 60% nasycení), pouze při vysokých obsádkách ryb může po nakrmení nastat krátkodobý pokles pod tuto hranici. Proto je v tuto dobu vhodné zvýšit přísun kyslíku nejlépe sycením vody kyslíkem z tlakových nádob.

Intenzita přísunu fermentovaných iontů ($N\text{-}NH_4^+$) do systému je závislá především na množství a složení použitého krmiva. Při použití diet bohatých na dusíkaté látky se může při vyšších hodnotách teploty vody a pH uvolňovat toxický, volný amoniak, jehož obsah nemá překročit hodnotu 0,03 $mg.l^{-1}$ $N\text{-}NH_3$ (Baruš et al. 1995). K zamezení vysokých hodnot amoniaku je nutné pravidelně odstraňovat zbytky krmiv a exkrementy ryb ze systému a udržovat příznivou hodnotu pH. Základním předpokladem eliminace amoniaku v recirkulačním systému je fungující biologický filtr.

V recirkulačních systémech se setkáváme i s problémem nárůstu hodnot dusitanového dusíku ($N\text{-}NO_2^-$) a to i přesto, že nasycení vody kyslíkem je vysoké. Tyto případy jsou časté v počátcích experimentů, kdy na biologickém filtru není ještě vytvořeno společenstvo nitrifikačních baktérií, které jsou schopné vysoké hodnoty dusitanů oxidovat na dusičnany. Jediným řešením je pak výměna části vody v systému.

Tab. 1: Fyzikálně-chemické parametry vody při odchovu raných stadií kapra obecného v experimentálním zařízení.

Parametr	min.	max.
Teplota vody (°C)	23,8	25,0
O_2 (%)	50,2	111,0
PH	7,00	8,06
$N\text{-}NH_4^+$ ($mg.l^{-1}$)	0,00	0,30
$N\text{-}NO_2^-$ ($mg.l^{-1}$)	0,000	0,860$^+$

$^+$jejich toxicita je ovlivněna obsahem volných chloridů

Technologický postup při odchovu

1. Původ ryb. Základem úspěšného odchovu raných stádií je jednotný původ ryb, pokud možno přesně geneticky definovaný získaný od kvalitně připravených generačních ryb. Kondiční stav generačních ryb ovlivňuje množství zásobních látek ve žloutkovém váčku a dobu jeho resorpce. Pro úspěšný začátek exogenní výživy larev je důležitý „carry-over effect“, tj. vliv úrovně výživy generačních ryb na množství živin uložených v jikrách (Van Limborgh, 1979). Pro experimentální účely je vhodné použít plůdek z párového výtěru.
2. Hustota obsádky (početnost). Pro počáteční odchov raných vývojových stádií je nezbytně nutná hustota obsádky na úrovni desítek kusů na litr vody. Doporučený počet ryb v prvním týdnu odchovu je 50-100 $ks.l^{-1}$. Tato hustota umožňuje zajistit dostatečnou koncentraci potravních částic a zlepšit příjem potravy. V dalším období dochází k naředění obsádky, její hustota je limitována kvalitou vody v systému.
3. Zdravotní stav ryb. Pro zajištění dobrého zdravotního stavu raných stádií je optimální provádět umělý výtěr a inkubaci jiker v recirkulačním systému s desinfekcí vody, příp. v průtočném systému napojeném na podzemní zdroje nebo vodovodní řad. V průběhu odchovu je nezbytná kontinuální kontrola ryb-jejich chování etc., pro včasnou diagnostiku výskytu onemocnění. Podmínkou udržení dobrého zdravotního stavu je kvalita chovného prostředí.
4. Výměna vody v nádržích. Přítok vody do nádrží, resp. výměna vody ovlivňuje jednak kvalitu prostředí (dotace kyslíku a odplavení zbytků potravy, výkalů a metabolitů) a mírný průtok působí stimulativně na příjem potravy. Pro zabránění vyplavování potravních částic je v průběhu krmení (po dobu 20-30 minut) zastaven přítok do nádrží. Průtok vody nesmí způsobovat nadměrnou ztrátu energie pro udržení polohy.
5. Čištění systému. Čistění odchovných nádrží je prováděno na počátku odchovu zpravidla jednou denně před posledním večerním krmením, v dalším období pak dle potřeby 1-2x denně. Celý systém pak zpravidla jednou týdně. K čištění jsou použity vhodné molitanové stěrky a horký roztok kuchyňské soli. Pro desinfekci systému před začátkem odchovu je používáno Savo.
6. Světelný režim.Pro zajištění dostatečného příjmu potravy je světelná část dne prodlužována umělým osvětlením a světelný režim je nastaven na 16h světla a 8h bez osvětlení (zajištění časovým spínačem).

Použité diety

Klíčovým problémem širšího použití odchovu raných stadií kapra v kontrolovaných podmínkách je absence vhodné larvální diety. Potíže provázející její vývoj souvisejí především s biologickými a nutričními zvláštnostmi raných stadií (JIRÁSEK a MAREŠ, 2001 a,b), které vyžadují diety odlišných nutričních a fyzikálních vlastností, než ryby juvenilní. Tím lze vysvětlit neúspěchy při použití startérových krmiv určených pro raná stadia karnivorních ryb. Proto jsme při vývoji receptury larvální diety věnovali zvláštní pozornost kvalitativnímu a kvantitativnímu zastoupení nutričních složek, které jsou pro raná stadia kapra esenciální. Specifické nutriční požadavky larev souvisejí s nižší digestivní schopností využívat vysokomolekulární struktury proteinu (rybí moučka) nebo omezenou schopností biosyntézy (fosfolipidy, vitamín C).

Požadavek dostupnosti lehce stravitelného proteinu souvisí s vysokou intenzitou růstu, což vyžaduje stálý přísun esenciálních aminokyselin. Potřebu nízkomolekulárních proteinů (peptidů) jsme zajistili zařazením SCP kvasnic a hydrolyzátů kvalitních proteinových zdrojů, které jsme inkorporovali do směsi v určitém poměru k nativnímu proteinu (CAHU et al. 1998).

Esenciální potřebu fosfolipidů, které jsou nenahraditelnou strukturální složkou buněčných membrán (GEURDEN et al., 1995) jsme zajistili přídavkem lecitinu nebo fosfatidylcholinu do diety. Na rozdíl od juvenilních ryb vyžadují raná stadia kapra vyšší obsah vitamínu C v dietě (GOUILLOU-COUSTANS et al., 1998), protože jeho nedostatek se může projevit malformacemi skeletu (DABROWSKI et al., 1988), obsah vitamínu C v premixu jsme proto zvýšili na 1500 $mg.kg^{-1}$. Zařazením potřebných nutričních ingredientů jsme získali semisyntetickou prestartérovou dietu, kterou jsme podávali larvám během prvních 12 dní odchovu samostatně nebo formou „co-feeding“. Příznivé výsledky při rozkrmování larev jsme získali i při použití suchých dekapsulovaných cyst artemií, což potvrdilo výsledky dosažené VANHAECKE et al. (1990), JÄHNICHEN a KOHLMANN (1999).

Strategie krmení

Testace larválních diet prováděná po dobu 10 dnů neposkytuje objektivní údaje o nutriční hodnotě aplikovaných diet. Úhyn a malformace zapříčiněné její nízkou úrovní se projevují až po 12 dnech odchovu (Dabrowski 1982). To je jeden z důvodů metodického stanovení délky počátečního odchovu raných stádií v délce 21 dne, rozdělený na etapy D0-D12 a D12-D21

Při současné kvalitě larválních diet pro kapra jsme zvolili strategii sledující redukci doby závislosti a množství aplikované živé potravy. Získaná úroveň přežití larev (63-82%) svědčí o možnosti úplné náhrady živé potravy prestartérem nebo dekapsulovanými cystami artémií (dosažená úroveň přežití kolem 95%). Nejvyšší úroveň přežití (94-97%) jsme získali při počátečním rozkrmení (D0-D6) larev způsobem „co-feeding“ a následným převodem na suchou dietu. Při rozkrmení uvedenou metodou jsme použili jako zdroj živé potravy nupliová stádia artémií.

Specifickým požadavkem vztahujícím se k technice krmení raných stádií kapra je použití vyšší frekvence a intenzity krmení a doby dostupnosti potravy v průběhu dne. Technika krmení (intenzita a frekvence) byla stanovena podle použitého krmiva a způsobu aplikace krmné dávky. Pro počátek odchovu byla zvolena

krmná dávka na úrovni 250 % hmotnosti obsádky při použití živé potravy, u suchých krmiv pak 35 %. Po celou dobu dochovu byl dodržován hmotnostní poměr mezi živou potravou a suchou směsí v poměru 6:1. Frekvence krmení je stanovena u suchých směsí na dvouhodinové intervaly, u živé potravy na interval 3h. Při počátečním rozkrmování larev první dva týdny jsme přihlédli i ke zjištěním, která uvádějí Kouřil et al. (1981), Dabrowski (1984) a Szlamińska (1987).

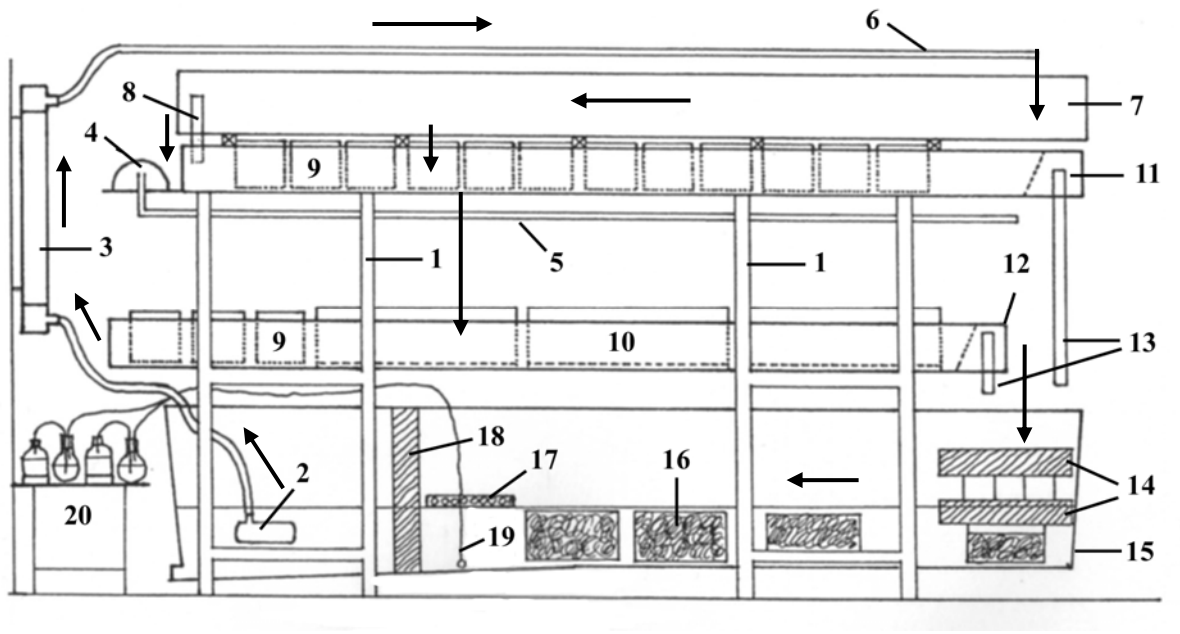
SOUHRN

V příspěvku jsou uvedeny předpoklady nezbytné pro úspěšný odchov raných stádií kapra v kontrolovaných podmínkách recirkulačního systému v průběhu prvních 12 dnů od začátku exogenní výživy. Vytvořený systém zajišťuje udržení požadovaných hydrochemických parametrů a produkční výsledek závisí na kvalitě aplikované diety. Pro tyto podmínky byla sestavena prestartérová dieta a otestována při různé strategii krmení. Požadované fyzikální vlastnosti diety byly získány její lyofilizací. Hlavním sledovaným kritériem bylo dosažené přežití ryb. Získané výsledky jsou porovnány s aplikací suchých dekapsulovaných cyst Artémií. Jako živá potrava byla použita naupliová stádia Artemia salina. Při výhradní aplikaci prestartéru ve fázi D0-D12 činilo přežití 63-75%, při aplikaci cyst pak 82-96 %. Nejvyšší přežití (94-97 %) bylo dosaženo při strategii „co-feeding“ použité ve fázi D0-D6 s následným přechodem na suchou směs nebo dekapsulované cysty.

Poděkování

Předložená práce byla řešena v rámci projektu NAZV QD 0211“Inovace norem potřeby živin pro hospodářská zvířata a ryby“.

Obr. 1: Schéma použitého recirkulačního systému



1 nosná konstrukce systému, **2** čerpadlo, **3** UV lampa, **4** vzduchovací turbína, **5** hlavní rozvod vzduchu, **6** přívod čisté vody, **7** horní rozvodný žlab, **8** přepad vody z horního rozvodného žlabu do dolního rozvodného žlabu (ten je v zákrytu mezi dvojicí horních odkulovacích žlabů), **9** akvária, **10** vložka, **11** horní žlab, **12** dolní žlab, **13** odtok vody ze žlabů, **14** molitanový filtr, **15** zásobní nádrž (EWOS), **16** biologická filtrační jednotka, **17** polystyrén, **18** molitanová přepážka, **19** sycení vody CO_2, **20** fermentační kolona (Regenda 2004)

Literatura

BRYANT, P.L., MATTY, A.J.,1980. Optimalisation of artemia feeding rate for carp larvae (*Cyprinus carpio*). Aquaculture, 21: 203-212

CAHU,C., ZAMBONINO INFANTE, J., ESCAFFRE, A.M., BERGOT, P.,KAUSHIK, S., 1988. Preliminary results on sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae rearing with compound diet from first feeding. Comparision with carp (*Cyprinus carpio*) larvae. Aquaculture, 169,1998: 1-7.

DABROWSKI, K.,1984: The feeding of fish larvae: present „state of the art“ and perspectives. Reprod. Nutr. Dévelop., 24/6: 807-833.

DABROWSKI, K.,HINTENLEITNER, S., STUEMBAUER, C., EL-FIEY, N., WIESER, W., 1988. Do carp larvae require vitamin C? Aquaculture, 72: 295-306

GEURDEN, I., RADÜNZ , NELO, J. BERGOT, P., 1995: Essentiality of dietary phospholipids for carp (*Cyprinus carpio*) larvae. Aquaculture, 131: 303-314.
GOUILLON, COUSTANS, M.F., BERGOT, P., KAUSHIK, S.J.,1998: Dietary ascorbic acid needs of common carp (Cyprinus carpio) larvae. Aquaculture, 161: 453-461.
JÄHNICHEN, H., KOHLMANNN, K., 1999: Decapsulated Artemia cysts-a good alternative to live zooplankton. Fish Farmer, 22, 3: 30-31.
JIRÁSEK, J., MAREŠ, J., 2001a: Výživa a krmení raných vývojových stadií kaprovitých ryb. I. Biologické a fyziologické aspekty výživy larválních stadií. Bulletin VÚRH Vodňany, 37, 1: 23-38.
JIRÁSEK, J., MAREŠ, J., 2001b: Výživa a krmení raných vývojových stadií kaprovitých ryb. II. Nutriční aspekty startérových diet a krmení larev. Bulletin VÚRH Vodňany, 37, 2: 60-74.
KOUŘIL, J., HAMÁČKOVÁ, J., MATĚNA, J., 1980: Pokusný odchov raných stadií plůdku kaprovitých ryb v průtočných nádržích s oteplenou vodou. Bulletin VÚRH Vodňany, 2: 8-27.
KOUŘIL, J., MATĚNA, J., SKÁCELOVÁ, O., PŘIKRYL, I., 1981: Pokusný odkrm raných stadií kapra zooplanktonem a krmivem Ewos C10. Bulletin VÚRH Vodňany, 2: 15-35.
KUJAWA, R., MAMCARZ, A., KUCHARCZYK, D., SKRZYPCZAK, A., 2000. An experimental unit for rearing of larval freswater fish. Folia Univ.Agric.Stetin, 205 Piscaria (26): 103-108
LAWSON, T.B., 1995. Fundamentals of Aquacultural Engineering. Chapman & Hall, 355 s.
LIMBORGH VAN, C.L., 1978. Industrial production of ready to use feed for mass rearing of fish larvae. In: World Symp.Finfish Nutr. And Fishfeed Technol. Hamburg, Berlin, vol.2: 3-11
SZLAMIŇSKA, M., 1987: Intestive evacuation rate in cyprinid larvae fed on two kinds of dry feeds at 24°C. Acta Ichthyologica et Piscatoria, XVII, 1: 35-41.
SZLAMIŃSKA, M., 1988. Przeglad wynikow bada˘´n nad podchowem ryb karpiowatych w warunkach sztucznych. Rocz. Nauk. Roln., ser. H, 101, 4: 85-109
STUPKA, Z., 2003. Obecný přehled o recirkulačních systémech pro intenzivní chov ryb. Bulletin VÚRH Vodňany, ½: 109-118
REGENDA, J., 2004: Odchov rychleného plůdku kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.) v kontrolovaných podmínkách. Doktorská disertační práce, MZLU v Brně
VANHAECKE, P., DE VRIEZE,LL., TACKAERT, W., SORGELOOS, P.,1990: The use of decapsulated cysts of the frive shrimp Artemia as direct food for carp *Cyprinus carpio* larvae. J. World Aquacult. Soc. 21: 257-262.

Adresa autorů
Prof.Ing.***Jiří Jirásek***, DrSc. Dr.Ing.***Jan Mareš***, Ing.***Radovan Kopp***, Ph.D.
Ústav rybářství a hydrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno
mares@mendelu.cz, kopp@mendelu.cz

ODCHOV JUVENILNÍ PARMY OBECNÉ (*BARBUS BARBUS* L.) PŘI POUŽITÍ RŮZNÝCH STARTÉROVÝCH KRMIV

The rearing of fry of common barbel (Barbus barbus L.) by using various starter feeding

POLICAR T., KOZÁK P., HAMÁČKOVÁ J., LEPIČOVÁ A., LEPIČ P., STANNY A.

Abstract:

The feeding experiment was performed with the fry of common barbel (Barbus barbus L.) during the first 21 days from the beginning of exogenous nutrition. Four diets were used: SAK 55 fodder - for aquarium species of fish, Cyprico Crumble Excellent fodder by Coopens company - for cyprinids, Asta Polish fodder - for reofilic species of fish, and combination of artemia (7 days) and Asta fodder (14 days). Individual weight, total length, specific weight growth rate (SWGR) and condition of the fry (condition coefficient according to Fulton - FWC) were observed during the experiment. The results were compared statistically using the method of one-way analysis of variance (ANOVA α = 0,05; Microsoft Excel XP).

The highest growth was achieved with larvae fed combination of artemia and Asta fodder and with larvae fed Asta fodder (152.6 and 134.8 mg). The SWGR data were from 5.90 to 21.10 %.d^{-1}. The Asta fodder achieved the highest data of SWGR (11.3-14.8 %.d^{-1}) of all fodders used in all periods. The highest survival rate was achieved by larvae fed Asta fodder and combination of artemia and Asta fodder at the end of the experiment (73.6 or 73.0 %). The survival rate was not favourable in the other two groups of larvae at the end of the experiment (22 or 35.1 %). The Fulton´s coefficient (FWC) stated to be (1.3 - 1,05) in all groups of larvae at the end of the experiment. The highest FWC was achieved by the larvae fed the fodder of Coopens company.

ÚVOD:

Parma obecná (*Barbus barbus* L.) je typickým zástupcem ichtyofauny středních úseků tekoucích vod. Tento rybí druh je významným a oblíbeným objektem zájmu sportovního rybolovu. Trend úlovků parmy obecné v rybářských revírech ČR vykazuje v posledních 50-ti letech klesající tendenci (Baruš, Oliva et al.,1995).

Pro zastavení úbytku parmy obecné ve volných vodách ČR je důležité, promyšleně se věnovat jejímu umělému chovu. Nejvážnějším problémem jejího umělého chovu je zajistit dostatečné množství pohlavně zralých ryb, které by bylo možné využít k řízené reprodukci (Krupka, 1987). Zajištění dostatečného množství pohlavně zralých ryb řeší Philippart a kol. (1989), který popisuje umělý odchov matečných ryb od larválního stádia v kontrolovaných podmínkách. Umělý odchov raných věkových kategorií a vysazování dostatečně velkého násadového materiálu parmy obecné na vhodné lokality, může vést k zastavení úbytku tohoto druhu v tekoucích vodách střední Evropy (Philippart,1982).

Cílem práce bylo stanovit a statisticky porovnat hodnoty růst, přežití a vyživenost larev parmy obecné odchovávané 21 dní od začátku exogenní výživy v kontrolovaných podmínkách při použití čtyř různých diet.

MATERIÁL A METODIKA:

Byl proveden 21 denní počáteční odchov larev parmy obecné v kontrolovaných podmínkách při použití 4 různých krmiv. Použité larvy parmy obecné pocházely z poloumělého výtěru 6-ti jikernaček a 13-ti mlíčáků, který probíhal v líhni MO ČRS Žleby. Generační ryby byly k výtěru odloveny na trdlišti řeky Doubravy (Středočeský kraj) v nočním období pomocí světla. Po 15 dnech od výtěru (282 denních stupňů) vykulené a rozplavané larvy parmy obecné strávily žloutkový váček. V tomto období byly larvy nasazeny do experimentu.

Experiment probíhal v akvarijní místnosti experimentálního rybochovného zařízení VÚRH JU Vodňany. Odchovávané larvy parmy obecné byly první období testu (7 dní) odchovávané ve dvoulitrových průtočných akváriích (skutečný využitý objem vody 2 litry) a v následných dvou obdobích testu (14 dní) v patnáctilitrových akváriích (skutečný využitý objem vody 10 litrů). Průtok vody v akváriích byl v 1. období 0,2 l.min^{-1} a v následujících dvou období 0,35 l.min^{-1}. Všechna akvária byla při provedeném testu napojena na recirkulační systém dané akvarijní místnosti s kapacitou vody 1,8 m^3. Voda do systému byla doplňována o výpar vody. Dvakrát denně byla při odchovu larev měřena teplota vody a obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě (t vody = 24,5 ± 1,2°C; O_2= 85,7 ± 8,7 %). Jedenkrát týdně (vždy na začátku daného období odchovu) byla sledována chemická kvalita vody (pH, -NH_3, -NO_2^- a -NO_3^-). Parametry kvality vody v průběhu pokusu odpovídaly doporučeným hodnotám pro odchov raných stádií ryb.

Na začátku testu byly vytvořeny čtyři skupiny odchovávaných larev, kdy každá skupina larev odpovídala jinému druhu krmení a měla vždy 3 paralelní opakování. Celkem byly larvy odchovávané v 13 akváriích (4 skupiny larev 3krát opakované + 1 hladová kontrola). V hladové kontrole nebyly nasazené larvy vůbec krmeny. Do každého akvária bylo na začátku experimentu nasazeno 500 ks larev přecházející na exogenní výživu. Počáteční hustota larev byla v prvním období odchovu 250 ks.l^{-1}. V dalších dvou obdobích odchovu se hustota odchovávaných larev pohybovala 24,3 - 45,6 ks.l^{-1}.Pro krmení jednotlivých skupin odchovávaných larev byly využity 3 startérové krmné směsi (nutriční složení viz tab.1). Čtvrtá skupina larev byla krmena prvních 7. dní odchovu živými artemiemi (*Artemia salina*). Po prvním období odchovu byla tato skupina převedena na výživu startérem, který vykazoval mezi prvními třemi skupinami larev v prvním období odchovu nejvyšší růst a přežití (startér Asta). Velikost denních krmných dávek pro jednotlivá období a jednotlivé skupiny larev jsou

uvedeny v tab. č. 2. Larvy parem byly denně čtyřikrát krmeny ve čtyřhodinových intervalech (krmení v 7;11;15;19 hodin).

Tab. č.1: Složení jednotlivých použitých startérových krmných směsí:

Krmivo	bílkoviny (%)	tuk (%)	sacharidy (%)	popeloviny (%)	strav. energie (MJ/kg)
1. SAK 55 - krmivo určené pro akvarijní ryby	48	9	20	9,5	15,5
2. Coopens - Cyprico Crumble Excellent	45,5	10,0	17,5	8,0	16,3
3. Asta - polské krmivo určené pro reofilní ryby	50,5	9,1	-	9,8	-
4. kombinace – Artemie (7 dní) + Asta (14 dní)	61,0 / 50,5	4,4 / 9,1	23 / -	4,4 / 9,8	-

Tab. č.2: Velikost denních krmných dávek (v % z celkové biomasy dané skupiny larev):

Období / krmivo	SAK 55	Coopens	Asta	Artemie + Asta
I. období (26.5.- 1.6.)	30* - 40°	30 - 30	30 - 30	64^{A}* - 74^{A}°
II. období (2.6.- 8.6.)	25 - 50	25 - 37,5	25 - 20	25 – 15
III. období (9.6.-15.6.)	20 - 40	20 - 15	20 - 10	20 – 12

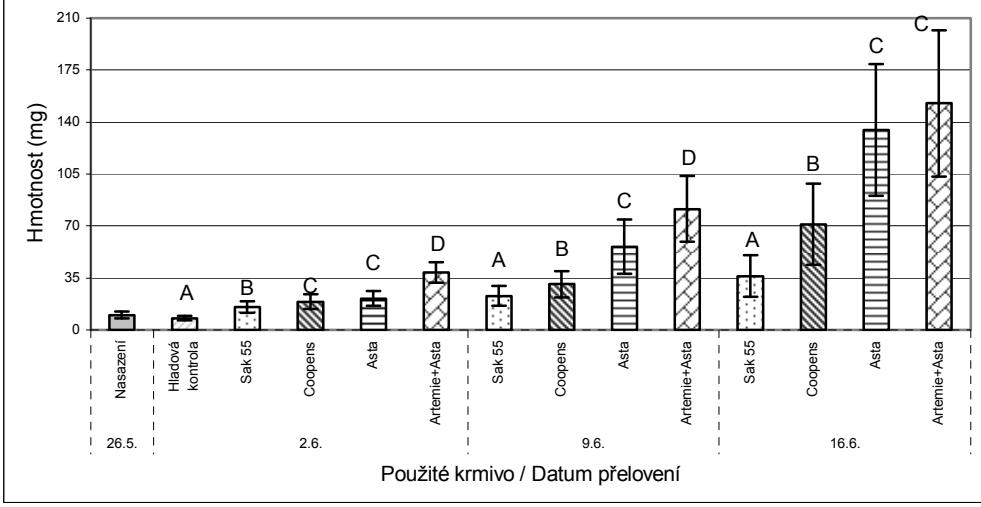
* - denní krmná dávka na začátku daného období
° - denní krmná dávka na konci daného období
^{A} - denní krmná dávka tvořená Artemiemi

Na začátku a na konci každého období odchovu byl (u reprezentativního vzorku 33ks larev z každé skupiny) měřením a vážením sledován délkohmotnostní růst larev. Larvy určené k biometrickému stanovení byly vždy usmrceny 4 % roztokem formaldehydu. Usmrcené larvy byly ihned změřeny a zváženy. Díky zjištěné délce a hmotnosti larev byl vypočítán koeficient vyživenosti podle Fultona (FWC). U každé skupiny larev byla vždy na konci daného období sledována míra přežití odchovávaných larev. Růst, vyživenost a přežití larev byly mezi jednotlivými skupinami larev statisticky porovnány jednofaktorovou analýzou (ANOVA α = 0,05; Microsoft Excel XP).

VÝSLEDKY:

Larvy krmené startéry dosáhly na konci experimentu hmotnosti těla 36,3 – 134,8 mg. U larev, kde byla využita kombinace (artemie + Asta) byla na konci experimentu dosažena hmotnost těla 152,6 mg. Krmivo SAK 55 vykazovalo v růstu larev statisticky nejnižší hodnoty ve všech obdobích odchovu. Larvy, krmené krmivem od firmy Coopens dosáhly statisticky průkazně druhých nejnižších hodnot růstu. Nejvyšší dosažený růst byl zaznamenán u kombinace (artemie + Asta) ve všech obdobích odchovu. Růst této skupiny larev byl statisticky průkazně vyšší od růstu larev krmených startérem Asta jen v prvních dvou obdobích. Ve třetím období nebyl statistický rozdíl v růstu larev těchto skupiny zaznamenán (obr.1). Nulové přežití u hladové kontroly larev bylo zjištěno 18. den experimentu.

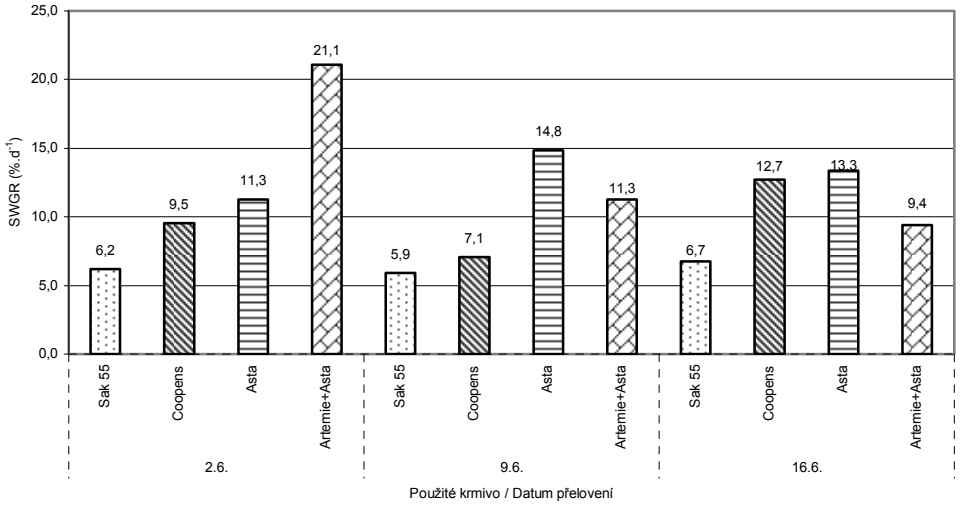
Obr.1: Hmotnostní růst larev parmy obecné při 21 denním počátečním odchovu v akváriích při použití čtyř různých krmiv.



Larvy krmené v prvním období artemií dosáhly nejvyšší hodnoty SWGR (21,1 %.d^{-1}). Tato skupina larev v následujících obdobích po přechodu na krmivo Asta vykázala nižší hodnoty SWGR (11,3 resp. 9,4 7 %.d^{-1}) (obr.2).

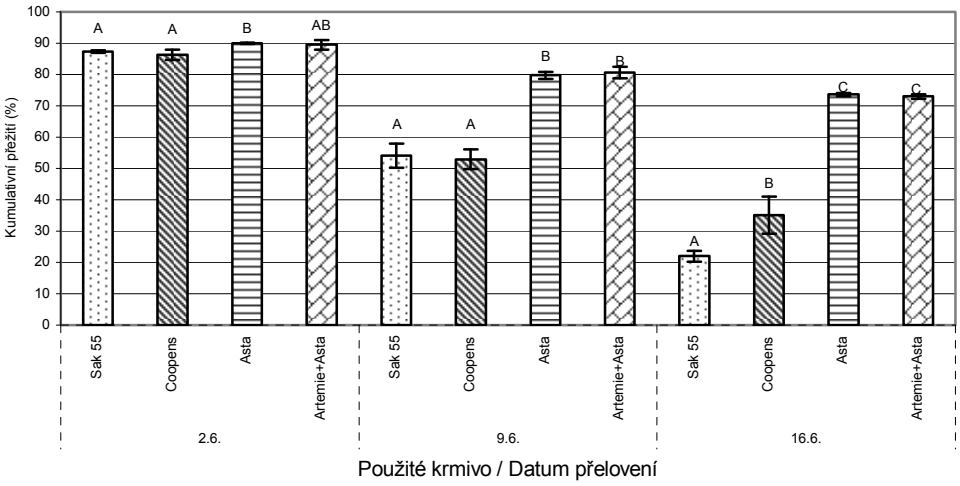
Nejnižší hodnoty SWGR byly v průběhu celého odchovu zaznamenané u krmiva SAK 55. U krmiva firmy Coopens se SWGR v průběhu odchovu pohybovala od 7,1 do 12,7 %.d^{-1}. Dieta Asta z použitých startérů dosáhla ve všech období odchovu nejvyšších hodnot SWGR (11,3-14,8 %.d^{-1}).

Obr.2: Specifická rychlost růstu larev parmy obecné při počátečním 21 denním odchovu v akváriích při použití čtyř různých krmiv.

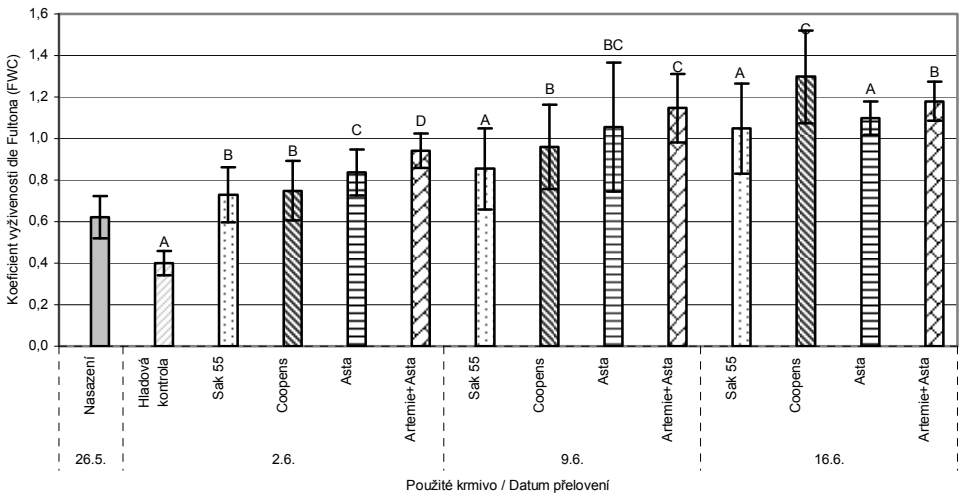


Skupiny larev odchovávané startérem Asta a kombinací (artemie + Asta) dosáhly na konci experimentu statisticky průkazně vyšších hodnot v přežití (73,6 resp. 73,0 %) než další dva startéry. Larvy krmené krmivem od firmy Coopens dosáhly na konci experimentu statisticky průkazně vyššího přežití než larvy krmené krmivem SAK 55 (obr.3). Dosažené kumulativní přežití obou těchto skupin larev bylo velmi nízká (35,1 resp. 22 %).

Obr.3: Míra přežití larev parmy obecné při 21 denním počátečním odchovu v akváriích při použití čtyř různých krmiv.



Obr.4: Kondice odchovávaných larev parmy obecné dle Fultonova koeficientu při 21 denním počátečním odchovu v akváriích při použití čtyř různých krmiv.



Statisticky průkazně nejvyšších hodnot vyživenosti dosáhly na konci experimentu larvy odchovávané krmivem firmy Coopens (1,30 ± 0,22). Druhých nejvyšších hodnot vyživenosti na konci experimentu dosáhla skupina larev odchovávaných kombinací (artemie + Asta) (1,18 ± 0,09). Nejnižších hodnot vyživenosti dosáhly skupiny larev odchovávaných startéry Asta (1,10 ± 0,08) a SAK 55 (1,05 ± 0,22) (obr. 4).

DISKUSE A ZÁVĚR:

Dosažený hmotnostní růst larev parmy obecné (36,3-152,6 mg) na konci 21 denním odchovu je shodný s výsledky prezentovanými Fialou a Spurným (2001), kteří dosáhli na konci 25 denního odchovu larev parmy obecné hodnot růstu od 54,2 do 144,5 mg.

Skupina larev krmených kombinací (artemie + Asta) dosáhla ve 14 dnech odchovu vyšších hodnot růstu (81,4 mg) než larvy v 15 dnech odchovu prezentované Labatzkim a Fuhrmannem (1992) (66,3 mg) a Fialou a Spurným (2001) (58,9 mg), kteří využívali ke krmení larev zooplankton respektive čistou kulturu artémií. Naopak námi zjištěná dosažená hmotnost těchto larev ve 14 dnech odchovu je nižší než dosažené hodnoty růstu larev v 15 dnech odchovu prezentované Wolnickim a Górnym (1995) (95 mg), kteří používali ke krmení čistou kulturu artémií.

Hodnoty SWGR dosažené na konci 21 denního odchovu (6,7 – 13,3 %.d^{-1}) jsou vyšší než hodnoty SWGR dosažené Fialou a Spurným (2001) (5,98 – 10,22 %.d^{-1}) 25. den odchovu.

Dosažená míra přežití larev v 21 dnech odchovu (22 – 73,6 %) je nižší než je přežití prezentované Fialou a Spurným (2001) (99,7-73,8 %). Skupina larev krmených krmivem SAK 55 ve 21 dnech odchovu dosáhla velmi nízké hodnoty přežití (22%). Ani krmivo firmy Coopens z hlediska míry přežití nedosáhlo uspokojivých výsledků (35,1 %). Obě tyto skupiny larev se vyznačovaly výrazně nižším přežitím, než které prezentují Fiala a Spurný (2001) a Wolnicki a Górny (1995). Přežití larev krmené dietou Asta (73,6 %) je srovnatelné s výsledky prezentovanými Wolnickim a Górnym (1995), kteří využívali k odchovu larev parmy obecné suchou směs Aller a dosáhli 73 % přežívajících larev.

V provedeném experimentu bylo dosaženo v 21. dnu odchovu vyšších hodnot vyživenosti odchovávaných larev podle Fultona (1,05 – 1,30), než které prezentuje Fiala a Spurný (2001) ve 25. dnu odchovu (0,85 – 1,02).

SOUHRN:

Byl proveden krmný experiment v prvních 21 dnech exogenní výživy larev parmy obecné (*Barbus barbus* L.). Při experimentu byly využity čtyř krmiva: krmivo SAK 55 – určené pro akvarijní ryby, krmivo Cyprico Crumble Excellent od firmy Coopens – určené pro kaprovité ryby, polské krmivo Asta určené pro reofilní ryby a kombinace artémií (7dní) a krmiva Asta (14 dní). Při experimentu byla sledována individuální hmotnost (g), celková délka těla (mm), specifická rychlost hmotnostního růstu (SWGR) a vyživenost odchovávaných larev dle Fultona (FWC). Zjištěné výsledky u jednotlivých skupin larev byly statisticky porovnány jednofaktorovou analýzou (ANOVA α = 0,05; Microsoft Excel XP).

Nejvyšších hodnot růstu na konci 21 denního experimentu bylo dosaženo u skupin larev krmených kombinací (artemie + Asta) a u larev krmených startérem Asta (152,6 a 134,8 mg). Hodnoty SWGR se u jednotlivých diet v průběhu 21 denního odchovu pohybovaly od 5,90 do 21,10 %.d^{-1}. Dieta Asta z použitých startérů dosahovala ve všech období odchovu nejvyšších hodnot SWGR (11,3-14,8 %.d^{-1}). Nejvyšší přežití na

konci experimentu bylo zaznamenané u skupin larev krmených krmivem Asta a kombinací (artemie + Asta) (73,6 resp. 73,0 %). Přežití larev u dalších dvou krmiv na konci testu nebylo uspokojivé (22 resp. 35,1 %). Na konci experimentu byl u všech skupin larev zjištěn Fultonův koeficient 1,3 -1,05, kdy nejvyšší hodnoty byly zaznamenané u krmiva od firmy Coopens.

Poděkování:

Tato práce byla provedena za finanční podpory MZe grantu NAZV QF3028 a výzkumného záměru MSM 126100001.

POUŽITÁ LITERATURA:

Baruš V., Oliva, O. (eds.), 1995: Mihulovci - *Petromyzontes* a Ryby *Osteichthyes* (2). 1. vyd. Praha: nakl. Academia: 698 s.

Fiala J., Spurný P., 2001: Intensive rearing of the common barbel (*Barbus barbus* L.) larvae using dry starter feeds and natural diet under controlled conditions. Czech J. Anim. Sci., 46,7: 320 -326

Krupka I., 1987: Umělý výtěr a odchov plůdku parmy. Edice metodik, VÚRH Vodňany, č. 23: 13 s.

Labatzki, P., Fuhrmann, B., 1992. Satzfischaufzucht der Fluβbarbe (*Barbus barbus* L.). *Fortschr. Fisch.wiss*., 10: 69 - 73.

Philippart J.C., 1982: Mise au point de l´alevinage contrôlé du barbeau *Barbus barbus* (L.) en Belgique. Perspectives pour le rempoissinnement des rivières. *Cah. Ethol. Appl*., 2 (2): 173 - 202.

Phillippart J.C., Mélard, Ch., Poncin, P., 1989: Intensive culture of the common barbel, *Barbus barbus* (L.) for restocking. *Aquaculture – a biotechnology in progress*. De Pauw, N., Jaspers, E., Ackefors, H, Wilkins, N. (Eds.). Breden: E.A.S., 483 - 491.

Wolnicki J., Górny W., 1995: Survival and growth of larval and juvenile barbel (*Barbus barbus* L.) reared under controlled conditions (Abs.). *Aquaculture*, 129 : 258 - 259.

Adresa autorů:

Ing. ***Tomáš Policar***, Ing. ***Pavel Kozák***, Ph.D., Ing. ***Jitka Hamáčková***, Ing. ***Andrea Lepičová***, Ing. ***Pavel Lepič***, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, policar@vurh.jcu.cz.

Mgr inż ***Leon Andrej Stanny***, Polish Academy Of Sciences, Institute of Ichthyobiology and Aquaculture Golysz, 43-520 Chybie, asta@box43.gnet.pl.

PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY RŮSTU, KONVERZE KRMIVA, SPOTŘEBY KYSLÍKU A EXKRECE AMONIAKU U SIVENA AMERICKÉHO (*SALVELINUS FONTINALIS*) PŘI NÍZKÝCH TEPLOTÁCH

Preliminary results on growth rate, feed conversion ratio, oxygen conmsumption and amonia excretion in brook trout (Salvelinus fontinalis) at low temperatures

STUPKA Z., BOLHA P., KOUŘIL J., HAMÁČKOVÁ J., LEPIČ P., VALENTOVÁ O.

Abstract

In the feeding experiment performed in flow-through 700-L tanks at 0.6 – 3.2°C and lasting for 105 days divided into five three-week partial periods, six groups of market-size brook trout (average individual weight 100 - 190 g) were fed pelleted feed amounting to 0.14 – 0.48 %.d^{-1} of current biomass. Commercial feed Biomar Ecolife 19 (48 % protein and 25 % total fat, 3 mm size) was supplied in three daily partial doses (at 7 a.m., 11 a.m. and 14 p.m.). Specific growth rate (SGR; y) at the average temperature 0.9°C rose up in the range of 0.05 – 0.25 %.d^{-1} with increasing daily feed rate (SFR; x) of 0.15 – 0.36 %.d^{-1}. At the average temperature 3.0°C, the SGR rose up from 0.22 – 0.43 %.d^{-1} in dependence upon rising SFR in the range of 0.18 – 0.41 %.d^{-1}. At the temperature 3.0°C, y = 0.2579 Ln(x) + 0.6653 (R^2 = 0.8244) and at the temperature 0.9°C, the relationship is characterised as y = 0.2324 Ln(x) + 0.4876 (R^2 = 0.3979). At the average temperature 0.9°C and SFR range mentioned above, the value of feed conversion ratio (FCR) slightly rose up, ranging between 1.2 – 1.5. At the average temperature 3.0°C and SFR range mentioned above, the value of FCR rose up slightly, ranging between 0.8 – 0.9. Very close relationships between mean daily oxygen consumption per unit of fish biomass and SFR were found in different water temperatures ranging between 1.0 – 3.2°C. At the lowest temperature 1.0°C and the lowest SFR 0.15 %.d^{-1}, the O_2 consumption amounted to 16 mg.kg^{-1}.h^{-1} but on the contrary, at the highest monitored temperature 3.2°C and the highest SFR 0.47 %.d^{-1}, the O_2 consumption amounted to 60 mg.kg^{-1}.h^{-1}. At the temperature 1.0°C, the close relationship was found between O_2 (y) consumption and the SFR (x) y = 49.506x + 9.0158 (R^2 = 0.8674), being y = 36.055x + 43.363 (R^2 = 0.9114) at the highest temperature 3.2°C. At the average temperature 3.1°C, the close relationship was found between the average daily ammonia production mg.kg^{-1}.h^{-1} (y) and the SFR (x), characterised as y = 17.795x – 0.8171 (R^2 = 0.97).

ÚVOD

Produkce tržního sivena amerického v ČR dosahuje 100 – 200 tun ročně a podílí se na celkové produkci tržních lososovitých ryb v rozpětí přibližně 1/4 – 1/3 (Materiály Rybářského sdružení ČR). Siven se vyznačuje příjmem potravy a přírůstkem hmotnosti i při teplotách blízkých bodu mrazu. Při jeho odchovu jsou běžně používána peletovaná krmiva a chovatelské postupy jako u pstruha duhového.

Optimalizace výživy a krmení ryb, zejména při jejich intenzivním chovu, zcela zásadně ovlivňuje ekonomiku chovu a technologické požadavky související se zabezpečením chovu. Výše denní krmné dávky (FCR – feed conversion ratio), druh a velikosti pelet krmiva významně ovlivňují specifickou rychlost růstu (SGR – specific growth ratio) (Halver 1989, Hossain et al. 2000; Talbot a Hole, 1994). Tato problematika je u lososovitých druhů ryb předmětem řady studií (Speece 1973; Talbot 2002; Einen a kol. 1995; Kolman a kol. 1986). Podobně je tomu i u dalších intenzivně chovaných druhů, jako jsou sumečci rodu *Clarias* (Degani 1989; Hogendoorn 1980; Hogendoorn a kol. 1983; Fagbenro 1992; Filipiak a kol. 1993a, b; Henken 1986; van Weerd 1995) a candát (Zakęś 1999; Zakęś a Karpiński 1999). Úroveň a dynamika metabolismu ryb jsou ovlivněny celou řadou faktorů, včetně fotoperiody (Britz a Pienaar 1992). Závislost úrovně exkrece amoniaku a spotřeby kyslíku na výživě a podmínkách prostředí byla studována u lososovitých druhů ryb (Rychly 1980; Rychly a Marina 1977; Ming 1985), sumečka afrického (Buttle a kol. 1995), tilapie (Brunty a kol. 1997) a jeseterů (Thomas a Piedrahita 1998; Szcepkowski 2000). Zjištěné hodnoty a závislosti mají význam při formulování požadavků na zajištění dostatečného průtoku vody, resp. její oxigenace, při hodnocení vlivu intenzivního chovu ryb na eutrofizaci vodního prostředí u průtočných systémů (Talbot a Hole 1994) a pro formulování požadavků na kapacitu biologických filtrů v případě chovu ryb v recirkulačních systémech (Kolman a kol. 1986; Pruszyński a Adamek 1995).

Cílem našeho pokusu bylo přispět k optimalizaci dávek krmiva a zpřesnění závislosti specifické rychlosti růstu a koeficientů konverze na výši denních krmných dávek při nízkých teplotách vody, včetně vyhodnocení spotřeby kyslíku a exkrece amoniaku v závislosti na výši denních krmných dávek a teplotě vody u sivena amerického. Předložené předběžné výsledky jsou součástí obsáhlejší studie, jež je realizována v rámci širšího teplotního rozpětí.

METODIKA A MATERIÁL

Do výsledků je zahrnuto sledování odkrmu tržního sivena amerického v šesti průtočných laminátových nádržích v délce 105 dnů. Odchov by rozdělen na pět dílčích období, každé v délce 21 dnů. Na začátku pokusu a vždy na konci každého třítýdenního období byly ryby přeloveny, spočítány a zváženy. V den nasazení, resp. přelovení nebyly ryby krmeny. Při přelovení byl současně odebrán vzorek 10 jedinců na další stanovení. Laminátové nádrže o užitném objemu 700 l byly umístěny v hale a napájeny vodou o přirozené teplotě. Sedimentační rybník byl napájen říční vodou. Z něho odebíraná voda byla mechanicky filtrována pomocí bubnového rotačního filtru. Přítok vody byl zaveden pod hladinu nádrží tak, aby v nich zabezpečoval krouživý pohyb. Tím se minimalizovalo další provzdušňování vody. Rychlost výměny vody v nádržích byla přibližně 0,5 – 1 krát za hodinu.

Pokusné ryby ve věku 1 rok pocházející ze pstruží farmy Annín podniku Klatovské rybářství a.s. byly několik měsíců před zahájením pokusu odchovávány ve VÚRH JU Vodňany. Průměrná počáteční individuální hmotnost ryb v jednotlivých nádržích činila 100 – 110 g, v průběhu odchovu se zvýšila na 130 - 190 g.

Ke krmení bylo po dobu adaptace i celého pokusu použito krmivo Ecolife 19 pro lososovité ryby od firmy Biomar, s.r.o. velikosti granulí 3 mm. Složení použitého krmiva, deklarované výrobcem uvádí tab. 1.

Tab. 1. Složení, obsah energie a stravitelnost použitého krmiva Ecolife 19 (deklarované výrobcem).

Parametr	Jednotka	Množství	Stravitelnost
Hrubý protein	%	48,0	0,94
Hrubý tuk	%	25,0	0,92
Uhlovodany (NFE)	%	11,0	0,88
Vláknina	%	0,5	
Popel	%	8,0	
Fosfor celkem (P)	%	0,9	
Fosfor dostupný (P)	%	0,7	
Methionin + Cystein	%	1,7	
Hrubá energie	MJ	22,9	0,92
Využitelná energie	MJ	18,7	
Měď (Cu)	$mg.kg^{-1}$	3	
Vitamín A	$IU.kg^{-1}$	6000	
Vitamín E	$mg.kg^{-1}$	250	

Použité relativní denní krmné dávky byly odvozeny od doporučovaných denních dávek uvedeného krmiva pro pstruha odpovídající hmotnostní kategorie a teploty vody (Katalog krmiv, Biomar Česká republika). Denní dávky krmiva se každodenně zvyšovaly na základě vypočteného předpokládaného přírůstku (změny hmotnosti ryb v jednotlivých nádržích) při zohlednění aktuální teploty. Vlastní krmení probíhalo ručně ve třech dílčích denních dávkách. V průběhu odchovu byl dodržován světelný režim 12 h osvětlení/12 h tma. Teplota vody a obsah rozpuštěného kyslíku v přítoku a na odtocích z jednotlivých odchovných nádrží byly měřeny třikrát denně oximetrem WTW 3301.

Pro potřeby stanovení spotřeby kyslíku a produkce amoniaku byla prováděna měření a odběry vzorků vody vždy v průběhu 24 hodin každý dvacátý den odchovu (tj. poslední den dílčího období, po němž následovalo přelovení obsádky). Měření obsahu kyslíku na přítoku probíhalo v retenční nádrži z níž pomocí potrubí jsou napájeny jednotlivé odchovné nádrže. Průměrné teploty vody v jednotlivých dnech, kdy probíhala měření spotřeby kyslíku a exkrece amoniaku, činily 1,0; 0,7; 1,2; 3,1 a 2,7°C. Aktuální hmotnosti obsádek v jednotlivých nádržích (na základě vážení obsádky následující den po ukončení každého třítýdenního dílčího odchovného období) se pohybovaly mezi 20,80 do 23,96 kg, což odpovídá relativní hmotnosti biomasy v nádrži v rozpětí 3,5 – 4,0 %. Přepočtené skutečné relativní denní krmné dávky (SFR) v těchto dnech se pohybovaly v rozpětí 0,15 – 0,46 $\%.d^{-1}$.

Hodnoty dalších základních parametrů přítokové vody jsou uvedeny v tab. 2. Vzorky pro stanovení amoniaku byly odebírány ve tříhodinových intervalech (v 07, 10, 13, 16, 19, 22, 01, 04 a 07 h). Stanovení obsahu amoniaku bylo prováděno spektrofotometricky s použitím Nesslerova činidla v centrální analytické laboratoři ústavu. Ve stejných intervalech byly odebírány dílčí vzorky pro slévaný vzorek vody pro stanovení NO_2-N, NO_3-N, P celk., PO_4-P, $ChSK_{Mn}$. Vzorky přítokové vody byly odebírány v retenční nádrži. Vzorky odtokové vody byly odebírány z výtokového potrubí jednotlivých odchovných nádrží. Během odběrů vzorků vody zároveň probíhalo měření obsahu kyslíku, pH a teplot. Průtok byl měřen u jednotlivých nádrží vždy třikrát v průběhu celodenního sledování spotřeby kyslíku a exkrece amoniaku poslední (dvacátý) den každé dílčí odchovné periody.

Tab. 2. Základní parametry přítokové vody

Parametr	Jednotka	Počet měření n	Průměrná hodnota x	Min.	Max.
Obsah rozpuštěného kyslíku (O_2)	$mg.l^{-1}$	45	12,4	10,9	13,7
pH	-	45	7,44	7,29	7,66
Celkový amoniak (NH_3/NH_4-N)	$mg.l^{-1}$	45	0,34	0,01	0,62
Dusičnany (NO_3-N)	$mg.l^{-1}$	4	2,82	2,15	3,92
Dusitany (NO_2-N)	$mg.l^{-1}$	4	0,017	0,008	0,024
Fosforečňany (PO_4-P)	$mg.l^{-1}$	4	0,077	0,051	0,098
Celkový fosfor (P celk.)	$mg.l^{-1}$	4	0,095	0,077	0,124
$ChSK_{Mn}$	$mg.l^{-1}$	4	0,34	0,01	0,62

Spotřeba kyslíku (K_w, $mg.kg^{-1}.h^{-1}$, O_2) a úroveň produkce amoniakálního dusíku (A_w, $mg.kg^{-1}.h^{-1}$, N-NH_3/NH_4) byla vypočítána podle vzorců:

$K_w = 3600\ p\ (K_p - K_o) / M$ $\qquad$ $A_w = 3600\ p\ (A_p - A_o) / M$

jednotlivé symboly znamenají:

K_p … koncentrace rozpuštěného kyslíku (O_2) v přítokové vodě do nádrží ($mg.l^{-1}$);
K_o … koncentrace rozpuštěného kyslíku (O_2) v odtokové vodě do nádrže ($mg.l^{-1}$);
A_p … koncentrace amoniakálního dusíku (NH_3/NH_4-N) v přítokové vodě do nádrží ($mg.l^{-1}$);
A_o … koncentrace amoniakálního dusíku v odtokové vodě (NH_3/NH_4-N)do nádrže ($mg.l^{-1}$);
M … aktuální hmotnost ryb v nádrži (g);
p … průtok vody v nádrži ($l.s^{-1}$).

VÝSLEDKY A DISKUSE

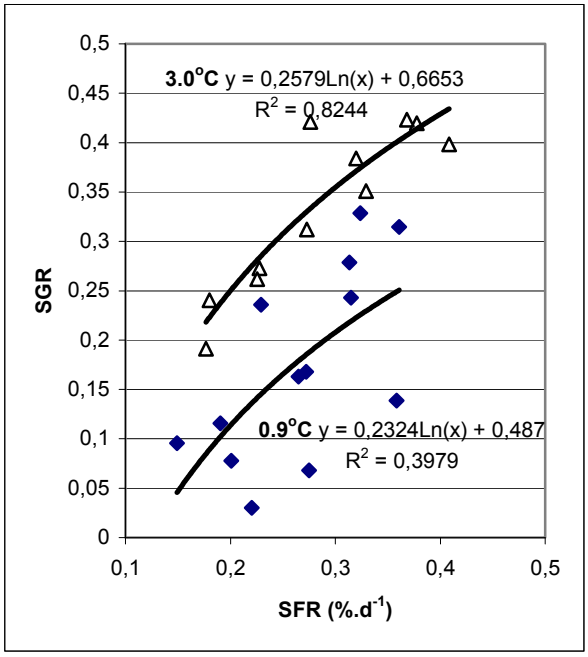
Specifická rychlost růstu (SGR) při průměrné teplotě 0,9°C se zvyšovala v rozpětí 0,05 – 0,25 $\%.d^{-1}$ při vzrůstající denní dávce krmiva (SFR) 0,15 – 0,36 $\%.d^{-1}$ u ryb o průměrné individuální hmotnosti v rozpětí 100 - 145 g (obr. 1). Na uvedeném obrázku jsou vyhodnoceny závislosti SGR na výši SFR při dvou průměrných teplotách: 0,9°C (zkumulovány tři dílčí odchovná období s blízkými průměrnými teplotami 0,6, 1,0 a 1,2°C) a 3,0°C (zkumulovány dvě dílčí odchovná období s blízkými průměrnými teplotami 2,8 a 3,1°C). Při průměrné teplotě 3,0°C SGR stoupala z 0,22 – 0,43 $\%.d^{-1}$ v závislosti na zvyšující se SFR v rozpětí 0,18 – 0,41 $\%.d^{-1}$. Při teplotě 3,0°C $y = 0{,}2579\ Ln(x) + 0{,}6653$ ($R^2 = 0{,}8244$), při teplotě 0,9°C je závislost charakterizována vztahem $y = 0{,}2324\ Ln(x) + 0{,}4876$ ($R^2 = 0{,}3979$).

Závislost výše koeficientu konverze (FCR) na SFR u ryb s průměrnou individuální hmotností v rozpětí 100 - 145 g je dokumentována na obr. 2. Na uvedeném obrázku jsou vyhodnoceny závislosti FCR na SFR při průměrné teplotě 0,9°C (zkumulovány tři dílčí odchovná období s průměrnými teplotami 0,6, 1,0 a 1,2°C) a 3,0°C (zkumulovány dvě dílčí odchovná období s průměrnými teplotami 2,8 a 3,1°C). Při průměrné teplotě 0,9°C a výše uvedeném rozpětí SFR došlo k mírnému vzestupu hodnoty FCR v rozpětí 1,2 –1,5. Při průměrné teplotě 3,0°C a výše uvedeném rozpětí SFR došlo rovněž k mírnému vzestupu hodnoty FCR v rozpětí 0,8 – 0,9. Nebyla zjištěna těsná závislost FCR na SFR.

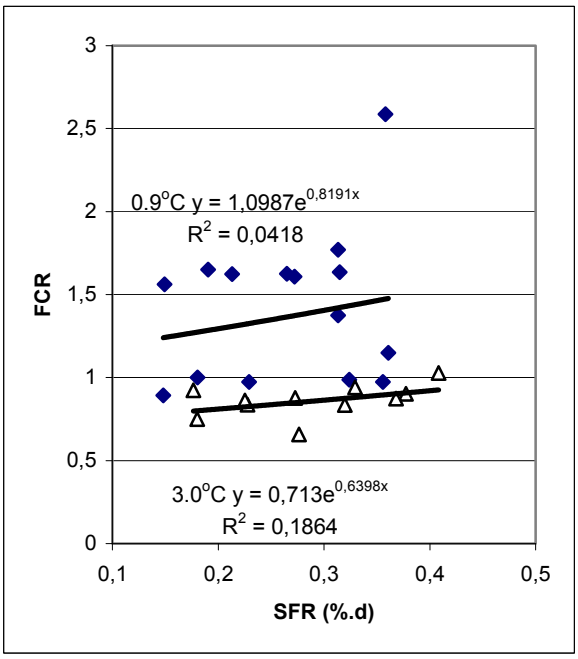
Spotřeba kyslíku obsádkami odchovávaného sivena o průměrné individuální hmotnosti v rozpětí 130 – 170 g v jednotlivých nádržích, dosahovala minimálních hodnot v brzkých ranních hodinách (v 01 a 04 h), naopak maxima v době příjmu krmiva a těsně po něm (mezi 10 až 16 h). Maximální hodnoty dosahovaly přibližně 150 % úrovně minimálních hodnot (obr. 3). Závislost průměrné denní spotřeby kyslíku na jednotku hmotnosti odchovávaných ryb (o průměrné individuální hmotnosti v rozpětí 100 – 190 g) na SFR ($mg.kg^{-1}.h^{-1}$) je znázorněna na obr. 4. Při všech čtyřech různých teplotách vody (1,0; 1,3; 2,8 a 3,2°C) byly zjištěny velmi těsné závislosti. Při teplotě 1,0°C byla zjištěna těsná závislost spotřeby O_2 (y) na SFR (x) $y = 49{,}506x + 9{,}0158$ ($R^2 = 0{,}8674$), při nejvyšší teplotě 3,2°C) $y = 36{,}055x + 43{,}363$ ($R^2 = 0{,}9114$). Při nejnižší teplotě 1,0°C a nejnižší SFR 0,15 $\%.d^{-1}$ činila spotřeba O_2 16 $mg.kg^{-1}.h^{-1}$, naopak při nejvyšší sledované teplotě 3,2°C a nejvyšší SFR 0,47 $\%.d^{-1}$ dosáhla spotřeba O_2 60 $mg.kg^{-1}.h^{-1}$.

Produkce amoniaku (N-NH_3/NH_4; $mg.kg^{-1}.h^{-1}$) u ryb o průměrné kusové hmotnosti v rozpětí 130 - 170 g dosahovala maxima v době mezi 10 – 16 h a naopak minimálních hodnot mezi 22 – 07 h (obr. 5). Maximální hodnoty dosahovaly přibližně 150 % úrovně minimálních hodnot. Jak je patrné z obr. 6, byla u ryb o průměrné kusové hmotnosti v rozpětí 130 - 170 g při průměrné teplotě 3,1°C zjištěna těsná závislost průměrné denní produkce amoniaku v $mg.kg^{-1}.h^{-1}$ (y) na SFR (x), charakterizovaná vztahem $y = 17{,}795x - 0{,}8171$ ($R^2 = 0{,}97$).

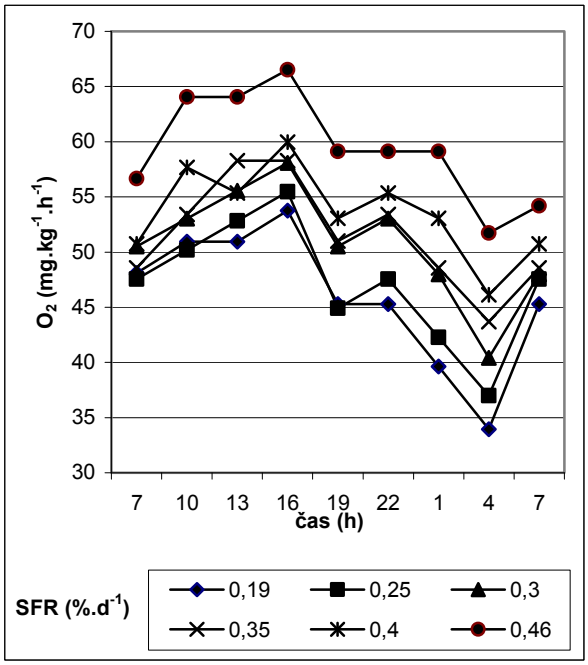
Obr. 1. Závislost SGR na SFR při průměrných teplotách 0,9 a 3,0°C.



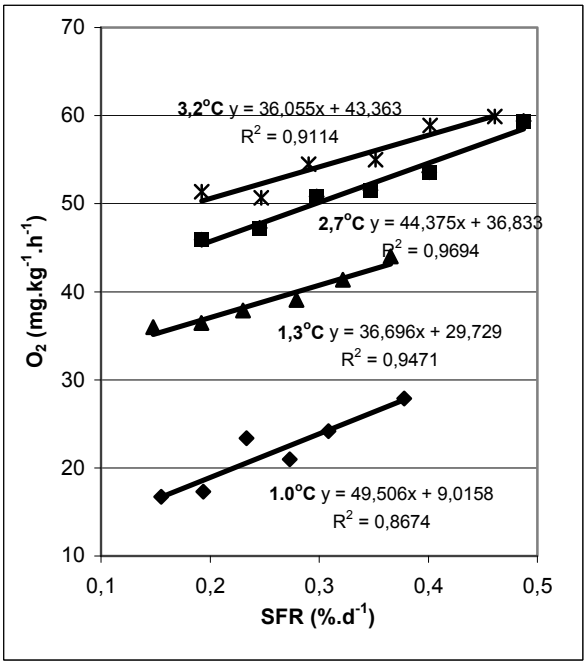
Obr. 2. Závislost FCR na SFR při průměrných teplotách 0,9 a 3,0°C.



Obr. 3. Celodenní průběh spotřeby kyslíku v závislosti na SFR při teplotě 2,7°C.



Obr. 4. Závislost úrovně spotřeby kyslíku na SFR při teplotách 1,0; 1,3; 2,7 a 3,2°C.

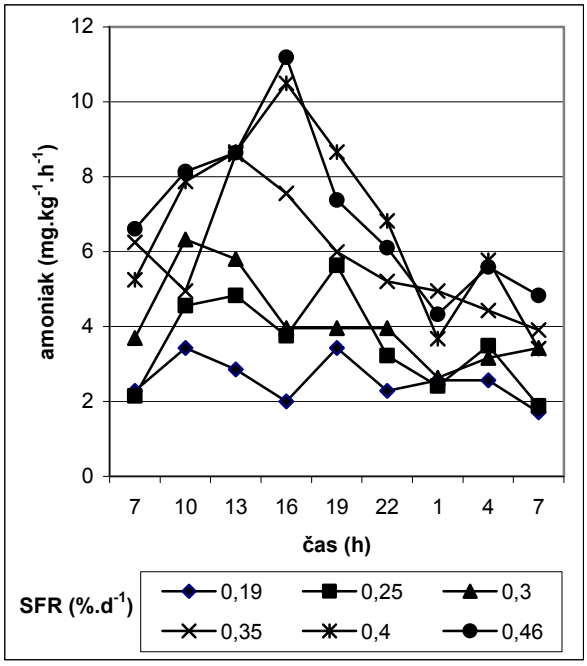


SOUHRN

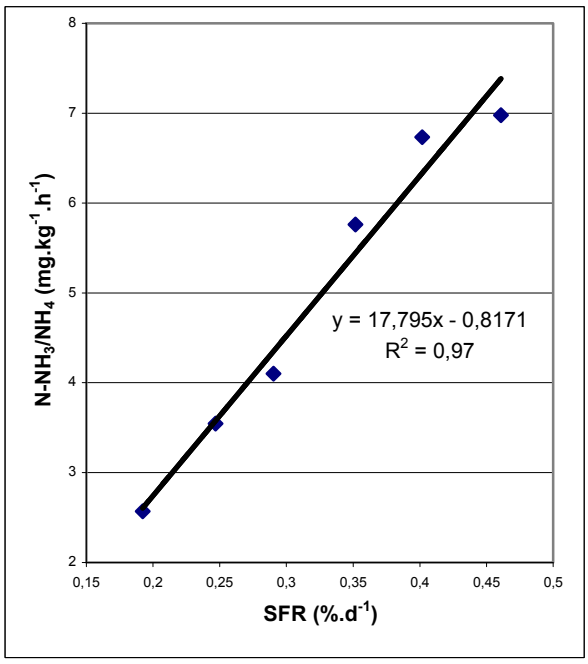
Při krmném pokusu v délce 105 dnů v průběhu pěti třítýdeních dílčích období při průměrných teplotách 0,6 – 3,2°C byly šesti skupinám tržních sivenů (o průměrné individuální hmotnosti 100 – 190 g) v průtočných nádržích o užitném objemu 700 l podávány dávky granulovaného v rozpětí 0,14 – 0,48 %.d^{-1} aktuální hmotnosti biomasy. Krmivo Biomar Ecolife 19 (48 % N-látek a 25 % celkového tuku) o velikosti 3 mm bylo podáváno ve třech denních dílčích dávkách (v 7, 11 a 14 h). Specifická rychlost růstu (SGR; *y*) při průměrné teplotě 0,9°C se zvyšovala v rozpětí 0,05 – 0,25 %.d^{-1} při vzrůstající denní krmné dávce (SFR; *x*) 0,15 – 0,36 %.d^{-1}. Při průměrné teplotě 3,0°C SGR stoupala z 0,22 do 0,43 %.d^{-1} v závislosti na zvyšující se SFR v rozpětí 0,18 – 0,41 %.d^{-1}. Při teplotě 3,0°C $y = 0{,}2579\ \mathrm{Ln}(x) + 0{,}6653$ ($R^2 = 0{,}8244$), při teplotě 0,9°C je závislost charakterizována vztahem $y = 0{,}2324\ \mathrm{Ln}(x) + 0{,}4876$ ($R^2 = 0{,}3979$). Při průměrné teplotě 0,9°C a výše uvedeném rozpětí SFR došlo k mírnému vzestupu hodnoty koeficientu konverze krmiva (FCR) v rozpětí 1,2 –1,5. Při průměrné teplotě 3,0°C a výše uvedeném rozpětí SFR došlo rovněž k mírnému vzestupu hodnoty FCR v rozpětí 0,8 – 0,9. Byly zjištěny velmi těsné závislosti průměrné spotřeby kyslíku na jednotku hmotnosti ryb za den v závislosti na SFR při

různých teplotách vody v rozpětí 1,0 – 3,2°C. Při nejnižší teplotě 1,0°C a nejnižší SFR 0,15 %.d^{-1} činila spotřeba O_2 16 mg.kg^{-1}.h^{-1}, naopak při nejvyšší sledované teplotě 3,2°C a nejvyšší SFR 0,47 %.d^{-1} dosáhla spotřeba O_2 60 mg.kg^{-1}.h^{-1}. Při teplotě 1,0°C byla zjištěna těsná závislost spotřeby O_2 (y) na SFR (x) $y = 49{,}506x + 9{,}0158$ (R^2 = 0,8674), rovněž tak při nejvyšší teplotě 3,2°C $y = 36{,}055x + 43{,}363$ (R^2 = 0,9114). Při průměrné teplotě 3,1°C byla zjištěna těsná závislost průměrné denní produkce amoniaku v mg.kg^{-1}.h^{-1} (y) na SFR (x), charakterizovaná vztahem $y = 17{,}795x - 0{,}8171$ (R^2 = 0,97).

Obr. 5. Celodenní průběh exkrece amoniaku při různých SFR při teplotě 2,7°C.



Obr. 6. Závislost úrovně exkrece amoniaku na SFR při teplotě 3,1°C.



Poděkování

Práce je součástí řešení výzkumného záměru VÚRH JU Vodňany MSM 126100001 Biologické základy sladkovodní akvakultury a výzkumného projektu Intenzive Fish Culture Optimalization (IFiBO) 5.RP EU. Za poskytnutí krmiva autoři děkují firmě Biomar, s.r.o. a za technickou spolupráci při obsluze pokusů Petře Martínkové a dalším spolupracovníkům z oddělení Akvakultury a hydrobiologie VÚRH JU Vodňany.

LITERATURA

Britz P. J., Pienaar A. G. 1992. Laboratory experiments of the effect of light and cover on the behaviour and growth of African catfish, *Clarias gariepinus* (Pisces: Clariidae). J. Zool. 227:43–62.

Brunty, J. L., Bucklin, R. A., Davis, J., Baird, C. D., Nordstedt R. A. 1997. The influence of feed intake on tilapia ammonia production. Aquacult. Eng. 16:161–166.

Buttle, L. G., Uglow, R. F., Cowx, I. G. 1995. Effect of dietary protein on the nitrogen excretion and growth of the African catfish, *Clarias gariepinus*. Aquat. Living Resour. 8:407–414.

Degani, G., Ben-Zvi, Y., Levanon, D. 1989. The effect of different protein levels and temperatures on feed utilization, growth and body composition of *Clarias gariepinus* (Burchell 1822). Aquaculture, 76:293–301.

Einen, O., Holmerfjord, I., Åsgård, T., Talbot, C. 1995. Auditing nutriet discharges from fish farms: theoretical and practical considerations. Aquacult. Res., 26:701-713.

Fagbenro, O. A. 1992. Quantitative dietary requirements of *Clarias isheriensis* (Sydenham 1980) (Clariidae) fingerlings. J. Appl. Ichthyol. 8:164–169.

Filipiak, J., Trzebiatowski, R., Sadowski, J. 1993a. Określenie optimum zapotrzebowania białkowego dla różnej wielkości sumów afrykańskich (*Clarias gariepinus*) chowanych w wodzie pochłodniczej. Zesz. Nauk. AR Szczecin Ryb. Mor. 156:65–75.

Filipiak, J., Trzebiatowski, R., Sadowski, J. 1993b. Optymalny poziom białka ogólnego dla młodocianego suma afrykańskiego (*Clarias gariepinus*) chowanego w wodzie pochłodniczej. Zesz. Nauk. AR Szczecin Ryb. Mor. 156:55–64.

Halver J. E. (Ed.) 1989. Fish nutrition. 2nd edition. Academic Press, New York, 798 s.

Henken, A. M., Kleingeld, D. W., Tijsen, P. A. T. 1985. The effect of feeding level on apparent digestibility of dietary dry matter, crude protein, and gross energy in the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). Aquaculture, 51:1-11.

Henken, A. M., Machiels, M. A. M., Dekker, W., Hogendoorn, H., 1986. The effect of dietary protein and energy content on growth rate and feed utilization of the African catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell 1822). Aquaculture, 58:55–74.

Hogendoorn, H., 1980. Controlled propagation of the African catfish, *Clarias lazera* (C. & V.). III. Feeding and growth of fry. Aquaculture, 21:233–241.

Hogendoorn, H., Jansen, J. A. J., Koops, W.J., Machiels, M.A.M., van Ewijk, P.H., van Hees, J.P. 1983. Growth and production of the African catfish, *Clarias lazera* (C. & V.). II. Effects of body weight, temperature and feeding level in intensive tank culture. Aquaculture, 34:265–285.

Hossain M. A. R., Haylor G. S., Beveridge M. C. M. 2000. The influence of food particle size on gastric emptying and growth rates of fingerling African catfish, *Clarias gariepinus* Burchell, 1822. Aquacult. Nutr., 6:73–76.

Kolman, R. 1986. Badania modelowe przydatniści zamknientego obiegu wody do podchowu wylegu pstraga teczowego (*Salmo gairdneri* Rich.). Rocz. Nauk Roln., Seria H, 102, 1.

Ming F. W., 1985. Ammonia excretion rate as an index for comparing efficiency of dietary protein utilization among rainbow trout (*Salmo gairdneri*) of different strains. Aquaculture, 46:27–35.

Page J. W., Andrews J. W., 1975. Effects of light and photoperiod on growth of normally pigmented and albino channel catfish. Prog. Fish-Cultr. 37:121–122.

Pruszyński T., Adamek J. 1995. Practical results of African catfish (*Clarias gariepinus*, Burchell) fattening and physico-chemical parameters of water in recirculated system in years 1994 – 1995. In: "New fish species in aquaculture" – Conference Reports. Agric. Univ. of Szczecin (Oct. 23-24, 1995), s. 33–38.

Rychly, J., 1980. Nitrogen balance in trout. II. Nitrogen excretion and retention after feeding diets with varying protein and carbohydrate levels. Aquaculture, 20:343–350.

Rychly, J., Marina, B.A. 1977. The ammonia excretion of trout during a 24-hour period. Aquaculture, 11:173–178.

Speece, R. R. 1973. Trout metabolism characteristic and the rational design of nitrification facilites for water reuse in hatcheries. Trans. Am. Fish. Soc. 102(2):323-334.

Szcepkowski, M., Kolman, R., Szcepkowska, B. 2000. Changes in oxygen consumption and amonia output in young siberian sturgeon (*Acipenser baeri* Brandt) Cz.J.Anim.Sci, 45:389-396.

Talbot, C. 2002. Growth and frendly models and thein application in management decision support. Proc. Aquacult. Europe 2002, Trisete (Italy, October 16-19, 2002), Europ. Aquacult. Soc., Spec. Publ. No 32, s. 93-98.

Talbot, C., Hole, R. 1994. Fish diets and the kontrol of eutrophication resulting from aquaculture. J. Appl. Icht., 10:258-270.

Thomas S. L., Piedrahita R. H. 1998. Apparent ammonia-nitrogen production rates of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) in commercial aquaculture systems. Aquacult. Eng. 17:45–55.

Van Weerd J. H. 1995. Nutrition and growth in *Clarias* species – a review. Aquat. Liv. Res. 8:395–401.

Wilson, R. P., Moreau, Y. 1996. Nutrient requirements of catfishes (*Siluroidei*). Aquat. Liv. Res. 9:103–111.

Zakęś, Z. 1999. Konsumpcja tlenu i wydalanie amoniaku przez sandacza, *Stizostedion lucioperca* (L.), podchowywanego w zamkniętym obiegu wody. Arch. Pol. Fish. 7 (supl. 1):5 –55.

Zakęś, Z. a Karpiński A. 1999. Influence of water temperature on oxygen consumption and ammonia excretion of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) reared in a recirculating system. Aquacult. Res. 30:109–144.

Adresy autorů

Ing. ***Zdeněk Stupka***, ***Peter Bolha***, Jihočeská univerzita Zemědělská fakulta, Studentská 13, 370 05 České Budějovice (z.stupka@centrum.cz)

Ing. ***Jan Kouřil***, Ph.D., Ing. ***Jitka Hamáčková***, Ing. ***Pavel Lepič*** a Ing. ***Olga Valentová***, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany (kouril@vurh.jcu.cz)

ODCHOV TILAPIE NILSKÉ (*OREOCHROMIS NILOTICUS*) V SYSTÉMU S MANUÁLNÍ A AUTOMATIZOVANOU OBSLUHOU

Rearing of nile tilapia (Oreochromis niloticus) in system with manual and automated operation

LEPIČ P., LEPIČOVÁ A., HAMÁČKOVÁ J., KOUŘIL J., KOZÁK P., POLICAR T.

Abstract:

Rearing was focussed on identification of differences between automation and manual attendance particularly in feeding process, water aeration operation and differences in oxygen consumption according to different regulation. Observation and evaluation took place in the experimental fish-rearing facility of the RIFCH SU in Vodňany in the course of September and October 2003. Altogether under manual and automated operation, individual increment of 20.5 g (a mean biomass increment of 8.152 kg) and 24.9 g (9.956 kg) was gained, respectively. Difference in a mean individual increment was 21.5 %; difference in biomass increment was 22.0 %. In manual and automated operation, a mean daily increment of individual weight represented 0.366 g (146 g per a tank and a day) and 0.445 g (178 g), respectively. The lowest mean individual increment 5.7 g was reached in the 1st experiment in tanks with manual operation, compared with 9.7 g in automated tanks. In the 2nd experiment where water saturation with oxygen was unified (automated) no pronounced weight differences were registered (14.8 g for manual feeding, 15.2 g pro self-feeders).

ÚVOD:

Odchov byl zaměřen na zjištění rozdílů mezi automatizovanou a manuální obsluhou spočívající hlavně ve způsobu krmení, řízení okysličování vody a rozdíly ve spotřebě kyslíku podle rozdílné regulace. Sledování a vyhodnocení proběhlo v experimentálním rybochovném zařízení VÚRH JU ve Vodňanech v průběhu září a října 2003.

METODIKA:

Celý pokus byl rozdělen do tří dílčích experimentů zaměřených na jednotlivé faktory ovlivňující chov ryb - způsob a intenzita krmení, způsob a řízení okysličování vody a spotřeba kyslíku.

Ryby byly nasazeny do 6 průtočných nádrží (každá o objemu 600 l) po 400 ks. Průtok vody v nádrži byl 0,6 $l.s^{-1}$ (výměna vody v nádrži 3,5 x za hodinu). Z každé nádrže byl na počátku experimentu odebrán vzorek 33 ks pro biometriku. V experimentech byly použity tilapie nilské (*Oreochromis niloticus)* v celkovém počtu 2 400 ks o počáteční průměrné hmotnosti 165,3 ± 19,27 g až 180,5 ± 31,89 g a celkové délce 197,8 ± 19,27 mm až 209,7 ± 12,17 mm (Tab. 1 a 2). Ryby byly před měřením anestetizovány pomocí hřebíčkového oleje (0,03 $ml.l^{-1}$) a po skončení měření byly vráceny zpět do nádrží. Z průměrné hmotnosti vzorku byla vypočtena celková biomasa v každé nádrži a stanovena krmná dávka. Denní krmná dávka činila 0,5 % hmotnosti celé obsádky v nádrži. Ke krmení bylo použito dánské krmivo DANA FEED – DAN EX 1245 (45% NL, 12% tuk) s velikostí granulí 3 mm.

V průběhu všech experimentů byl dodržován světelný režim pomocí vnitřního osvětlení – od 7.00 do 19.00 světlo, od 19.00 do 7.00 tma. Denně byly zjišťovány hodnoty pH a upravovány podle potřeby mletým dolomitickým vápencem, zaznamenávány byly i uhynulé kusy. Nádrže byly odkalovány 1 – 2 krát týdně. Hodnoty kyslíku a teploty byly sledovány 3 x denně. Každé dva týdny byly odebrány vzorky vody k chemickému rozboru. Kvalita vody v průběhu experimentů stanovená chemickou analýzou byla v rozmezí normálních hodnot kromě dusičnanů, u kterých byly zaznamenány vyšší hodnoty. Dusík ve formě dusičnanů není pro ryby toxický, může být však při nedostatku kyslíku redukován na dusitany (Tab.4).

Způsob regulace a směšování kyslíku: v automatizovaném provozu probíhalo dávkování kyslíku pomocí speciálních trysek zaústěných do potrubí s proudící vodou. Zdrojem kyslíku byl svazek bomb (tlakových nádob), z nichž byl přes redukční ventil veden kyslík do rozdělovače a dále měděnými trubicemi do trysek umístěných v potrubí rozvádějícím vodu z retenční nádrže do odchovných nádrží s rybami. Řízení množství kyslíku se regulovalo dle čidel O_2 na odtoku z odchovných nádrží podle nastavených parametrů. Spotřeba kyslíku byla denně odečítána na tlakoměru připojenému ke svazku bomb.

První experiment: manuální a automatizovaný provoz, experiment trval 4 týdny.

Na nádržích s manuálním provozem (nádrž č. 1, 3, 5) nebyla přítoková voda sycená kyslíkem, v nádržích bylo pouze vzduchování. V případě potřeby (při poklesu nasycení vody kyslíkem na odtoku z nádrže pod 20 %) bylo použito sycení vody kyslíkem z kyslíkové bomby s rozvodem přes vzduchovací kámen přímo do vody v nádrži. Ryby byly krmeny ručně, 5-krát za den, ve dvouhodinových intervalech (od 7.00 do 15.00 h.).

Na nádržích s automatizovaným provozem (nádrž č. 2, 4, 6) byla přítoková voda sycená kyslíkem, sycení bylo zregulováno tak, aby hodnota nasycení vody kyslíkem na odtoku z nádrží neklesla pod 75 %. V nádržích bylo také instalováno vzduchování. Automatizované bylo také krmení, použita byla krmítka řízená počítačem (zkonstruovaná studentem Ondřejem Špinkou v rámci diplomové práce na ČVUT Praha), krmení bylo nastaveno v hodinových intervalech (od 7.00 do 18.00 h.) – tj. 12 –krát za den.

Teplota vody v tomto experimentu byla 21,7 ± 0,93 °C a průměrná hodnota kyslíku na odtoku z nádrží při manuálním provozu byla 3,7 ± 1,21 $mg.l^{-1}$, při automatizovaném provozu byla 5,9 ± 1,4 $mg.l^{-1}$. (Tab. 3). Na

konci tohoto experimentu proběhlo přelovení, při kterém byl opět odebrán vzorek ryb, zjištěna byla také celková biomasa na každé nádrži a vypočtena krmná dávka pro další experiment.

Druhý experiment: zaměřen na manuální a automatizované krmení

Automatizace sycení vody kyslíkem do všech šesti nádrží (nastavena tak, aby nasycení vody kyslíkem na odtoku nekleslo pod 75 %). Rozdíl byl pouze ve způsobu krmení: na nádržích s manuálním provozem (nádrž č. 1, 3, 5) bylo ruční krmení a na nádržích s automatizovaným provozem (nádrž č. 2, 4, 6) bylo automatizované krmení (jako v předešlém experimentu). Experiment trval 4 týdny.

Průměrná teplota vody v tomto experimentu byla 19,6 ± 0,75 °C a průměrná hodnota kyslíku 5,9 ± 1,1 $mg.l^{-1}$ (Tab. 3).

Třetí experiment: zaměřen na způsob sycení vody kyslíkem

V průběhu experimentů proběhlo sledování spotřeby kyslíku jednak bez automatizace (jen s pomocí ruční regulace se sycením vzduchovacími kameny přímo do odchovných nádrží) a s automatizovanou regulací sycení přítokové vody kyslíkem pomocí speciálních trysek v potrubí s proudící vodou (nastavena tak, aby nasycení vody kyslíkem na odtoku nekleslo pod 75 %).

VÝSLEDKY:

První experiment:

V období 1. experimentu v provozu s manuální obsluhou byly nasazeny ryby s průměrnou hmotností 175,3 ± 31,21 g. Po čtyřech týdnech odchovu s manuální obsluhou sycení vody kyslíkem a ručním krmením byla dosažena průměrná kusová hmotnost ryb 181,0 ± 29,19 g (průměrný kusový přírůstek 5,7 g). U ryb chovaných v nádržích s automatizovaným krmením a sycením vody kyslíkem byla dosažena průměrná hmotnost vyšší (z průměrné hmotnosti 174,2 ± 36,06 g při nasazení na 183,9 ± 34,19 g po 4-týdenním odchovu) a průměrný kusový přírůstek dosahoval 9,7 g (o 70,2 % více, než u předešlé skupiny). U nádrží s manuální obsluhou byl zaznamenán průměrný přírůstek biomasy 2,23 kg (ze 70,10 ± 2,07 kg při nasazení na 72,33 ± 3,09 kg), a u nádrží s automatizovaným provozem to byl přírůstek 3,88 kg (z 69,69 ± 3,08 kg na 73,56 ± 2,70 kg). Rozdíl v přírůstku biomasy činil 73,7 %.

Druhý experiment:

Ve druhém experimentu, kdy bylo sycení vody automatizováno na všech nádržích a rozdíl byl pouze ve způsobu podávání krmiva, bylo dosaženo průměrné kusové hmotnosti na nádržích s ručním krmením 195,8 ± 28,65 g (průměrný kusový přírůstek byl 14,8 g), na nádržích s krmením automatizovaným 199,1 ± 38,06 g (přírůstek 15,2 g). Rozdíl v průměrném kusovém přírůstku byl 2,7 %. U nádrží s ručním krmením byl zaznamenán průměrný přírůstek biomasy 5,92 kg (ze 72,33 ± 3,09 kg na začátku na konečných 78,25 ± 3,36 kg), a u nádrží s automatizovaným krmením to byl přírůstek 6,08 kg (ze 73,56 ± 2,70 kg na 79,64 ± 2,88 kg). Rozdíl průměrného přírůstku biomasy mezi těmito skupinami je jen 162 g (2,7 %).

Třetí experiment:

Při manuální aplikaci kyslíku přímo do nádrží pomocí vzduchovacích kamenů, bylo zjištěno, že denní spotřeba se pohybovala v rozmezí 4,8 – 50,4 m^3, přičemž průměrná hodnota kyslíku na odtoku z nádrží kolísala od 5,6 ± 1,26 $mg.l^{-1}$ do 8,4 ± 3,88 $mg.l^{-1}$. Teplota vody v průběhu sledování byla 18,5 – 20,8 °C.

Při automatizované regulaci sycení přítokové vody tak, aby nasycení vody na odtoku z nádrží nekleslo pod 75 %, bylo zjištěno, že denní spotřeba je v rozmezí 1,2 – 6,0 m^3 (průměr 3,9 m^3) a průměrná hodnota kyslíku se pohybovala od 6,7±0,98 $mg.l^{-1}$ do 7,1 ± 0,94 $mg.l^{-1}$. Teplota vody byla 18,8 - 19,6 °C. (Gr. 1)

Z průměrných hodnot vyplývá, že ve srovnatelných podmínkách prostředí (kyslík, teplota) je spotřeba kyslíku na dostatečné sycení vody přes vzduchovací kameny při manuální manipulaci a bez regulace výrazně vyšší oproti regulovanému sycení. (Tab. 5)

Spotřeba kyslíku na 1 kg přírůstku ryb při manuální aplikaci kyslíku do vody činila 30,10 m^3 a při automatizované regulaci pak 3,65 m^3.

Tab. 1: Průměrné hmotnosti (g) a absolutní přírůstky ryb (g) v jednotlivých nádržích v průběhu odchovu

Nádrž číslo	**Mechanizovaný provoz**			**Automatizovaný provoz**		
	1	**3**	**5**	**2**	**4**	**6**
Nasazení	170,1	175,2	180,5	165,3	178,4	178,9
Konec 1.experim.	176,7	176,5	189,7	176,7	190,0	185,1
Přírůstek za 1.exp.	*6,6*	*1,3*	*9,2*	*11,4*	*11,6*	*6,2*
Konec 2.experim.	192,8	189,4	205,1	192,1	206,5	198,7
Přírůstek za 2.exp.	*16,1*	*12,9*	*15,4*	*15,4*	*16,5*	*13,6*
Celkový přírůstek	*22,7*	*14,2*	*24,6*	*26,8*	*28,1*	*19,8*
Prům.celk. přírůst.	*20,5*			*24,9*		

Tab. 2: Biomasa (kg) a absolutní přírůstky biomasy (kg) v jednotlivých nádržích v průběhu odchovu

Nádrž číslo	Mechanizovaný provoz			Automatizovaný provoz		
	1	**3**	**5**	**2**	**4**	**6**
Nasazení	68,040	70,061	72,182	66,133	71,370	71,552
Konec 1.experim.	70,681	70,416	75,891	70,663	75,994	74,028
Přírůstek za 1.exp.	*2,641*	*0,355*	*3,709*	*4,530*	*4,624*	*2,476*
Konec 2.experim.	77,138	75,581	82,020	76,834	82,594	79,496
Přírůstek za 2.exp.	*6,457*	*5,165*	*6,129*	*6,171*	*6,600*	*5,468*
Celkový přírůstek	*9,098*	*5,520*	*9,838*	*10,701*	*11,224*	*7,944*
Prům.celk. přírůst.	*8,152*			*9,956*		

Tab. 3: Průměrné hodnoty ve vodě rozpuštěného kyslíku a teploty vody na odtoku z nádrží v 1. a 2. experimentu

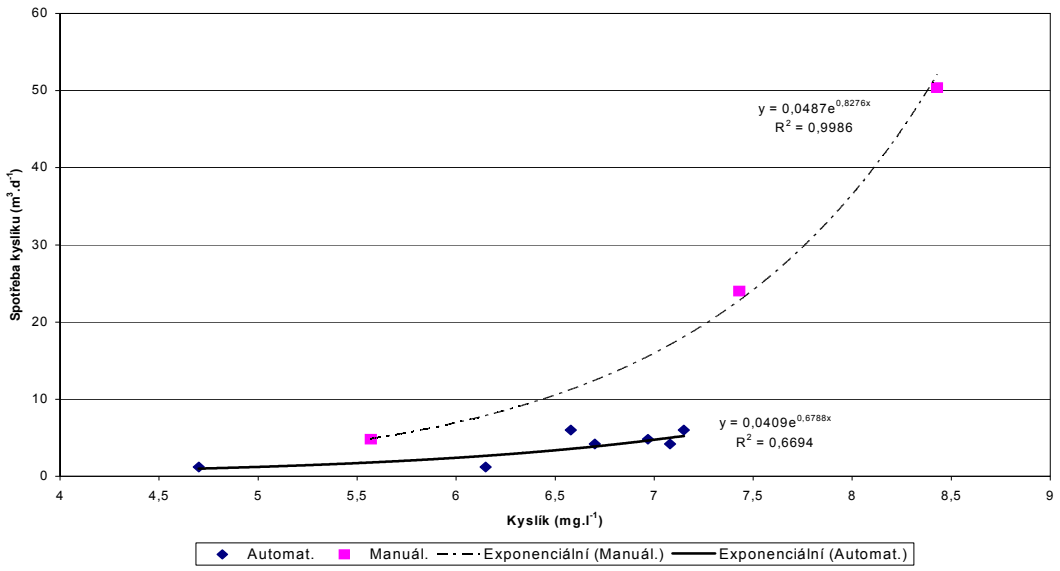
	Kyslík ($mg.l^{-1}$)			**Teplota (°C)**	
	1.experiment		**2.experiment**	**1.experiment**	**2.experiment**
	manuál. ob.	autom. ob.	man.+autom. ob.		
průměr	3,7	5,9	5,9	21,7	19,6
SD	1,21	1,40	1,10	0,93	0,75
min	1,0	2,6	2,9	19,8	18,0
max	7,5	10,7	9,2	23,5	20,8

Tab. 4:Parametry kvality vody stanovené chemickou analýzou

Parametr	Jednotlivé odběry				
	1.	2.	3.	4.	5.
pH	6,62	6,96	7,08	6,75	6,35
CHSK ($mg.l^{-1}$)	11,5	9,6	11,2	8,3	11,5
NH_4^+-N ($mg.l^{-1}$)	0,36	0,14	0,18	0,26	0,22
NO_3^-N ($mg.l^{-1}$)	61,2	65,6	47,2	74,4	88,8
NO_2^--N ($mg.l^{-1}$)	0,047	0,079	0,14	0,046	0,056

Tab. 5: Průměrné hodnoty spotřeby kyslíku zjištěné v průběhu sledování

Parametr	**Automatiz. provoz**	**Manuální provoz**
Kyslík ($mg.l^{-1}$)	7,0	7,1
Kyslík (%)	76,5	77,6
Teplota (°C)	19,3	19,3
Prům.spotř. O_2 ($m^3.d^{-1}$)	**3,9**	**26,4**



Gr. 1: Závislost průměrných hodnot kyslíku ($mg.l^{-1}$) na odtoku z nádrží na spotřebě plynného kyslíku

ZÁVĚR:

Z uvedených výsledků vyplývá, že při manuální regulaci sycení vody v nádržích docházelo ke snižování hodnot rozpuštěného kyslíku, což mohlo mít za následek nižší hmotnostní přírůstky v porovnání s nádržemi, ve kterých bylo regulováno sycení vody kyslíkem automaticky.

V experimentu, kdy bylo sycení vody kyslíkem stejné (automaticky regulované) se efekt různého způsobu krmení (ruční nebo samokrmítky) neprojevil.

Z hlediska spotřeby kyslíku k optimálnímu nasycení vody se jevila manuální obsluha jako nedostačující, protože docházelo k výkyvům v hodnotách nasycení vody a k tomu adekvátním vysokým úbytkům kyslíku ze svazků bomb. Pro dosažení požadovaných hodnot bylo třeba většího množství kyslíku a při vyšší intenzitě sycení nedošlo k dostatečnému rozpuštění rozptylovaného kyslíku ve vodě. Automatickou regulací dávkování kyslíku se dosáhlo vyvážené a rovnoměrnější koncentrace kyslíku rozpuštěného ve vodě a nižší spotřeby dávkovaného kyslíku.

Poděkování:

Práce byla provedena s podporou výzkumného záměru MŠMT: MSM 126100001 „Biologické základy sladkovodní akvakultury“ a za finanční podpory Komise Evropského společenství prostřednictvím grantu IST-2000-31 080 IFiBO „Intensive Fish Culture Optimalisation“.

SOUHRN:

Odchov byl zaměřen na zjištění rozdílů mezi automatizovanou a manuální obsluhou spočívající hlavně ve způsobu krmení, řízení okysličování vody a v rozdílech ve spotřebě kyslíku podle různé regulace. Sledování a vyhodnocení proběhlo v experimentální rybochovné hale VÚRH JU ve Vodňanech, v průběhu září a října 2003. Celkově bylo dosaženo u tilapií v manuálním provozu kusového přírůstku 20,5 g (průměrný přírůstek biomasy 8,152 kg), v automatizovaném provozu 24,9 g (průměrný přírůstek biomasy 9,956 kg). Rozdíl v průměrném kusovém přírůstku činil 21,5 %, rozdíl v přírůstku biomasy byl 22,0 %. Průměrný denní přírůstek kusové hmotnosti byl u provozu s manuální obsluhou 0,366 g (146 g na nádrž za den) a v automatizovaném provozu pak 0,445 g (178 g na nádrž a den). Nejnižšího průměrného kusového přírůstku 5,7 g bylo dosaženo v 1. experimentu na nádržích s manuální obsluhou, oproti 9,7 g na nádržích s automatizací. Ve druhém experimentu, kdy bylo sycení vody kyslíkem jednotné (automatizované) a krmivo bylo předkládané různým způsobem nebyl zjištěn v kusových přírůstcích výrazný rozdíl (14,8 g – ruční krmení a 15,2 g – krmení samokrmítky).

Adresy autorů:

Ing. ***Pavel Lepič***, Ing. ***Andrea Lepičová***, Ing. ***Jitka Hamáčková***, Ing. ***Jan Kouřil***, Ph.D., Ing. ***Pavel Kozák***, Ph.D., Ing. ***Tomáš Policar***, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany. lepicova@vurh.jcu.cz

VPLYV MIKROBIÁLNEJ TRANSGLUTAMINÁZY NA TECHNOLOGICKÉ VLASTNOSTI KAPRIEHO MÄSA

The effect of microbial transglutaminase on technological properties of flesh from common carp

NOVIK I., PODOLA M., VÁCHA F.

ABSTRACT

The aim of this work was to evaluate the effect of microbial transglutaminase (MTGase) on processed flesh of common carp (Cyprinus carpio). Three levels of microbial transglutaminase (0.5, 1.0 a 1.5%) combined with three levels of NaCl (0, 1 a 2%), added to support the binding reaction, were observed. For evaluation of quality changes of restructured fish meat, we used the textural property hardness and water holding capacity (WHC). The discovered results confirmed a strong improvement of texture and water holding capacity after the addition of transglutaminase and salt, whereas from the economical viewpoint the addition of 1 % TG + 1 % NaCl seems to be the best combination. Another increasing of addition of TG and NaCl to the muscles didn't led to such telling improvement of qualitative properties, like it was between the groups with 0 % and 1 % NaCl.

Keywords: *Processing, common carp, enzyme, NaCl, transglutaminase.*
Kľúčové slová: spracovanie, kapor obyčajný, enzým, NaCl, transglutamináza.

ÚVOD

Transglutamináza (proteín-glutamín γ-glutamyltransferáza EC 2.3.2.13) je enzým, ktorý je schopný katalyzovať reakciu prenosu acylových skupín vytváraním kovalentných väzieb medzi proteínmi (NONAKA et al. 1989), ako aj peptidmi a rôznymi primárnymi amínmi. Pri pôsobení ε-amino skupín lyzínu ako akceptoru acylových γ-karoxyamidových skupín glutaminylu, vznikajú intra- aj intermolekulárne tzv. ε-(γ-Glu)-Lys väzby, čo má za následok zlepšenie textúrnych vlastností (pevnosť, elastičnosť, súdržnosť a i.) a zníženie hmotnostných strát výrobku (zlepšenie väznosti vody). Tento typ väzby je omnoho silnejší než ostatné typy chemických väzieb (iónová, vodíková) a nedá sa prerušiť pôsobením normálnych teplôt ani iných fyzikálnych síl.

Z rôznej literatúry vyplýva fakt, že prídavok soli zlepšuje pôsobenie transglutaminázy a iných chemických látok (obsahujúcich fibrinogen, trombín, modifikované škroby, karagenany a i.) tým, že napomáha k uvoľňovaniu tekutiny z rybej svaloviny, ktorá je využiteľná pri reštrukturalizácii rybieho mäsa (RAMÍREZ et al. 2002). Rybia svalovina javí prirodzenú schopnosť tuhnutia po pridaní 2 - 3 % soli v rozmedzí 5 - 43 °C. Tento jav sa nazýva "setting" (tuhnutie) a závisí na prítomnosti endogénnej transglutaminázy (TGase).

Schopnosť mäsa viazať vodu (WHC - water holding capacity) je jednou z jeho najvýznamnejších technologických vlastností, ktorá ovplyvňuje kvalitu výrobku. Na väznosti závisí i ekonomika výroby, predovšetkým z hľadiska strát vody pri výrobe, skladovaní a tepelnom opracovaní. Väznosť je definovaná ako schopnosť mäsa udržať svoju vlastnú, prípadne i pridanú vodu pri pôsobení určitej sily alebo iného fyzikálneho namáhania (tlak, záhrev apod.). Čím je táto sila vyššia, tým viac vody prejde z imobilizovaného stavu do stavu voľne pohyblivého (PIPEK 1995).

Metódy merania väznosti vody mäsa môžeme podľa použitej fyzikálnej metódy rozdeliť do troch skupín. Sú rozdelené na metódy bez použitia sily (straty odkvapom, výparom), za použitia sily (lisovacia metóda, centrifugačná metóda, kapilárna volumetria, extrakčná refraktometrická metóda) a na metódy merania s pôsobením tepla (straty vývarom).

Medzi najpoužívanejšie metódy patrí lisovacia metóda, u ktorej sa väznosť vody počíta pomocou vzorca:

$$WHC = 100 - \frac{w_1 - w_2}{w_1} * 100$$

w_1 - hmotnosť vzorky na začiatku, w_2 - hmotnosť vzorky na konci

Svalovina z kapra bola upravená dvoma spôsobmi, a to nakrájaním mäsa na malé kúsky a separáciou. Separácia je proces, pri ktorom dochádza k rozrušovaniu rybej svaloviny a jej následnému oddeleniu od kostí, šupín, kože a plutiev. Kvalita rybieho separátu závisí jednak na kvalite suroviny z ktorej je získavaný, a ďalej predovšetkým na celkovom separačnom procese. Celý separačný proces, používané zariadenie a prevádzkové podmienky môžu mať značný vplyv na kvalitu výsledného výrobku (Pavlíček, 2001).

Väčšina princípov separácie mäsa je založená na mechanickom oddelení svalových častí od nesvalových cez oceľový perforovaný valec. Existujú tri základné separačné metódy. Regenstein a Regenstein (1991) popisujú princíp prvej metódy, ktorý spočíva v pretláčaní svaloviny pomocou bežiaceho gumového pásu do perforovaného oceľového valca, kde pás prilieha zhruba k 25% obvodu valca. Pás a valec sa pohybujú rôznymi rýchlosťami proti sebe tak, že so zvyšujúcim sa pomerom strihu sa zvyšuje výsledná výťažnosť. Druhá metóda je založená na princípe závitnice a perforovaného valca, kde je svalovina pretláčaná cez valec pomocou závitnice (Taylor, 1972). Princípom tretieho spôsobu separácie je pôsobenie dvoch do seba zapadajúcich koncentrických valcov, z ktorých vnútorný valec je perforovaný, rotuje a je doňho vonkajším valcom pretlačované rybie mäso (Miller, 1980).

Separačným procesom vzniká separát z odlišných častí tiel rýb, ktoré následne z väčšej či menšej miery ovplyvňujú textúru, vôňu a celkový vzhľad separátu (Grantham, 1981). Najzreteľnejšou zložkou v rybom separáte, ktorú je možno posúdiť senzoricky, sú kostné časti. Tie predstavujú až 15% z celej ryby a cez 30% zo zbytkov po filetovaní, čo môže negatívne ovplyvniť senzorické vlastnosti separátu a jeho následné vnímanie zákazníkmi.

Znalosti o transglutamináze a možných spôsoboch jej využitia zaznamenávajú v poslednom období prudký rozvoj. Využitie tohoto enzýmu v spracovaní potravín pre výživu ľudí hrá významnú úlohu, a preto sa vo výskume angažuje mnoho významných firiem a organizácií. Transglutamináza sa v potravinárskom priemysle dá použiť vo veľmi širokom rámci, čo zahŕňa spracovanie produktov rastlinnej i živočíšnej výroby. Okrem iného sa významným spôsobom podieľa pri vývoji rôznych typov výrobkov, u ktorých suroviny rastlinného pôvodu z prevažnej časti nahrádzajú mäso. V blízkej budúcnosti sa možno podarí pripraviť tieto produkty s kvalitatívnymi parametrami zhodnými s vlastnosťami pravých mäsových výrobkov.

Enzymatické preparáty použiteľné v potravinárskom spracovateľskom priemysle sú novo predstavované transglutaminázou. Je to enzým, ktorý sa bežne vyskytuje v prírode a bol taktiež nájdený v rôznych rastlinných pletivách a živočíšnych tkanivách (FOLK,1980; FALCONE et al. 1993; YASUEDA et al 1994), ako aj v mikroorganizmoch (ANDO et al. 1989). Ako už bolo spomenuté, transglutaminázu delíme na endogénnu (závislá na vápniku) a mikrobiálnu (nezávislá na vápniku).

Endogénna transglutamináza sa vyskytuje napríklad v pečeni (ZHU et al. 1995; OHTSUKA et al. 2001), svaloch (NOZAWA et al. 1997), ikrách - hlavne ikernom obale (HA, C. R., IUCHI, I., 1998; KUDO, SHIGEHARU, 1998), krvnej plazme (HALL, M. et al.,1999) a hemocytoch - krvné elementy (YEH et al.,1999; SOEDERHAELL et al. 1999).

Dnes je asi najvyužívanejším a ekonomicky najvýhodnejším spôsobom získavania transglutaminázy fermentácia pomocou mikroorganizmov. Sú to predovšetkým rody *Streptoverticillium* (MOTOKI et al. 1989) a *Streptomyces* (ANDO et al.1989,1992). Samotný enzým sa následne získa extrakciou zo živného média, pričom dôjde k úplnému oddeleniu zbytkov kultúr a živného média od vlastného enzýmu. Následným spracovaním je enzým prevedený na preparát sypkej konzistencie.

Z toho vyplývajú dva základné postupy pri aplikácii spomenutého preparátu. Buď sa použije vo forme sypkej, alebo rehydratovanej. To závisí predovšetkým od vlastností suroviny, ku ktorej je transglutamináza pridávaná.

Rýchlosť reakcie závisí predovšetkým na teplote. Vyššia teplota vyžaduje menej času na priebeh reakcie medzi transglutaminázou a voľnými skupinami bielkovín, zatiaľ čo nižšia teplota vyžaduje dlhší reakčný čas. Optimálna teplota pre pôsobenie transglutaminázy je 50 - 55 °C (stabilná je v rozmedzí 0 - 60 °C) a optimálne pH pre reakciu sa pohybuje v rozmedzí 6 - 7 (stabilná je pri pH 5 - 9). Ďalšou výhodou tohoto enzýmu je jeho jednoduchá inaktivácia, ku ktorej dochádza pri teplote nad 60 °C. Pri teplote 75 °C je enzým inaktivovaný behom 5 min., pri 80 °C dochádza k inaktivácii enzýmu už za 1 minútu. Doba inaktivácie takisto závisí na druhu potraviny.

V rybárstve sa v súčasnej dobe tranglutamináza využíva predovšetkým pri spracovaní morských rýb a výrobkov z nich (surimi, filety, separát, atd.). Prác ohľadom využitia transglutaminázy pri spracovávaní sladkovodných rýb je nedostatok.

Prognózy rozvoja rybárskeho spracovateľského segmentu v ČR sú pozitívne a túto skutočnosť podporuje aj fakt, že v súčasnosti sa v ČR spracováva iba okolo 8 - 11% z celkovej produkcie rýb (v ž. hm.) a zbytok je realizovaný predajom živých rýb, či už na tuzemskom trhu (40 - 44%), alebo v zahraničí (47 - 51%).

MATERIÁL A METODIKA

Bolo spracovaných zhruba 30 kg mäsa z kapra obyčajného (*Cyprinus carpio L.*) o tržnej veľkosti, šupinatá forma, ktorí pochádzali z Rybářství Třeboň, a.s., pričom boli ryby najprv odšupinované, vypitvané, rozpolené a polovica z nich následne nakrájaná na malé kocky a zbytok upravený separáciou. Bolo vytvorených 9 skupín vzoriek (tab. 1), potrebných na vyhodnotenie správania sa reštrukturovaných výrobkov pri následnej tepelnej úprave (mrazenie nasledované smažením a údenie). Textúrne vlastnosti sa hodnotili pred aj po tepelnej úprave rybej svaloviny.

Súbežne s reštrukturovaným rybím mäsom sa sledovala aj kontrolná skupina bez prídavku transglutaminázy a soli, ktorá bola podrobená rovnakým tepelným úpravám.

Prostriedky využívané k analýze textúry musia spĺňať požiadavky na objektívne hodnotenie potravín. To bolo zabezpečené využitím prístroja - TA.XT2 od firmy Stable Micro Systems (jeden z najmodernejších mobilných textúrometrov), ktorý okrem objektívnej analýzy kvality mäsa z pohľadu jeho textúry, dokáže m.i. zmerať vplyv emulzifikátorov, zhusťovadiel, stabilizátorov a ďalších úprav pri rôznych technológiách spracovania rybieho mäsa. Prístroj pracuje so silou kalibračného závažia o hmotnosti 5 alebo 25 kg, čo naprosto vyhovuje požiadavkám kladeným na testovanie textúry u rybích výrobkov. Pri našich pokusoch bolo použité kalibračné závažie o hmotnosti 5 kg a cylindrická sonda o priemeru 25 mm.

Transglutamináza

Na pokusy bola použitá mikrobiálna transglutamináza v prípravku ”ACTIVA” EB od firmy AJINOMOTO CO., ktorého zloženie je: kaseinát sodný 60 %, maltodextrin 39,5 %, transglutamináza 0,5 %.

Kocky mäsa

Kocky mäsa boli vyrobené nakrájaním z poliek rýb bez chrbtice. Z vyrobených kociek sa vytvorili tri rovnaké podskupiny vzoriek (1. bez tepelnej úpravy, 2. mrazenie/smaženie a 3. údenie) s rozdielnym obsahom transglutamináza a soli, ako to je uvedené v tab. 1. Transglutamináza bola rehydratovaná studenou vodou (0 °C) v pomere 1(TG) : 5 (vody) a následne pridaná spolu s určeným množstvom soli k nakrájanému mäsu. Potom sa zmes nechala chvíľu odležať. Asi po 10 min. bolo mäso natlačené do rôznych syntetických čriev. Typ zvoleného čreva závisel na následnom tepelnom opracovaní vzoriek. Hmotnosť jednotlivých vzoriek sa pohybovala okolo 150g. U vzoriek na mrazenie bolo použité črevo Betan 40, ktoré sa pred použitím namočilo na 30 min. do studenej vody a u vzoriek na údenie bolo použité črevo R2LD S2 (nejedlý kolagén), ktoré bolo pred použitím namočené na 1 hod. do 15 % roztoku soli. Dôraz bol kladený na vytlačenie všetkého vzduchu spomedzi kociek mäsa. Následná reakcia prebiehala pri teplote 4 - 5 °C počas noci. Po prebehnutí reakcie boli vzorky nakrájané na kolečká hrubé 1 cm a bola u nich stanovená hodnota tuhosti.

U prvej podskupiny boli hneď po úprave transglutaminázou zmerané textúrne vlastnosti (tuhosť) a väznosť vody (WHC) a porovnané s prvou kontrolnou podskupinou.

Druhá podskupina obsahovala spektrum vzoriek, ktoré boli upravené rovnakým spôsobom (tab. 1). Všetky vzorky z tejto podskupiny boli následne zamrazené pri - 26 °C na 48 hod. Po rozmrazení sa stanovili zmeny textúrnych vlastností. Po získaní potrebných dát sa vzorky podrobili ďalšej tepelnej úprave - smaženiu.

Po smažení boli opäť prevedené merania textúrnych vlastností. Zistené výsledky sa porovnali s druhou kontrolnou podskupinou, u ktorej bola prevedená rovnaká tepelná úprava (mrazenie aj smaženie).

Tretia podskupina obsahovala spektrum vzoriek, ktoré boli upravené rovnakým spôsobom (tab. 1), avšak bola podrobená procesu údenia horúcim dymom bez predošlého zamrazenia. Údenie prebieha v troch fázach:

1. prvá fáza prebieha pri 90°C po dobu 30 min.
2. druhá fáza prebieha pri 100°C po dobu 30 min.
3. tretia fáza prebieha pri 120°C po dobu 60 min.

Samotná doba údenia závisí na veľkosti a vlastnostiach údenej suroviny. Po údení sa opäť previedli merania textúrnych vlastností. Zistené výsledky sa porovnali s treťou kontrolnou podskupinou, ktorá prešla rovnakou tepelnou úpravou.

Separát

Separát bol vyrobený z poliek kapra o tržnej veľkosti na prístroji TR-6 1HP. Jedná sa o horizontálny typ separátoru, ktorého výkon je 250 kg spracovanej rybej suroviny za hodinu. Vzorky separátu boli rozdelené do rovnakých podskupín a opracované rovnakým spôsobom (tab. 1), ako tomu bolo u kociek mäsa.

Tab.1 Zloženie vytvorených skupín vzoriek
The structure of created groups of samples

Vzorka / Sample	Obsah TG a soli / Content of TG and Salt
1	5g TG/kg mäsa + 0% NaCl
2	5g TG/kg mäsa + 1% NaCl
3	5g TG/kg mäsa + 2% NaCl
4	10g TG/kg mäsa + 0% NaCl
5	10g TG/kg mäsa + 1% NaCl
6	10g TG/kg mäsa + 2% NaCl
7	15g TG/kg mäsa + 0% NaCl
8	15g TG/kg mäsa + 1% NaCl
9	15g TG/kg mäsa + 2% NaCl

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Sledovanie tuhosti mäsa: U prvej podskupiny bez tepelného opracovania dosahuje najvyššej hodnoty 473,24 g dávka 1,5 % TG a 2 % NaCl (tab. 2). Najnižšiu hodnotu tuhosti 230,3g dosiahla vzorka opracovaná iba 0,5 % TG. Dodanie 1 % soli do vzorky výrazne zvyšuje hodnotu parametru tuhosti až na 310,44 g. Pri ďalšom zvyšovaní dávky TG a NaCl na 1 % sa hodnota tuhosti opäť výrazne zvýšila na 430,67 g. Následné zvyšovanie TG na 1% spôsobilo vzrast hodnoty tuhosti na 470,05 g, pričom toto zvýšenie už nie je tak prudké ako u dávky 1 % TG a 1 % NaCl. Rovnaký postup zvyšovania hodnoty tuhosti sa dá pozorovať aj medzi skupinami s obsahom 0,5 % TG + 2 % NaCl (330,65 g) a 1 % aj 1,5 % TG + 2 % NaCl. Parameter tuhosti dosiahol u kontroly hodnotu 32,07 g.

U druhej podskupiny, ktorá bola upravená rovnakým spôsobom pomocou TG a soli a následne zmrazená na 48 hod., bola pozorovaná rovnaká tendencia vo vzrastu hodnôt tuhosti ako u prvej podskupiny bez tepelného opracovania. Z tab. 2 je patrné, ako sa hodnota tuhosti postupne zvyšuje so zvyšovaním prídavku TG a NaCl. Celkovo sú však hodnoty tuhosti o niečo málo nižšie, než je tomu u prvej podskupiny, čo bolo zapríčinené pôsobením nízkej teploty. Následným smažením sa hodnoty tuhosti znovu zvýšili a boli zrovnateľné s hodnotami tuhosti u prvej podskupiny bez tepelného opracovania, dokonca ich vo väčšine prípadov ešte o málo

prevýšili (tab. 2). Kontrolná skupina dosahovala hodnotu tuhosti mäsa 27,05 g., ale dodanie 0,5 % TG a NaCl do mäsa hodnotu tuhosti výrazne zvýši až na 195,34 g. Najväčší rozdiel pri vzraste hodnôt tuhosti je medzi skupinami s obsahom 0,5 % a 1 % soli (tab. 2). Pre porovnanie, kontrolná vzorka dosahovala hodnotu tuhosti 37,8 g, no po pridaní najnižšej dávky TG (0,5 %) výrazne vzrástla na 235,3 g.

Tretia podskupina bola vyúdená. Po údení boli prevedené merania tuhosti. Hodnota zistená u kontrolnej skupiny bola 40,08 g. Naproti tomu po pridaní 0,5 % TG tuhosť dosiahla hodnotu 230,54 g. Celkovo dosahovali vzorky o niečo málo nižšie hodnoty tuhosti, než u prvej podskupiny bez tepelného opracovania (tab. 2), avšak dynamika vzrastu hodnôt tuhosti po pridaní TG a NaCl je zhodná ako u predošlých dvoch podskupín.

Tab. 2 Hodnoty tuhosti mäsa (v g) získané při použití sondy Cylindrická 25
Values of hardness of flesh (in g) gained by using the cylindrical probe with a 25 mm diameter

Skupiny / Groups	**NaCl**	**Kontrola / Control**	**TG**		
		0 %	**0,5 %**	**1 %**	**1,5 %**
Vzorky pred tepelnou úpravou / Samples before flameproof finish	**0 %**	32,07	230,3	245,63	267,04
	1 %		310,44	430,67	470,05
	2 %		330,65	445,76	473,24
Mrazenie / Freezing	**0 %**	27,05	195,34	213,68	242,12
	1 %		210,44	330,97	390,05
	2 %		240,65	370,76	398,24
Smaženie / Frying	**0 %**	37,08	235,3	240,93	250,14
	1 %		296,45	453,97	480,05
	2 %		325,35	470,36	515,24
Údenie / Cure (Smoking)	**0 %**	40,08	230,54	245,78	254,14
	1 %		254,47	340,85	420,37
	2 %		270,95	410,66	430,24

Stanovenie väznosti vody: Stanovenie bolo prevedené u kontrolnej skupiny a u skupín po opracovaní transglutaminázou a soľou. Neošetrená kontrolná vzorka dosahovala hodnotu väznosti mäsa 62,9733 %. Následne bola pozorovaná tendencia k zvýšeniu väznosti vody (WHC) pri zvyšovaní prídavku TG a NaCl. Najlepšie hodnoty väznosti vody dosiahla vzorka s prídavkom 2 % NaCl a 1,5 % TG (tab. 3).

V priebehu práce bol preskúmaný vplyv rôznych dávok mikrobiálnej transglutaminásy a soli na textúrne vlastnosti (tuhosť) a väznosť vody kaprieho mäsa. Bolo zistené, že u vzoriek ktoré boli ošetrené transglutaminázou so soľou, sa zvýšila tuhosť. Podobné pokusy prevádzali napríklad RAMÍREZ et al., 2002 na tolstolobiku bielom (*Hypophthalmichthys molitrix*), kde tiež použili 3 úrovne obsahu TG (0, 0.3 a 0.6 %) a soli (0, 1 a 2 %). V podstate prišli k rovnakým výsledkom, že prídavok TG a NaCl zvýšili kvalitatívne parametre upravenej rybej svaloviny, pričom kladú dôraz na to, že na výrazné zlepšenie kvalitatívnych vlastností mäsa bol potrebný predovšetkým prídavok soli.

Tab. 3 Získané hodnoty väznosti vody (%) u kontroly a upravených vzoriek mäsa před tepelnou úpravou
Gained values of WHC (%) from Control and Samples of flesh before flameproof finish

Skupiny / Groups	**NaCl**	**Kontrola / Control**	**TG**		
		0 %	**0,5 %**	**1 %**	**1,5 %**
Vzorky pred tepelnou úpravou / Samples before flameproof finish	**0 %**	62,9733	65,44653	67,13926	72,95167
	1 %		84,49548	87,36848	87,52256
	2 %		86,55158	89,84658	91,10476

Separát: U prvej kontrolnej podskupiny bola dosiahnutá hodnota tuhosti 17,6 g. Po pridaní 0,5 % TG sa hodnota tuhosti výrazne zvýšila až na 115,7 g. Pridaním 1 % soli sa opäť zvyšuje tuhosť vzoriek až na hodnotu 195,7 g. Následné zvyšovanie prídavku TG a soli prispelo k opätovnému zlepšeniu textúry u vzoriek, avšak nárast hodnôt tuhosti už nie je tak prudký (tab. 4).

V druhej podskupine bola pozorovaná rovnaká dynamika pôsobenia rozličných dávok NaCl a TG na vzorky, ako to bolo stanovené u kociek mäsa. Opäť došlo k miernemu poklesu hodnôt tuhosti vplyvom nízkych teplôt. Následným smažením sa však znovu hodnoty tuhosti zvýšili.

Aj u tretej podskupiny dochádzalo po pridaní TG a soli k postupnému zlepšovaniu textúry, ako tomu bolo u kociek mäsa.

Tab. 4 Hodnoty tuhosti u separátu (v g) získané při použití sondy Cylindrická 25
Values of hardness of separate (in g) gained by using the cylindrical probe with a 25 mm diameter

Skupiny / Groups	NaCl	Kontrola / Control	TG		
		0 %	0,5 %	1 %	1,5 %
Vzorky pred tepelnou úpravou / Samples before flameproof finish	0 %	17,6	115,7	135,7	170,4
	1 %		195,7	230,5	245,7
	2 %		205,7	235,8	250,4
Mrazenie / Freezing	0 %	14,3	95,6	120,5	133,8
	1 %		110,6	200,5	235,7
	2 %		120,7	230,8	242,8
Smaženie / Frying	0 %	23,5	120,8	140,9	199,7
	1 %		200,5	250,7	260,7
	2 %		210,7	255,8	265,9
Údenie / Cure (Smoking)	0 %	19,8	117,9	150,7	179,8
	1 %		155,8	232,4	250,8
	2 %		207,7	237,7	257,9

ZAVER

Spomedzi všetkých skupín boli najlepšie výsledky vzhľadom k množstvu spotrebovaných aditív dosiahnuté u dávky 1 % TG a 1 % NaCl. Pri ďalšom zvyšovaní dávky TG a soli bol rozdiel medzi hodnotami tuhosti menší. Pri tepelnom opracovaní alebo mrazení zostáva dynamika vplyvu transglutaminázy a soli rovnaká. To znamená, čím vyššia dávka TG a NaCl, tým je vyšší i parameter tuhosti mäsa. Bolo zistené, že proces zmrazenia a následného rozmrazenia o málo znížil hodnoty tuhosti u skúmaných vzoriek, čo sa dalo očakávať. Pri procesoch tepelnej úpravy (smaženie a údenie) sa naopak tuhosť zvýšila.

Okrem textúrnych vlastností bolo prevedené stanovenie väznosti vody (WHC), ktoré potvrdzuje účinnosť prídavku transglutaminázy - so zvýšením dávky TG a NaCl sa znížilo množstvo vytlačenej vody.

SÚHRN

Cieľom práce bolo zistenie účinku mikrobiálnej transglutaminázy (MTGase) na upravenú svalovinu kapra obyčajného (*Cyprinus carpio L.*). Sledovali sa 3 úrovne obsahu transglutaminázy (0.5, 1.0 a 1.5%) kombinované s tromi úrovňami obsahu NaCl (0, 1 a 2%), pridaného na podporu účinku transglutaminázy počas reakcie. Na hodnotenie zmeny kvality reštrukturovaného rybieho mäsa sme použili textúrnu vlastnosť tuhosť (hardness) a väznosť vody (WHC). Zistené výsledky potvrdili výrazné zlepšenie textúry a väznosti vody po pridaní transglutaminázy a soli, pričom sa z ekonomického hľadiska ako najlepšia kombinácia aditív javí prídavok 1 % TG + 1 % NaCl. Ďalšie zvyšovanie prídavku TG a NaCl ku svalovine už neviedlo k tak výraznému zlepšeniu kvalitatívnych vlastností, ako tomu bolo medzi skupinami s prídavkom 0 % a 1 % NaCl.

Podekovanie

Práca bola spracovaná v rámci riešenia grantu MSM 126 100001.

LITERATÚRA

ANDO, H., ADACHI, M., UMEDA, K., MATSUURA, A., NONAKA, M., UCHIO, R., TANAKA, H., MOTOKI, M. Purification and characteristics of a novel transglutaminase derived form microorganisms. Argic. Biol. Chem., 1989, 53, s. 2613 - 2617.

ANDO, H., MATSURA, A., SUSUMU, H. Manufacture of transglutaminase with *Streptomyces*. Jpn. Kokai. Tokkyo. Koho., 1992, JP 04108381.

FALCONE, P., SERAFINI-FRACASSINI, D., DEL DUCA, S. Komparative studies of transtlutaminase activity and substrates in different organs of *Helianthus tuberosus*. J. Plant. Physiol., 1993, 142. s. 263 - 273.

FOLK, J. E. Transglutaminases. Annu. Rev. Biochem., 1980, 49, s. 517 - 531.

GRANTHAM, G. J. Minced fish technology: a review. FAO Fisheries Technical Paper, 1981, No. 216, s. 1 - 72.

HA, C. R., IUCHI, I. Enzyme Responsible for Egg Envelope (Chorion) Hardening in Fish. Purification and Partial Characterization of Two Transglutaminases Associated with Their Substrate, Unfertilized Egg Chorion of the Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Journal of Biochemistry Tokyo, 1998, vol. 124, No. 5, pp. 917 - 926.

HALL, M., WANG, R., VAN-ANTWERPEN, R., SOTTRUP-JENSEN, L., SOEDERHAELL, K. The crayfish plasma clotting protein. A vitellogenin-related protein responsible for clot formation in crustacean blood. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 1999, vol. 96, No. 05, pp. 1965 - 1970.

KUDO, SHIGEHARU. Thrombin Induces Assembly In Vitro of Viteline Envelope Components of Common Carp Eggs. Journal of Experimental Zoology, 1998, vol. 282, No. 3, pp. 367 - 375.

MILLER, F. The Paoli mechanical deboner. In The third National technical Seminar on mechanical recovery and utilization of fish. Abstracts. Organized by J. R. Brooker and R. E. Martin, Raleigh, USA, 1 - 3 December 1980, p. 8.

MOTOKI, M., OKIYAMA, A., NONAKA, M., TANAKA, H., UCHIO, R., MATSURA, A., ANDO, H., UMEDA, K. Novel transglutaminase manufacture for preparation of protein gelling compounds. Jpn. Kokai. Tokkyo. Koho., 1989, JP 0127471.

NONAKA, M., TANAKA, H., OKIYAMA, A., MOTOKI, M., ANDO, H., UMEDA, K., MATSURA, A. Polymerization of several proteins by Ca^{2+} - independent transglutaminase derived from microorganism. Agric. Biol. Chem., 1989, 53, s. 2619 - 2623.

NOZAWA, H., MAMEGOSHI, S. I., SEKI, N. Partial purification and characterization of six transglutaminases from ordinary muscles of various fishes and marine invertebrates. Comp. Biochem. Physiol., B, 1997, Vol. 118B, No. 2, ppl 313 - 317.

OHTSUKA, T., UMEZAWA, Y., NIO, N., KUBOTA, K. Comparison of Deamidation Activity of Transglutaminases. J. of Food Sci., 2001, Vol. 66, No. 1

PAVLÍČEK, T. Nové postupy zpracování rybí suroviny. České Budějovice, 2001, 130 s. Disertační práce na zemědělské fakultě Jihočeské Univerzity v Č. Budějovicích na katedře rybářství. Školitel disertační práce doc. Ing. Petr Hartvich, CSc.

PIPEK, P. Technologie masa I. Skriptum VŠCHT Praha, 1995, s. 145 - 163.

RAMÍREZ, J., URESTI, R., TÉLLEZ, S., VÁZQUEZ, M. Using salt and Microbial Transglutaminase as Binding Agents in Restructured Fish Products Resembling Hams. Journal of Food Science: Food Engeneering and Physical Properties, 2002, Vol. 67, Nr. 5, s. 1778 - 1784.

REGENSTEIN, J. M., REGENSTEIN, C. E. Introduction to fish technology. Van Nostrand Reinhold, 1991, p. 269.

TAYLOR, R. Beehive. Section 4. Commercially available equipment. In proceedings of the Conference on the mechanical recovery and utilization of fish flesh, edited by R. E. Martin. Oak Brook, USA, 21 - 22 September 1972, p. 64.

SOEDERHAELL, K., EVANS, L. H., JONES, J. B. (eds.). Review of crustacean immunity. Journal of Shellfish Research, 2000, vol. 19, No. 1, p. 647.

YEH, M. S., HUANG, C. J., LEU, J. H., LEE, Y. C., TSAI, I. H. Molecular cloning and characterization of a hemolymph clottable protein from triger shrimp (*Penaeus monodon*). European journal of Biochemistry, 1999, vol. 266, No. 2, pp. 624 - 633.

YASUEDA, H., KUMAZAWA, Y., MOTOKI, M. Purification and characterization of a tissue-type transglutaminase from Red Sea bream (*Pagus major*). Biosci. Biotechnik. Biochem., 1994, 58, s. 2041 - 2045.

ZHU, Y., RINZEMA, A., TRAMPER, J., BOL, J. Microbial transglutaminase - a review of its production and application in food processing. Appl. Microbiol. Biotechnol., 1995, 44, s. 277 - 282.

Adresy autorov:
Ing. ***Ihar Novik***
University of South Bohemia, Department of Fishery, Studentská 13,370 05 České Budějovice
tel.: +420 387772734, e-mail: i.novik@centrum.cz
Ing. ***Martin Podola***
University of South Bohemia, Department of Fishery, Studentská 13,370 05 České Budějovice
tel.: +420 387772734, e-mail: m.podola@email.cz
doc. Ing. ***František Vácha***, CSc.
University of South Bohemia, Department of Fishery, Studentská 13,370 05 České Budějovice
tel.: +420 387772734, e-mail: vacha@zf.jcu.cz

KONZUMNÍ HODNOTA SUMCE VELKÉHO (*SILURUS GLANIS* L.) Z PODMÍNEK INTENZIVNÍHO CHOVU

Consumption values of European Catfish reared at intensive culture system (Silurus glanis L.)

MAREŠ J., WOGNAROVÁ S., SPURNÝ P.

Abstract

Consumption values of the European catfish fed on 4 feed mixtures with different protein contents (42-44%) and fat (13- 27%) were studied for a period of 112 days. Average individual weight of fish varied between the ranges of 1.1- 1.4 kg. From each group sum of 8 fish were used to determine marketable value (proportion of fillet and nutrient contents). Proportion of the skinless filet fluctuated between 42- 47% depending on the applied diet. Nutrient contents were declined with fat ranging from 2.82- 5.36 (skinless filet), with protein 17.67-21.14 according to the diet. The lowest fat contents were determined in dorsal muscles of fish (1.55- 2.87%) and the highest content in caudal parts (4.86- 8.15%). Fat content of muscles was increased with increase in energetic values of the diet. Fatty acid spectrum of fish muscle shows corresponds with fatty acid spectra of the diet applied.

ÚVOD

Produkce sumce velkého v České republice vzrostla v letech 1996-2002 ze 64 na 121 tun. Z tohoto množství bylo přibližně 50 % vyprodukováno v různých systémech chovu (MZe ČR 2003). Systémy chovu sumce velkého popisuje např. Mareš (1996) nebo Linhart (2002). Jedním z produkčních systémů jsou intenzivní chovy (průtočné nebo recirkulační) využívající oteplenou vodu a kompletní krmné směsi. Údaje o výživě sumce velkého v podmínkách intenzivních chovů publikovali Hamáčková et al. (1993), Filipiak et al. (1993,1997,1998), Jirásek et al. (1998), Bogut et al. (2002). Použité krmné směsi ovlivňují nejen produkční výsledky, ale i konzumní hodnotu tržních sumců – tedy technologickou a nutriční hodnotu (Bykowski a Dutkiewicz 1996). Přehled o konzumní úrovni sumce z různých podmínek chovu publikovali např. Mareš et al. (1996, 1999) a Jirásek et al. (1998). Vzhledem ke zdravotním aspektům konzumace rybího masa (Mareš 2003) je v současné době sledován vliv použitých krmných směsí na kvalitu tržních ryb, včetně spektra mastných kyselin (Bogut et al. 2002, Zelenka et al. 2003, Kladroba 2003). Údaje o spektru mastných kyselin ve svalovině sumce velkého publikovali i autoři Vácha a Tvrzická (1994), Ingr (1994), Buchtová (2001), Mareš et al. (2001).

MATERIÁL A METODIKA

V termínu od 19.6. do 9.10.2002 proběhlo v podmínkách intenzivního chovu sumce velkého zařízení Tisová (České rybářství M.Lázně s.r.o.) srovnání čtyř průmyslově vyráběných krmných směsí s rozdílnou úrovní živin a energie. Charakteristika použitých směsí je uvedena v tabulce 1. Sledování bylo zaměřeno na zhodnocení produkční účinnosti krmiv a jejich vliv na nutriční hodnotu tržních sumců. Do testu bylo nasazeno 1.058 kusů sumce velkého o průměrné hmotnosti 494 g a délce celkové 425 mm. Ryby byly nasazeny do 8 průtočných žlabů o objemu 3 m^3, v počáteční hmotnosti 60 kg na žlab. Každé krmivo bylo aplikováno ve dvou žlabech. Teplota vody se v průběhu pokusu pohybovala v rozmezí 18-24°C s průměrnou hodnotou 23°C, obsah rozpuštěného kyslíku kolísal mezi 62 a 116 % (průměrná hodnota 89,2 %). Krmná dávka činila na počátku testu 1,5 % hmotnosti ryb. V průběhu pokusu klesala s nárůstem hmotnosti ryb převažovaných v pravidelných čtrnáctidenních intervalech.

Pro vyhodnocení testu byly použity standardní ukazatele (Mareš a Jirásek 1999), viscerosomatický index (VSI-procentický podíl vnitřností), výtěžnost (filety s kůží a bez kůže), složení svaloviny (sušina, obsah proteinů a tuku) a spektrum mastných kyselin (FA). Analýza svaloviny byla provedena na úrovni filetu s kůží a bez kůže, dále pak odděleně ve svalovině hřbetní, břišní a ocasní. Délkohmotnostní parametry byly zjištěny u 30 kusů ryb z každé varianty. Stanovení výtěžnosti a VSI bylo provedeno vždy u osmi kusů ryb, spektrum mastných kyselin pak u tří kusů. Biochemická analýzy svaloviny byla provedena ze směsného vzorku levých filetů z několika kusů ryb. Obsah dusíku byl stanoven dle Kjehldahla a přepočten na obsah proteinů, obsah lipidů metodou dle Soxhleta s 12h extrakcí diethyl éterem. Spektrum mastných kyselin bylo stanoveno na plynovém chromatografu HP 4890D po extrakci směsí methanolu a chloroformu. Získané výsledky byly statisticky zpracovány (ANOVA).

Tab 1: Charakteristika použitých krmiv

Krmivo	Velikost granulí (mm)	Údaje výrobce			Výsledky vlastních analýz	
		Proteiny (%)	Lipidy (%)	ME ($MJ \cdot kg^{-1}$)	Proteiny (%)	Lipidy (%)
Aqualife 14	6.0	44	14	15.9	40.18	14.45
Aqualife 17	6.0	42	22	17.6	42.20	20.48
T70	6.0	44	27	19.1	43.05	26.52
Danna feed	5.0	44	13	16.2	40.71	13.44

VÝSLEDKY A DISKUSE

V průběhu sledování došlo k nárůstu průměrné kusové hmotnosti sumce velkého v jednotlivých variantách na hodnotu 1.100 – 1.380 g se statisticky významnými rozdíly. Produkční výsledky jsou uvedeny v tabulce 2. Podrobná analýza produkčních ukazatelů včetně hodnocení exterieru, retence živin a hematologických a biochemických ukazatelů sledovaných ryb je uvedena v práci Mareš et al. (2003).

Tab 2: Produkční výsledky testu

Krmivo	*Aqualife14*	*Aqualife 17*	*T 70*	*Dana feed*
Proteiny/Lipidy (%)	44/14	42/22	44/27	44/13
Datum zahájení	19.6.2002			
Počet ryb	268	256	265	269
Celková hmotnost (kg)	120	120	120	120
Průměrná kusová hmotnost (g)	448	468	453	446
Datum ukončení	9.10.2002			
Délka experimentu	112 dnů			
Počet ryb	267	254	260	264
Celková hmotnost (kg)	312.5	347	358	293
Průměrná kusová hmotnost (g)	1.170^{AB}	1.366^{B}	1.377^{B}	1.110^{A}
Přežití (%)	99.6%	99.2%	98.1%	98.1%
FCR	**1.43**	**1.26**	**1.27**	**1.52**
SGR (%.d^{-1})	**0.85**	**0.95**	**0.99**	**0.81**

Mezi hodnotami označenými shodnými písmeny není statisticky významný rozdíl (p<0,01)

Hodnocení konzumní hodnoty je rozděleno do dvou částí. První z nich zahrnuje technologickou hodnotu a je podrobně uvedeno v tabulce 3. Viscerosomatický index byl významným způsobem (p<0,01) ovlivněn použitou krmnou směsí. Výše hodnoty VSI je ovlivňována zejména naplněním zažívadel, stupněm vývoje gonád a množstvím viscerálního tuku. U analyzovaných ryb byl zjištěn prázdný zažívací trakt a nevyvinuté gonády. VSI byl ovlivněn pouze množstvím viscerálního tuku. Obsah tuku ve vnitřnostech u variant 2 a 3, kde VSI přesáhl 10% (10,12 a 10,49 %), převyšuje 40 % (42 a 57 %). Výtěžnost stanovená na úrovni filetu s kůží a filetu bez kůže nedosáhla mezi variantami statisticky významných rozdílů. U všech variant byla zjištěna hodnota výtěžnosti filetu s kůží vyšší než 52 %. Tyto hodnoty jsou vyšší než pro srovnatelnou velikostní kategorii (1.200-1.400 g) uvádí Mareš (1996), v průměru 47,5 %. Podíl filetu bez kůže kolísal mezi variantami v rozpětí 46-47 % bez statisticky významných rozdílů. I v tomto případě byly hodnoty vyšší než uvádí Mareš (1996) z různých podmínek chovu. Mareš et al. (1996) uvádějí výtěžnost sumců srovnatelné velikosti z rybničních podmínek na úrovni 47-51 % filetu s kůží a 42-46 % filetu bez kůže. Mareš et al. (1999) publikovali výsledky zjištěné u více jak 150 ks ryb z různých podmínek chovu a zjistili výtěžnost filetu bez kůže na úrovni 39-44 %, přičemž výtěžnost přesahující 43 % zjistili u ryb přesahující hmotnost 1.500 g.

Tab. 3: Hodnoty viscerosomatického indexu a výtěžnosti filet

Krmivo	VSI (%)	Filet s kůží (%)	Filet bez kůže (%)
Aqualife 14	$8{,}22\pm1{,}02^{A}$	52,36±1,37	46,61±1,42
Aqualife 17	$10{,}12\pm0{,}69^{B}$	52,39±1,37	46,19±1,38
T 70	$10{,}49\pm0{,}93^{B}$	52,33±2,53	46,04±3,10
Dana feed	$8{,}89\pm0{,}84^{AB}$	52,45±1,35	47,00±2,84

Mezi hodnotami označenými shodnými písmeny není statisticky významný rozdíl (p<0,01)

Složení analyzovaných tkání sumců je uvedeno v tabulce 4. Pro potřeby výpočtu retence živin byly z každé varianty analyzovány 2 celé ryb včetně vnitřností. Nejvyšší obsah tuku (13,5 %) byl zjištěn u varianty 3 (T70), nejnižší (8,8 %) naopak u variant 1 a 4 (Aqualife 14 a Dana Feed). Obdobně se projevila aplikace krmiv i v obsahu tuku ve filetu s kůží a bez kůže. Obsah sušiny se pohyboval ve filetách bez kůže v rozpětí 22-24 %, proteinu 17,7-21,1 % a tuku 2,8-5,3 %. Při hodnocení tučnosti jednotlivých partií svaloviny byl nejnižší obsah tuku zjištěn v hřbetní svalovině (1,6-2,9 %), dále ve svalovině břišní (2,8–4,5 %) a nejvyšší ve svalovině ocasní (4,9–8,2 %). Zjištěný trend obsahu tuku ve svalovině odpovídá poměru energetické hodnoty krmiv. Mareš et al. (1999) uvádí u filetu bez kůže průměrný obsah tuku nižší než 3 %, obsah proteinů v rozsahu 16 – 21 %. Jirásek et al. (1998) uvádí průměrný obsah proteinu 18,27 % a obsah tuku v rozpětí 1,36 –5,75 % (filet bez kůže). Stejní autoři zjistili obsah tuku ve svalovině ryb z podmínek intenzivního chovu v rozpětí 3,72 – 4,28 % v závislosti na použitém krmivu, obdobně pak obsah bílkovin 17,87 –20,18 %.Vácha a Tvrzická (1994) uvádí obsah tuku ve svalovině sumce velkého na úrovni 0,99 %. Buchtová (2001) udává pro sumce 28 % sušiny, 15 % proteinů a 11

% tuku. Ingr (1994) pak 25,2 % sušiny, 18,3 % proteinů a 5,8 % tuku. Obsah tuku ve svalovině z rybničních podmínek (filet bez kůže) v rozpětí 0.9 – 5,75 uvádí Mareš et al. (1996).

Tab. 4: Chemické složení tkání sumců

Krmivo	Tkáň											
	Filet s kůží			Filet bez kůže			Sval hřbet		Sval břicho		Sval ocas	
	Suš	Prot.	Tuk	Suš.	Prot	Tuk	sušina	tuk	Sušina	Tuk	Sušina	Tuk
Aqualife 14	23,28	15,54	4,96	23,37	18,62	4,82	21,13	1,55	21,62	3,48	24,97	4,86
Aqualife 17	23,18	16,69	3,11	23,14	21,14	3,13	22,25	2,26	21,04	3,77	25,39	6,36
T 70	25,18	16,61	6,68	24,09	18,52	5,36	21,13	2,87	23,12	4,47	24,13	8,15
Dana feed	23,61	13,37	3,78	21,97	17,67	2,82	21,13	2,20	21,71	2,84	25,32	6,72

Spektrum mastných kyselin použitých krmiv i svaloviny sumců (hřbetní svalovina) je uvedeno v tabulce 5. Zastoupení jednotlivých mastných kyselin i jejich profil ve svalovině ryb odpovídá zastoupení FA v krmivu. V tabulce jsou uvedeny i hodnoty zjištěné u sumců z rybničního prostředí (Mareš et al. 2001), údaje publikované Ingrem (1994) a Váchou a Tvrzickou (1994). Profil mastných kyselin zjištěný v podmínkách intenzivního chovu je při použití kvalitních krmiv srovnatelný s podmínkami rybničního chovu. Spektrum mastných kyselin v krmivu a následně v tkáních ryb odpovídá použitým komponentům a zdrojům tuku. Ovlivněním spektra FA přídavkem lněného oleje se zabývali Zelenka et al. (2003). Pozitivní ovlivnění spektra FA přídavkem kyseliny linolové do krmiv pro sumce prokázali Bogut et al. (2002). Významný procentický podíl mastných kyselin řady n-3 zejména HUFA (vysocenenasycených) v tuku ryb, příznivě ovlivňuje zdravotní stav konzumentů. Jejich vysoký podíl v tuku, resp. svalovině sumce velkého (EPA 3,45 g a DHA 10,64 g ve 100 g tuku) uvádí již Vácha a Tvrzická (1994).

Tab.5: Spektrum mastných kyselin

Fatty acid	**Aqualife 14**		*Aqualife 15*		*T70*		*Dana feed*		Rybník[1]	[2]	[3]
	krmivo	sval	krmivo	sval	krmivo	sval	krmivo	sval			
C14:0	3.88	1.86	4.29	1.44	3.98	2.22	4.54	2.11	1,58	3,39	
C16:0	15.45	19.95	15.95	20.19	14.47	20.92	14.27	21.65	20,46	19,97	17,80
C16:1	4.28	3.11	4.37	2.34	4.16	3.02	7.22	4.11	7,52	8,47	
C18:0	3.24	5.19	3.17	5.99	2.89	5.77	2.63	6.08	6,91	5,17	6,30
C18:1	20.35	17.90	22.20	16.62	30.52	24.66	20.59	19.57	18,97	19,04	45,94
C18:2n6	25.33	12.55	21.52	9.15	16.12	9.11	20.46	9.74	4,24	6,51	7,00
C18:3n6	0.14	0.17	0.13	0.15	0.13	0.16	0.13	0.16	0,22	0,41	
C18:3n3	4.11	1.69	4.16	1.38	4.69	1.88	3.39	1.51	3,25	2,97	1,31
C20:1	5.54	5.19	5.40	5.48	5.07	6.88	12.68	7.70	0,84	4,73	
C20:4n6	0.42	1.31	0.49	1.55	0.47	1.12	0.36	1.13	5,99	2,86	
C20:5n3	6.88	6.37	7.26	7.50	6.97	5.63	6.46	5.70	7,62	3,24	1,00
C22:4n6	0.14	0.25	0.14	0.20	0.13	0.21	0.11	0.26	0,68	0,67	
C22:5n6	0.15	0.26	0.20	0.30	0.17	0.32	0.16	0.35	0,94		
C22:5n3	0.87	1.58	0.96	1.69	0.90	1.39	0.69	1.51	3,43	1,78	
C22:6n3	9.24	22.64	9.78	26.02	9.31	16.70	6.32	18.42	17,38	9,24	2,66
Fatty acid profile											
Saturated	22.57	27.00	23.42	27.62	21.34	28.91	21.43	29.84	28,95		
Monounsaturated	30.17	26.19	31.96	24.43	39.75	34.56	40.48	31.38	27,31		
n-6 PUFAs	26.16	14.54	22.47	11.36	17.03	10.93	21.21	11.64	12,06		
n-3 PUFAs	21.09	32.27	22.15	36.59	21.88	25.60	16.87	27.14	31,67		
C20+C22n-3	16.98	30.58	17.99	35.21	17.18	23.72	13.48	25.63	28,43		
n-3/n-6 ratio	0.81	2.22	0.99	3.22	1.28	2.34	0.80	2.33	2,63		
C20+C22n-3/n-6	0.65	2.10	0.80	3.10	1.01	2.17	0.64	2.20	2,36		

[1]Mareš et al.(2001); [2]Vácha a Tvrzická (1994); [3]Ingr (2004)

ZÁVĚR

Nutriční hodnota sumce velkého z intenzivních podmínek chovu je ovlivněna kvalitou použité krmné směsi. S nárůstem energetické hodnoty krmiva dochází ke zvýšení obsahu viscerálního tuku i obsahu sušiny a tuku ve svalovině ryb. Mezi testovanými směsmi nebyl zjištěn významný rozdíl ve výtěžnosti. Zjištěná výtěžnost filetu s kůží i bez kůže byla vyšší než je udávána pro rybniční podmínky. Profil mastných kyselin ve svalovině ryb odpovídal jejich profilu v krmných směsích a byl srovnatelný s přirozenými rybničními podmínkami.

Poděkování

Práce byla řešena v rámci výzkumného záměru AF MZLU v Brně MSM 432100001 a za materiální podpory firmy HYDRO Czech Republic s.r.o.

SOUHRN

Konzumní hodnota sumce velkého byla vyhodnocena po 112 dnech výkrmu 4 komerčně vyráběnými krmnými směsmi s diferencovaným obsahem proteinu (42-44 %) a tuku (13-27 %). Průměrná kusová hmotnost

ryb v jednotlivých variantách se pohybovala v rozmezí 1,1 až 1,4 kg. Z každé skupiny bylo zpracováno 8 ks ryb, u kterých byla stanoveny výtěžnost a obsah bílkovin a tuku. Hodnota VSI se pohybovala v rozmezí 8,3-10,5 %, výtěžnost filetů s kůží 52,3-52,5 %, filetů bez kůže 46,0-47,0 %. Obsah tuku ve svalovině kolísal od 2,82-5,36 %, obsah bílkovin 17,67-21,14 %. Nejnižší obsah tuku byl zjištěn ve hřbetní svalovině (1,55-2,87 %), nejvyšší pak v ocasní partii (4,86-8,15 %). Zjištěná výtěžnost dosáhla vyšší úrovně ve srovnání s rybničními podmínkami, obsah tuku a bílkovin se pohybovala na srovnatelné úrovni. Spektrum mastných kyselin ve svalovině odpovídalo spektru FA použitých krmiv a je srovnatelné s přirozenými podmínkami.

LITERATURA

BYKOWSKI, P., DUTKIEWICZ, D., 1996. Zpracování sledkovodních ryb a vybavení malých zpracoven. Fao Fish.Cirkular. No 905 (FIIU-C905), FAO Řím, 63 s.

BOGUT, I., HAS-SCHŐN, E., ČAČIĆ, N., MILAKOVIĆ, Z., NOVOSELIĆ, D., BRKIĆ, S., 2002. Linolenic acid supplementation in the diet of European catfish (*Silurus glanis*): effect on growth and fatty acid composition. J. Appl. Ichtyol. 18: 1-6

BUCHTOVÁ, H., 2001. Hygiena a technologie zpracování ryb a ostatních vodních živočichů. Skripta 1.vyd. VFU Brno, 164 s.

FILIPIAK, J., SADOWSKI, J., TRZEBIATOWSKI, R.,1997. Comparative analysis of results of using different food rations in juvenile wels (*Silurus glanis* L.) culture. Acta Ichtyol.Piscat. 27, 1: 41-51

FILIPIAK, J., SADOWSKI, J., TRZEBIATOWSKI, R.,1998. Comparing results of carp(*Cyprinus carpio* L.) and wels (*Silurus glanis* L.) cultures involving different metabolic food rations. Folia Univ. Agric., Stetin, Piscaria, 184, 24: 15-23

FILIPIAK, J., TRZEBIATOWSKI, R., SADOWSKI, J., 1993. Effect of different protein levela on feed utilization and body composition of wels (*Silurus glanis* L.) cage-reared in cooling water. Zesz.Nauk. AR Szczecin Ryb.Mor., 156, 20: 43-54

HAMÁČKOVÁ, J., KOUŘIL, J., ADÁMEK, Z., VACHTA, R., STYBRANIYOVÁ, I., 1993. Testování krmiva ALMA Welsfutter u sumce velkého (*Silurus glanis* L.) při výkrmu v silech. Bull. VÚRH Vodňany, 1:3-9

INGR, I., 1994. Hodnocení a zpracování ryb. Skripta 1. vyd. VŠZ Brno, 106 s.

JIRÁSEK, J., PEŇÁZ, M., HAMÁČKOVÁ, J., 1998. Biologické a technologické aspekty chovu sumce velkého (*Silurus glanis* L.) v podmínkách ČR. Závěrečná zpráva projektu NAZV IE 5139, 58 s.

KLADROBA, D., 2003. Faktory ovlivňující zastoupení mastných kyselin v mase ryb. Doktorská disertační práce, MZLU Brno,83 s.

LINHART, O., ŠTĚCH, L., ŠVARC, J., RODINA, M., AUDEBERT, J.P., GRECU, J., BILLARD, R., 2002. The culture of the European catfish *Silurus glanis*, in the Czech Republic and in France. Aquat.Living Resour. 15: 139-144

MAREŠ, J., 1996. Biologické a technologické aspekty intenzivního chovu sumce velkého (*Silurus glanis* L.). Teze doktorské disertační práce, MZLU v Brně

MAREŠ, J., 2003. Složení rybího masa a některé zdravotní aspekty jeho konzumace. Maso, 5: 21-25

MAREŠ, J., JIRÁSEK, J., 1999. Ukazatele produkční účinnosti krmiv. Sbor.ref konf.50 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně, Brno: 74-78

MAREŠ, J., JIRÁSEK, J., ONDRA, R., 1996. Results of rearing two-year-old European wels (*Silirus glanis* L.) in ponds stocked with intensively cultured yearling. Acta Ichtyol. Et Piscat., Szczecin, Vol.XXVI, Fasc.1: 93-101

MAREŠ, J., JIRÁSEK, J., HILLERMANN, J., 1999. Konzumní hodnota sumce velkého z rozdílných podmínek chovu. Sborník souhrnu sdělení XXVI. Semináře o jakosti potravin a potravinových surovin: 19

MAREŠ, J., SPURNÝ, P., WOGNAROVÁ, S., 2001. Production efficiency of feed mixture with different nutrient levels in wels (*Silurus glanis* L.) culture II. Závěrečná zpráva úkolu 9093 1OS , 12 s.

MAREŠ, J., WOGNAROVÁ, S., SPURNÝ, P., 2003. Evaluation of production effeciency of selected feed mixes at intensive culture of European wels (*Silurus glanis* L.). Acta Scient. Polon., Piscaria 2(1): 183-194

VÁCHA,F.,TVRZICKÁ,E., 1994. Polynenasycené mastné kyseliny a cholesterol v sladkovodních rybách.In: Mikešová,J.,Adámek,Z., (ed.):Ichtyologická konference 1994,Vodňany:43-47

ZELENKA, J., FAJMONOVÁ, E.., KOMPRDA, T., KLADROBA, D., ŠARMANOVÁ, I., 2003. Vliv lněného oleje na zastoupení cholesterolu a mystných kyselin v mase pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*). Bulletin VÚRH Vodňany, 39, ½: 141-147

Mze ČR, 2003. Ryby - situační a výhledová zpráva. Ministerstvo zemědělství ČR Praha, 43 s.

Adresa autorů

Dr.Ing. ***Jan Mareš***, Ing. ***Silvie Wognarová***, Doc.Ing. ***Petr Spurný***,CSc., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

mares@mendelu.cz,silvus@centrum.cz, fishery@mendelu.cz

WPŁYW ŻYWIENIA PSTRĄGA TĘCZOWEGO, O*ncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) PASZAMI Z DODATKIEM RÓŻNEGO RODZAJU TŁUSZCZU NA WYNIKI CHOWU I WARTOŚCI DIETETYCZNE MIĘSA

Effect of feeding rainbow trout , Oncorhynchus mykiss (Walbaum, 1792) with feeds containing different oils on rearing results and dietetic value of meat

WIELOPOLSKA M., SADOWSKI J., TRZEBIATOWSKI R., BARTŁOMIEJCZYK M.

ABSTRACT

The experiment was conducted in Oct. 8-Dec. 17, 2003. Fish at mean individual weight 65 g (±5g) were reared at stocking density of 150 ind. per cage in cooling water channel of power station "Dolna Odra". Experiment feed variants differed with added (8%) oils (soya oil, linseed oil, rapeseed oil and fish oil). The daily feed doses ranged from 2.0 to 3.0% of fish weight. Specific growth rates (SGR) and food conversions ratios (FCR) were similar in all variants (ca 2.1 $g \cdot kg^{-0,8} \cdot day^{-1}$ and 1.0 respectively).The highest contents of EPA, DPA and DHA (3.19, 0.97 and 8.91 $g \cdot 100$ g $lipid^{-1}$ respectively) were found in fish fed with feed containing fish oil. The highest linolenic acid content (18.16 g 100 $g \cdot lipid^{-1}$) showed fish fed feed with linseed oil. Feeding fish with feeds containing appropriate fatty acid composition allow to modify fatty acids contents in meat, which can be important source of unsaturated fatty acids for man.

Key words: *rainbow trout, cooling water, cages, essential fatty acids*

WSTĘP

Zapotrzebowanie pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*) na podstawowe składniki pokarmowe było przedmiotem badań wielu autorów (NRC 1993). Według Sargenta i in. (1989) technicznie jest możliwe produkowanie ryb o określonym stosunku niezbędnych nienasyconych kwasów tłuszczowych n-3 do n-6. Steffens (1997) sugeruje, że hodowane ryby słodkowodne odpowiednio żywione mogą być nawet lepszym źródłem niezbędnych kwasów tłuszczowych niż ryby morskie. Powszechnie wiadomo, że ryby morskie charakteryzują się sezonowymi zmianami w zawartości i składzie lipidów (Eaton i in. 1975; Szczygielski 1999), stąd nie zawsze mają jednakową wartość dietetyczną. W przypadku akwakultury, poprzez skarmianie rybom pasz o odpowiedniej zawartości i jakości lipidów, istnieje możliwość uzyskiwania standaryzowanego produktu o określonym, pożądanym z punktu widzenia dietetycznego, składzie chemicznym (Steffens 1997, Pike, 1999). Z dotychczasowych wyników badań innych gatunków ryb wynika, że rodzaj stosowanej diety istotnie wpływa na skład chemiczny ich ciała (Yingst, Stickney 1979; Martin i in., 1984; Henderson i Tocher 1987; Viola i in. 1988, Hove i Grahl-Nielsen 1991, Sargent i in. 1999, Sadowski i in. 2000). Dla sprawdzenia postawionej wyżej tezy podjęto badania nad określeniem wpływu pasz z dodatkiem różnych komponentów lipidowych na poziom w ciele pstrąga tęczowego podstawowych składników chemicznych, w szczególności zaś na profil kwasów tłuszczowych.

MATERIAŁY I METODY

Badania żywieniowe przeprowadzono w okresie 70 dni (8.10. - 17.12.2003 r.) w Rybackiej Stacji Doświadczalnej (RSD) Zakładu Akwakultury Akademii Rolniczej w Szczecinie, usytuowanej przy elektrowni "Dolna Odra" w Nowym Czarnowie. Materiał doświadczalny stanowiły pstrągi tęczowe o średniej masie jednostkowej 65 g (±5g), które w okresie doświadczenia chowano w sadzach o objętości użytkowej 2 m^3 wody i obsadzie 150 $szt \cdot sadz^{-1}$. Doświadczenie obejmowało 4 warianty, z których każdy testowano w trzech powtórzeniach.

Ryby żywiono ręcznie czterema rodzajami pasz różniących się rodzajem dodanego komponentu lipidowego, który stanowiły oleje: sojowy, lniany, rzepakowy i rybny. Skład komponentowy i chemiczny pasz podano w tabelach 1 i 2. Ryby z wszystkich wariantów otrzymywały codziennie paszę w jednakowej dawce wynoszącej przez pierwsze 4 tygodnie 3,0%, w następnych 6 tygodniach - ze względu na obniżającą się temperaturę wody – 2% masy ryb w sadzu. Dzienną dawkę paszy dzielono na cztery porcje, które skarmiano w odstępach 2 godzinnych.

Przed rozpoczęciem doświadczenia z grupy ryb przygotowanych do badań pobrano losowo próbę 20, natomiast po zakończeniu eksperymentu z każdego wariantu 6 osobników, które zostały sfiletowane. Uzyskane filety (bez skóry) i części niejadalne były oddzielnie homogenizowane. W otrzymanych homogenatach oznaczano: procentową zawartość: suchej masy (suszenie 12 h, 105°C), białka ogólnego (Kjeltec 1026), lipidów (metodą Soxhleta - 8 h ekstrakcji eterem etylowym) i popiołu (spalanie w 550°C, 12 h). Całkowitą zawartość poszczególnych składników w ciele ryb obliczono jako średnią ważoną wyników uzyskanych tak dla filetów jak i części niejadalnych. Analizy chemiczne paszy wykonano tymi samymi metodami, przy czym zawartość węglowodanów obliczono z różnicy pomiędzy suchą masą a sumą białka ogólnego, lipidów i popiołu. Poziom energii brutto w paszy obliczono na podstawie udziału poszczególnych składników, stosując przeliczniki dla: lipidów 39,53 $kJ \cdot g^{-1}$, białka ogólnego - 23,63 $kJ \cdot g^{-1}$ i węglowodanów - 17.15 $kJ \cdot g^{-1}$ (Jobling 1994).

W celu określenia wpływu żywienia paszami z dodatkiem różnych komponentów lipidowych na skład kwasów tłuszczowych w ciele ryb, przeprowadzono oznaczenie zawartości i składu lipidów zarówno w paszach jak i w rybach. W tym ostatnim przypadku oznaczono kwasy tłuszczowe na początku i po zakończeniu badań oddzielnie dla homogenatu z filetów i części niejadalnych. Analizy wykonano na chromatografie Agilent Technologies 6890N: kolumna kapilarna (L =60 m; ∅ = 250µm:), gaz nośny – hel (przepływ 25 cm/s). Użyto detektora FID w temperaturze 250°C. Temperatura dozownika wynosiła 250°C, a kolumny 200°C. Przepływ wodoru wynosił 40 $cm^3 \cdot min^{-1}$ a całkowity czas analizy 45min.

W celu określenia dynamiki zmian podstawowych wskaźników chowu jak i aktualizacji ilości zadawanej paszy, co 14 dni wszystkie ryby w każdym sadzu ważono z dokładnością do 0,05 kg. W oparciu o rezultaty ważeń kontrolnych obliczono wartości współczynnika pokarmowego (FCR), dobowego przyrostu średniej masy jednostkowej (SGR) oraz wartości retencji: białka ogólnego - aNPU, tłuszczu - aLR i energii - ER. W celu ustalenia istotności różnic pomiędzy wariantami, wartości wszystkich wymienionych wskaźników chowu poddano analizie statystycznej (test LSD, P=0,05) posługując się programem Statistica for Windows wersją 6.1 (StatSoft, Inc.2003).

Temperaturę (±0,5ºC), zawartość tlenu rozpuszczonego (±0,2 $mg \cdot dm^{-3}$) w wodzie pochłodniczej i jej odczyn (±0,1 pH) rejestrowano co 60 minut przy użyciu automatycznego systemu pomiarowego (Mikrosoft, typ SP–1).

WYNIKI I DYSKUSJA

Charakterystyka warunków środowiskowych

W doświadczeniu przeprowadzonym w okresie jesieni (8.10. - 17.12.2003 r.), oznaczane wartości wskaźników hydrochemicznych charakteryzowały się typową dla tej pory roku zmiennością. W tym okresie temperatury wody pochłodniczej mieściły się w zakresie 6,1-17,5, przy średniej wartości 11,0ºC (rys. 1a) i przez znaczny okres chowu były niższe od wartości optymalnych tego gatunku. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie zmieniała się w zakresie 7,3 – 10,1, przy średniej wartości 9,0 $mg \cdot dm^{-3}$ (rys. 1b), zaś jej odczyn mieścił się w granicach 7,8 do 8,5pH (rys. 1c). Pomimo tak zmiennych warunków środowiskowych nie zaobserwowano widocznego negatywnego ich oddziaływania na stan zdrowotny i wzrost ryb.

Charakterystyka użytych w doświadczeniu pasz

Ryby żywiono ekstrudowanymi paszami izobiałkowymi (ca 45%) różniącymi się rodzajem dodanych w ilości 8% komponentów tłuszczowych, które stanowiły oleje: rybny, drobiowy, lniany oraz sojowy (tab.1.). Podstawą ich wyboru było różnorodne pochodzenie (zwierzęce i roślinne), kompozycja kwasów tłuszczowych oraz walory smakowe i zapachowe. Z danych piśmiennictwa wynika, że poziom białka w paszach przemysłowych dla pstrągów tęczowych wynosi najczęściej 45-50%, natomiast tłuszczu 15-25% (NRC 1993). Rzeczywiste potrzeby pokarmowe tego gatunku są oceniane na 35% białka strawnego, przy poziomie lipidów wynoszącym 15% (Takeuchi i in. 1978). Według Castella (1978) zapotrzebowanie pstrąga tęczowego na kwasy tłuszczowe grupy (n-3) wynosi około 1% kwasu linolenowego (18:3) w paszy. Na podstawie podanych wyżej wartości można przyjąć, że skład chemiczny pasz odpowiadał potrzebom wzrostowym pstrągów tęczowych chowanych w wodzie pochłodniczej

Analizując skład kwasów tłuszczowych w poszczególnych paszach, zwraca uwagę wysoki udział kwasu linolowego (18:2) w paszy z dodatkiem oleju sojowego, linolenowego (18:3 n-3) - z dodatkiem oleju lnianego oraz kwasu oleinowego (18:1) – z dodatkiem oleju rzepakowego (tab. 3). Najniższą zawartość kwasu erukowego (22:1) stwierdzono w paszy wzbogaconej olejem rzepakowym, natomiast największą, najprawdopodobniej izomera trans tego kwasu, tj. kwasu brasydynowego (*trans*–13-dokozynowy) – z dodatkiem oleju rybnego (tab.3). Najwyższe zawartości kwasów dokozapentaenowego (EPA, 20:5 n-3) i dokozaheksaenowego (DHA, 22:6 n-3) zanotowano również w paszy z dodatkiem oleju rybnego.

Tabela 1. Skład komponentowy pasz stosowanych w doświadczeniu

Komponenty [% w mokrej masie]	**Rodzaj paszy – dodatek oleju**			
	sojowego	**lnianego**	**rzepakowego**	**rybnego**
Mączka rybna	58,5	58,5	58,5	58,5
Śruta rzepakowa	8,0	8,0	8,0	8,0
Pszenica	24,5	24,5	24,5	24,5
Lecytyna	0,5	0,5	0,5	0,5
Premix witaminowy	0,5	0,5	0,5	0,5
Olej sojowy	8,0	0,0	0,0	0,0
Olej lniany	0,0	8,0	0,0	0,0
Olej rzepakowy	0,0	0,0	8,0	0,0
Olej rybny	0,0	0,0	0,0	8,0

Tabela 2. Skład chemiczny pasz stosowanych w doświadczeniu

Składniki [% w mokrej masie]	Rodzaj paszy – dodatek oleju			
	sojowego	lnianego	rzepakowego	rybnego
Sucha masa	92,24 (0,046)	92,34 (0,110)	92,15 (0,146)	92,60 (0,013)
Białko ogólne	45,12[a] (0,087)	45,14[a] (0,068)	45,20[a] (0,052)	45,14[a] (0,068)
Tłuszcz surowy	14,51[a] (0,195)	14,47[a] (0,056)	14,34[a] (0,191)	14,58[a] (0,169)
Popiół	10,41 (0,050)	10,29 (0,043)	10,36 (0,084)	10,49 (0,088)
Węglowodany	22,19 (0,116)	22,43 (0,232)	22,25 (0,132)	22,39 (0,214)
Energia brutto (MJ/g)	19,15	19,14	19,10	19,18

W nawiasach podano odchylenie standardowe
Wartości w wierszach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)

Tabela 3. Zawartość kwasów tłuszczowych w paszach [g·100 g tłuszczu^{-1}]

Nazwa kwasu		Rodzaj paszy – dodatek oleju			
		sojowego	lnianego	rzepakowego	rybnego
14:0	mirystynowy	1,91 (0,028)	1,75 (0,014)	1,91 (0,064)	5,09 (0,071)
16:0	palmitynowy	13,13 (0,156)	8,91 (0,113)	17,93 (0,042)	13,65 (0,007)
16:1	palmitoleinowy	1,92 (0,049)	1,80 (0,078)	3,79 (0,127)	5,28 (0,290)
18:0	stearynowy	3,06 (0,014)	2,80 (0,021)	3,90 (0,028)	1,86 (0,042)
18:1	**oleinowy**	**24,36[b]** (0,106)	**18,09[d]** (0,092)	**34,39[a]** (0,120)	**19,54[c]** (0,035)
18:2	**linolowy**	**32,88[a]** (0,036)	**14,48[c]** (0,014)	**18,95[b]** (0,021)	**6,73[d]** (0,084)
18:3	**linolenowy**	**4,68[b]** (0,007)	**35,45[a]** (0,219)	**3,04[c]** (0,007)	**2,37[d]** (0,035)
18:4	oktadekanotetraenowy	0,74 (0,000)	0,71 (0,014)	0,60 (0,007)	2,13 (0,085)
20:1	gadoleinowy	3,26 (0,028)	3,21 (0,042)	2,86 (0,035)	8,89 (0,042)
20:4	**arachidonowy**	**0,20[b]** (0,000)	**0,17[c]** (0,000)	**0,00[d]** (0,000)	**0,36[a]** (0,007)
20:5	**ikozapentaenowy (EPA)**	**2,87[c]** (0,007)	**2,52[b]** (0,007)	**2,04[d]** (0,000)	**6,25[a]** (0,163)
22:1	**erukowy, *brasydynowego**	**4,48[b]** (0,028)	**4,34[b]** (0,134)	**3,69[c]** (0,028)	***12,42[a]** (0,106)
22:5	**dokozapentaenowy (DPA)**	**0,28[b]** (0,000)	**0,25[c]** (0,007)	**0,25[c]** (0,000)	**0,59[a]** (0,014)
22:6	**dokozaheksaenowy (DHA)**	**3,74[b]** (0,021)	**3,32[c]** (0,042)	**2,87[d]** (0,028)	**7,23[a]** (0,141)
24:1	nerwonowy	**0,33** (0,014)	**0,30** (0,021)	**0,29** (0,007)	**0,72** (0,007)

W nawiasach podano odchylenie standardowe
Wartości w kolumnach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)

Wyniki hodowlane

W oparciu o wartości wyliczonych wskaźników hodowlanych, można stwierdzić, że pomimo zastosowania w paszach różnych komponentów lipidowych, efekty chowu były zbliżone (tab. 4). Już po 10 tygodniach chowu pstrągi tęczowe we wszystkich wariantach uzyskały masę handlową (około 280 g/szt.) przy wysokim tempie wzrostu (SGR=2,1%·d^{-1}), bardzo niskim współczynniku pokarmowym (FCR=1,0) i przeżywalności obsad wynoszącej ca 99%. Pewne różnice stwierdzono w wyliczonych wartościach retencji: białka (aNPU), tłuszczu (aLR) i energii (ER) (tab. 4). Najmniejszą - i statystycznie istotnie różną od pozostałych - retencję białka stwierdzono w wariancie, w którym pstrągi żywiono paszą z dodatkiem oleju rybnego. Statystycznie największe retencje zanotowano w wariantach, w których stosowano oleje sojowy i rybny, mniejsze dla olejów lnianego i rzepakowego. Podobnie kształtowały się wielkości retencji energii.

Tabela 4. Średnie masy jednostkowe oraz wartości wskaźników hodowlanych uzyskane po 70 dniach doświadczenia.

Wariant – dodatek oleju	Średnia masa jednostkowa ryby		SGR[1]	FCR[2]	aNPU[3]	aLR[4]	ER[5]	Przeży-walność
	początkowa	końcowa						
	[g·szt.$^{-1}$]	[g·szt.$^{-1}$]	[g·kg$^{-0,8}$·dzień$^{-1}$]		(%)	(%)	(%)	[%]
sojowego	65^{a}	283^{a}	2,11^{a}	1,01^{a}	36,43^{ab}	82,73^{a}	45,07^{a}	99,33^{a}
lnianego	64^{a}	276^{a}	2,10^{a}	1,02^{a}	36,29^{ab}	73,13^{b}	42,10^{b}	98,89^{a}
rzepakowego	64^{a}	278^{a}	2,09^{a}	1,02^{a}	37,09^{a}	68,30^{c}	41,18^{b}	99,33^{a}
rybnego	65^{a}	278^{a}	2,07^{a}	1,03^{a}	35,55^{b}	81,97^{a}	44,41^{a}	99,11^{a}
MSE			0,001	0,000	0,475	1,979	0,651	0,630

Wartości w kolumnie oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)

1/ - iloraz różnicy logarytmów naturalnych z końcowej i początkowej masy jednostkowej oraz czasu chowu w dniach wyrażony w procentach,

2/ - stosunek całkowitej ilości podanej paszy do całkowitego przyrostu ryb,

3/ - procentowy stosunek ilości białka ogólnego podanego w paszy rybom do ilości białka ogólnego zdeponowanego w ciele ryb,

4/ - procentowy stosunek ilości lipidów podanych w paszy do ilości lipidów zdeponowanych w ciele ryb,

5/ - procentowy stosunek ilości energii brutto podanej w paszy rybom do ilości energii brutto zdeponowanej w ciele ryb,

6/ - procentowy stosunek obsady wynikowej do wyjściowej.

Skład chemiczny ciała ryb

Analizy składu chemicznego ciała pstrągów tęczowych wykazały istotne statystyczne różnice w zawartości białka ogólnego i lipidów w ich ciele w zależności od rodzaju zastosowanej paszy (tab. 5). Największe różnice zanotowano w przypadku tłuszczu. Maksymalną jego zawartość stwierdzono w filetach ryb żywionych paszą z dodatkiem oleju sojowego, natomiast w częściach niejadalnych - wzbogaconą olejem rybnym (tab. 5).

Analizy składu chemicznego zarówno filetów, jak i części niejadalnych ryb wykazały również istotne różnice w zawartości kwasów tłuszczowych (tab. 6 i 7). Najwięcej kwasu linolowego (18:2) stwierdzono w filetach pstrągów żywionych paszą wzbogaconą olejem sojowym. W przypadku kwasu linolenowego (18:3), zaliczanego przez niektórych autorów do kwasów niezbędnych dla człowieka (Drozdowski 1996), największy – niemalże dwunastokrotny - wzrost jego zawartości, w porównaniu z oznaczeniami początkowymi, notowano w mięśniach pstrągów żywionych pasza wzbogaconą olejem lnianym. Najwyższe zawartości kwasów EPA i DHA, uznanych za niezbędne z punktu widzenia prawidłowego żywienia człowieka i zapobiegających chorobom układu krążenia (Pike 1999, Arts i in. 2001), stwierdzono w filetach ryb żywionych paszą z dodatkiem oleju rybnego. Na uwagę zasługuje jednak fakt, że w mięśniach pstrągów z wszystkich wariantów występował wyraźnie niższy statystycznie poziom tych kwasów niż na początku eksperymentu. W przypadku części niejadalnych pstrągów tendencje w zmianach zawartości oznaczonych w nich kwasów tłuszczowych były zbliżone do danych uzyskanych dla filetów (tab. 6 i 7). Zawartości kwasów tłuszczowych stwierdzone w filetach i częściach niejadalnych pstrągów tęczowych ściśle korespondują z udziałem tych kwasów w skarmianych rybom paszach (tab. 3, 6 i 7).

Tabela 5. Skład chemiczny filetów i części niejadalnych pstrąga (%) na początku i po 70 dniach doświadczenia

Wariant – dodatek oleju	Sucha masa*		Białko ogólne*		Lipidy*		Popiół*	
	filet	części niejadalne	filet	części niejadalne	filet	części niejadalne	filet	części niejadalne
Początek doświadczenia								
	24,33^{d}	32,34^{d}	18,41^{bc}	15,28^{a}	4,44^{d}	14,54^{d}	1,34^{c}	2,52^{a}
Koniec doświadczenia								
sojowego	26,76^{a}	32,26^{b}	18,27^{c}	15,21^{a}	7,09^{a}	15,81^{b}	1,35^{bc}	2,16^{b}
lnianego	25,42^{c}	32,68^{c}	18,76^{a}	14,92^{b}	5,22^{c}	15,59^{c}	1,38^{b}	2,19^{b}
rzepakowego	25,61^{bc}	31,60^{e}	18,74^{a}	15,42^{a}	5,37^{c}	14,11^{e}	1,42^{a}	2,13^{b}
rybnego	25,65^{ab}	34,40^{a}	18,51^{b}	14,67^{b}	5,68^{b}	17,17^{a}	1,37^{bc}	2,05^{b}
MSE	0,012	0,026	0,000	0,007	0,015	0,011	0,012	0,021

*/ w mokrej masie

Wartości w kolumnie oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)

WNIOSKI

1. Na podstawie uzyskanych wyników hodowlanych można stwierdzić, że rodzaj zastosowanego komponentu lipidowego nie wywierał wpływu na efekty chowu pstrąga tęczowego wyrażone tempem wzrostu ryb (SGR), zużyciem paszy (FCR) i przeżywalnością, oddziaływał natomiast istotnie na skład chemiczny jego ciała.
2. Istnieje zauważalna zależności pomiędzy zawartością kwasów tłuszczowych w skarmianych paszach i w ciele ryb.
3. W przypadku chowu ryb wyłącznie na paszy przemysłowej, istnieje możliwość sterowania zawartością niektórych kwasów tłuszczowych w ich ciele, uznanych za niezbędne z punktu widzenia prawidłowego żywienia człowieka i zapobiegających chorobom układu krążenia poprzez użycie do produkcji skarmianych pasz odpowiednio dobranych komponentów.

Tabela 6. Zawartość kwasów tłuszczowych w filetach z pstrągów [g·100 g tłuszczu^{-1}]

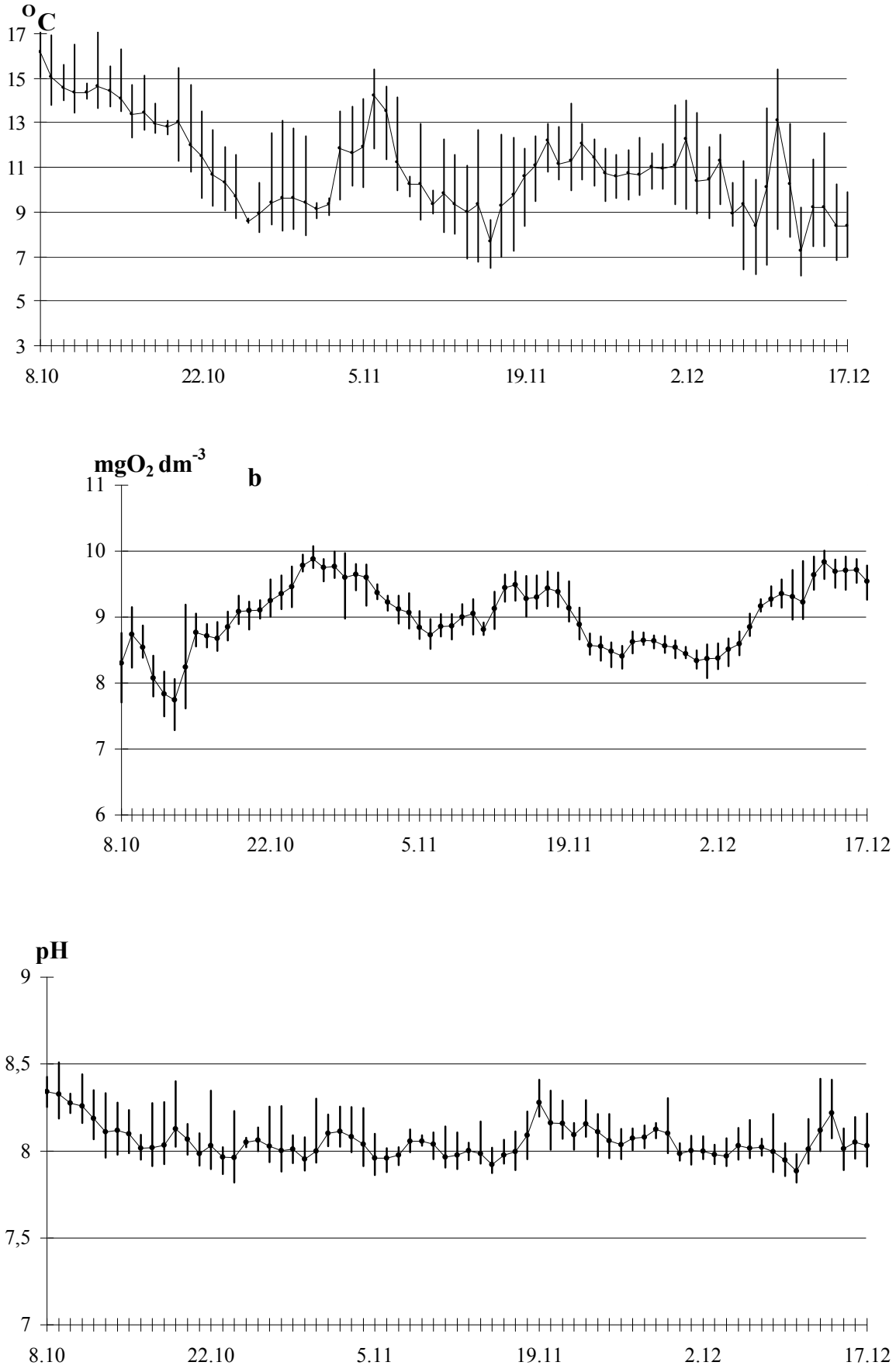
Nazwa kwasu		Rodzaj paszy – dodatek oleju				
		początkowe	**sojowego**	**lnianego**	**rzepakowego**	**rybnego**
14:0	mirystynowy	4,64 (0,099)	2,50 (0,049)	2,25 (0,028)	2,44 (0,028)	4,05 (0,070)
16:0	palmitynowy	17,19 (0,177)	16,19 (0,184)	13,76 (0,283)	16,64 (0,170)	16,76 (0,036)
16:1	palmitoleinowy	5,50 (0,127)	4,98 (0,255)	3,88 (0,410)	5,10 (0,007)	6,97 (0,212)
18:0	stearynowy	3,08 (0,042)	3,59 (0,021)	3,52 (0,036)	3,58 (0,007)	3,10 (0,014)
18:1	**oleinowy**	**22,54^{d}** (0,212)	**27,53^{b}** (0,170)	**24,82^{c}** (0,078)	**37,03^{a}** (0,042)	**27,19^{b}** (0,099)
18:2	**linolowy**	**4,78^{e}** (0,057)	**17,41^{a}** (0,120)	**10,02^{b}** (0,113)	**10,74^{c}** (0,063)	**5,32^{d}** (0,035)
18:3	**linolenowy**	**1,52^{d}** (0,127)	**4,22^{b}** (0,106)	**18,16^{a}** (0,170)	**2,71^{c}** (0,064)	**1,48^{d}** (0,070)
18:4	oktadekanotetraenowy	1,23 (0,014)	0,61 (0,007)	1,14 (0,021)	0,52 (0,000)	0,98 (0,007)
20:1	gadoleinowy	4,45 (0,091)	3,63 (0,014)	3,27 (0,021)	3,88 (0,035)	6,46 (0,084)
20:4	**arachidonowy**	**0,56^{a}** (0,007)	**0,35^{b}** (0,014)	**0,27^{c}** (0,000)	**0,35^{b}** (0,000)	**0,34^{b}** (0,000)
20:5	**ikozapentaenowy (EPA)**	**4,57^{a}** (0,021)	**1,87^{d}** (0,035)	**1,98^{c}** (0,014)	**1,73^{e}** (0,007)	**3,19^{b}** (0,007)
22:1	**erukowy, *brasydynowego**	**5,28^{b}** (0,226)	**3,62^{c}** (0,127)	**3,17^{d}** (0,184)	**3,10^{d}** (0,085)	***7,02^{a}** (0,007)
22:5	**dokozapentaenowy (DPA)**	**1,34^{a}** (0,028)	**0,60^{cd}** (0,028)	**0,64^{c}** (0,014)	**0,55^{d}** (0,014)	**0,97^{b}** (0,000)
22:6	**dokozaheksaenowy (DHA)**	**13,98^{a}** (0,212)	**6,86^{c}** (0,205)	**6,81^{cd}** (0,085)	**6,49^{d}** (0,021)	**8,91^{b}** (0,021)
24:1	nerwonowy	0,71 (0,042)	0,52 (0,021)	0,50 (0,028)	0,48 (0,021)	0,71 (0,014)

W nawiasach podano odchylenie standardowe
Wartości w kolumnach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)

Tabela 7. Zawartość kwasów tłuszczowych w częściach niejadalnych pstrągów [g·100 g tłuszczu^{-1}]

Nazwa kwasu		Rodzaj paszy – dodatek oleju				
		początkowe	**sojowego**	**lnianego**	**rzepakowego**	**rybnego**
14:0	mirystynowy	4,89 (0,021)	2,50 (0,071)	2,24 (0,042)	2,51 (0,007)	4,14 (0,085)
16:0	palmitynowy	16,70 (0,064)	15,70 (0,163)	12,84 (0,170)	15,74 (0,326)	16,09 (0,106)
16:1	palmitoleinowy	6,07 (0,000)	4,93 (0,290)	3,90 (0,049)	5,00 (0,262)	6,92 (0,410)
18:0	stearynowy	3,05 (0,021)	3,62 (0,071)	3,44 (0,014)	3,52 (0,057)	3,07 (0,000)
18:1	**oleinowy**	**22,86^{e}** (0,184)	**27,94^{b}** (0,028)	**24,83^{d}** (0,170)	**36,41^{a}** (1,106)	**26,76^{d}** (0,240)
18:2	**linolowy**	**4,99^{e}** (0,021)	**17,70^{a}** (0,127)	**9,83^{c}** (0,000)	**10,46^{b}** (0,042)	**5,36^{d}** (0,134)
18:3	**linolenowy**	**1,52^{d}** (0,078)	**4,01^{b}** (0,106)	**17,77^{a}** (0,042)	**2,65^{c}** (0,092)	**1,67^{d}** (0,007)
18:4	oktadekanotetraenowy	1,31 (0,000)	0,61 (0,028)	1,17 (0,000)	0,59 (0,014)	1,03 (0,000)
20:1	gadoleinowy	4,71 (0,078)	3,69 (0,035)	3,50 (0,007)	4,00 (0,021)	6,36 (0,049)
20:4	**arachidonowy**	**0,57^{a}** (0,007)	**0,34^{a}** (0,000)	**0,74^{a}** (0,629)	**0,37^{a}** (0,007)	**0,36^{a}** (0,000)
20:5	**ikozapentaenowy (EPA)**	**4,45^{a}** **(0,042)**	**1,86^{d}** **(0,028)**	**2,09^{c}** **(0,014)**	**1,94^{d}** **(0,049)**	**3,23^{b}** **(0,085)**
22:1	**erukowy, *brasydynowego**	**5,29^{b}** (0,198)	**3,57^{c}** (0,049)	**3,46^{cd}** (0,000)	**3,26^{d}** (0,085)	***6,69^{a}** (1,113)
22:5	**dokozapentaenowy (DPA)**	**1,29^{a}** (0,035)	**0,61^{d}** (0,000)	**0,69^{c}** (0,014)	**0,62^{d}** (0,007)	**0,98^{b}** (0,007)
22:6	**dokozaheksaenowy (DHA)**	**12,94^{a}** (0,382)	**6,67^{c}** (0,021)	**7,17^{c}** (0,106)	**6,72^{c}** (0,198)	**8,97^{b}** (0,085)
24:1	nerwonowy	0,68 (0,028)	0,50 (0,014)	0,54 (0,007)	0,49 (0,000)	0,69 (0,028)

W nawiasach podano odchylenie standardowe
Wartości w kolumnach oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)



Rys. 1. Dobowe zmiany temperatury (a), zawartości rozpuszczonego tlenu (b) i odczynu (c) wody pochłodniczej

LITERATURA

Arts T. M., Ackman R.G., Holub B., 2001: "Essential fatty acids" in aquatic ecosystems: a crucial link between diet and human health and evolution. Can. J. Aquat. Sci. 58: 122-137.

Castell J.D. 1979: Review of lipid requirements of fish. From Proc. World Symp. On Finfish Nutrition and Fishfeed Technology, Hamburg 20-23 June, 1978. Vol. I. Berlin.

Drozdowski B., 1996: Lipidy: W: Z.E Sikorski. Chemiczne i funkcjonalne właściwości składników żywności. Wyd. Nauk.-Tech., Warszawa.

Eaton C.A., Ackman R.G., Tocher C.S., Spencer K.D., 1975: Canadian capelin 1972-1973. Fat and Misture Composition, and Fatty Acids of Some Oils and Lipid Extract Triglycerides. J. Fish. Res. Board Can. 32: 507-513.

Henderson R.J., Tocher D.R., 1987: The lipid composition and biochemistry of freshwater fish. Prog. Lipid Res., 26: 281-347.

Hove H.T., Grahl-Nielsen O., 1991: Fatty acid composition of start-feeding salmon (*Salmo salar*) larvae. Aquaculture 96: 305-319.

Jobling M. 1994. Fish bioenergetics. Ed. Chapman & Hall. London pp: 309.

Martin F.D., Wright D.A. Means J.C., 1984: Fatty acids and starvation in larval striped bass (Morone saxatilis). Comp. Biochem. Physiol., 77B: 785-790.

NRC (National Research Council), 1993: Nutrient requiremens of Fish. National Academy Press, Washington.

Pike I. H., 1999: Health benefits from feeding fish oil and fish meal. The role of long chain omega-3 polyunsaturated fatty acids in animal feeding. IFORMA (28): 1-18.

Sadowski J., Trzebiatowski R., Odebralska D., Wielopolska M., Wojciechowski B. 2000: Effects of commercial feeds on growth and chemical composition of carp (*Cyprinus carpio* l.) kept in power station cooling water. Electr. J. of Pol. Agr. Univ. Fisheries, Vol.3, Issue 2.

Sargent J., Henderson R.J., Tocher D.R., 1989: The lipids. In: J.E. Halver (red), Fish Nutrition. 2nd edition. Academic Press San Diego. 153-218.

Sargent j., Bell G., McEvoy L., Tocher D., Estevez A., 1999: Recent developments in essential fatty acid nutrition of fish. Aquaculture, 177: 191-199.

StatSoft, Inc. (2003). STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.

Steffens W., 1997: Effects of variation in essential fatty acids in fish feeds on nutritive value of freshwater fish for humans. Aquaculture, 151: 97-119.

Szczygielski M., 1999: Zmiany składu kwasów tłuszczowych w lipidach tkanki mięśniowej śledzia bałtyckiego (Clupea harengus membras L.) w cyklu rocznym. Rozprawa doktorska AR Szczecin.

Takeuchi T., Watanabe T., Ogino C., 1978: Optimum ratio of protein to lipid in diets of rainbow trout. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish., 44 (6): 683-688.

Viola S., MokadyS., Behar O., Cogan U., 1988: Effect of polyunsaturated fatty acids in feeds of tilapia and carp. 1. Body composition and fatty acids profiles at different environmental temperatures. Aquaculture, 75: 127-137.

Yingst III, W.I., Stickney R.R., 1979: Effects of dietary lipids on fatty acid composition of channel catfish fry. Trans. Am.Fish.Soc., 108: 620-625.

Adresa autorů

Magdalena Wielopolska, ***Jacek Sadowski***, ***Rajmund Trzebiatowski***, ***Marek Bartłomiejczyk***

Katedra Akwakultury, Akademia Rolnicza w Szczecinie, Kazimierza Królewicza 4, 71–550 Szczecin, Poland, akwa@fish.ar.szczecin.pl

WPŁYW ŻYWIENIA KARPI (Cyprinus carpio L.) PASZAMI Z RÓŻNYM RODZAJEM TŁUSZCZU NA WYNIKI CHOWU I WARTOŚCI DIETETYCZNE MIĘSA

Effect of feeding carp (Cyprinus carpio L.)with feeds with different oils addition on rearing results and dietetic value of meat

KIEŁPIŃSKI M., TRZEBIATOWSKI R.

ABSTRACT

The experiment was conducted in July 30 – Sept. 21, 2001. Carps at mean individual weight 460 g (+/- 20 g) were reared at stocking density of 50 ind. per cage in cooling water channel of power station "Dolna Odra". Experiment feed variants differed with added oils: A – fish oil, B – poultry oil, C – soya oil, D – flax-seed oil and E – rapeseed oil. Carps were fed every day a week with 2% feed dose calculated from mean metabolic fish weight ($W^{0,8}$). The weight increase of fish ranged between 185.23 (A) and 199.07% (D) and feed conversion rates (FCR) were as follow: 1.07 (A), 1.04 (B), 1.06 (C), 1.02 (D), 1.03 (E). The most effective contents of fatty acids of DPA and DHA were found in variant A (0.99 and 7.57) and B (1.03 and 7.69). Feeding carps with feeds containing properly selected fat components allow to modificate fatty acids contents in meat. This creates a possibility to culture carps with meat of suitable for humans dietetic values.

WSTĘP

Zagadnienia związane z chowem i żywieniem karpia zarówno w warunkach stawowych, jak i w chowie sadzowym w wodach pochłodniczych są już dobrze poznane. Wymagania pokarmowe karpi były przedmiotem badań wielu autorów (Sen i in., 1978; Jauncey 1981, 1982; Filipiak 1991; Kaushik 1995; Filipiak i in., 1998). Coraz częściej podnoszona jest jednak sprawa poprawy jakości chowanych ryb, wyrażająca się odpowiednim kształtowaniem składu chemicznego uzyskiwanego mięsa i zawartych w nim ważnych z punktu widzenia fizjologii i zdrowia człowieka składników (Gertig i Przysławski 1994). Tego rodzaju zagadnienia spotykają się obecnie z coraz większym zainteresowaniem, ale jak dotąd nie ma na ten temat zbyt wielu kompleksowych opracowań. Badania nad wpływem składu komponentowego i chemicznego skarmianych pasz na jakość mięsa karpi podejmowane były przez Viola i in. (1988) oraz Bieniarza i in. (2000). Ponadto wyniki uzyskane w chowie innych gatunków ryb wskazują, że skład kwasów tłuszczowych w ich ciele ulegał zmianom i w znacznej mierze uzależniony był od skarmianej rybom paszy (Hove i Grahl-Nielsen 1991; Olsen i Skjervold 1995; Szczygielski 1999; Sadowski i in. 2000). Wskazuje to, że w warunkach kontrolowanych i przy żywieniu ryb odpowiednio skomponowanymi paszami istnieją możliwości wyprodukowania karpi o pożądanym składzie chemicznym mięsa spełniającego wymogi współczesnej dietetyki i żywienia człowieka.

MATERIAŁ I METODYKA

Badania przeprowadzone zostały w Rybackiej Stacji Doświadczalnej (RSD) w Nowym Czarnowie w czasie 30.07. -09.24 2001 r. Ryby obsadzone były w sadzach (objętość użytkowa 2 m^3) usytuowanych w kanale wody pochłodniczej elektrowni Dolna Odra. Do badań użyto kroczki karpia o średniej masie jednostkowej ca 460g (+/- 20g). Ryby żywiono paszami o stałej zawartości białka ogólnego (42%) oraz tłuszczu (15%), którego dodatek w ilości 8% był różnego pochodzenia (rybny, drobiowy, sojowy, lniany oraz rzepakowy). Dzienna, metaboliczna dawka paszy wynosiła 2% masy ryb w sadzu. Przed rozpoczęciem doświadczenia losowo pobrano próby ryb oraz pasz do analizy chemicznej. Rutynowymi metodami (oddzielnie dla mięsa i części niejadalnych, po uprzedniej całkowitej homogenizacji) oznaczono w ciele ryb oraz paszy zawartości białka ogólnego (metodą Kjeldahl'a, aparat Kjeltec 1026), ekstraktu eterowego (metodą Soxhleta, ekstrakcja eterem etylowym), suchej masy (suszenie 12 h, 105°C) i popiołu (spalanie w 550°C, 12 h). W przypadku pasz dodatkowo oznaczono włókno oraz wyliczono zawartość BZW, z różnicy pomiędzy suchą masą, a sumą pozostałych jej składników. Identyczne analizy chemiczne ryb przeprowadzone zostały po zakończeniu doświadczenia. Dodatkowo oznaczono w paszach, w mięsie (filecie) oraz częściach niejadalnych ryb zawartości kwasów tłuszczowych przy użyciu aparatu do chromatografii cieczowej typu PU 4550 Philips, przy parametrach procesu: kolumna szklana dł. 2,1m x 4mm Ø wewnętrzna, wypełnienie: GP3%SP-2310/2%SP-2300 na chromosorbie WAW 100/110 mesh (SUPELCO) i detektorze FID. Poziom energii brutto w paszy obliczony został z poszczególnych składników, stosując przeliczniki dla: lipidów 39,53; białka ogólnego 23,63 i weglowodorów 17,15 kJg^{-1} (Jobling 1994). W czasie eksperymentów prowadzony był ciągły komputerowy zapis temperatury, odczynu i zawartości O_2 w wodzie, a zebrane dane zostały opracowane graficznie. W okresie badań co 7 dni prowadzono ważenia kontrolne ryb, które pozwoliły na korygowanie dziennych dawek pasz. Ważenia końcowe wraz z wynikami analizy chemicznej ryb posłużyły do obliczenia wskaźników retencji energii (ER), białka paszowego (aNPU) i tłuszczu (aLR). Uzyskane wyniki po komputerowej obróbce statystycznej programem Statistica 6.0 for Windows (StatSoft, Inc. 2003), pozwoliły na stwierdzenie, który wariant eksperymentu okazał się najkorzystniejszy z punktu widzenia efektywności żywienia i wartości dietetycznych mięsa ryb.

WYNIKI I DYSKUSJA

W okresie doświadczenia temperatura wody zmieniała się w zakresie 29,6-15,9°C, zawartość tlenu 8,1-4,0mgO_2/dm^{-3}, a odczyn wody 9,4-6,8 pH (rys. 1). Wynika stąd, że w czasie badań występowały sprzyjające warunki dla wzrostu karpi. Zastosowane w badaniu pasze charakteryzowały się jednakowym poziomem białka wynoszącym ca 42% i tłuszczu ca 15% (tab. 1). Czynnikiem różnicującym je istotnie był skład kwasów tłuszczowych (tab. 2). Nie wpłynęło to na większe zróżnicowanie wyników hodowlanych karpi, których przyrosty masy w skrajnych wariantach różniły się tylko o 13,84% (tab. 3). Współczynniki pokarmowe (FCR) osiągnęły bardzo korzystne wielkości, najniższe (1,02) w wariancie D, największą (1,07) w A. Stwierdzone niewielkie różnice w wartościach współczynników FCR okazały się wprawdzie statystycznie istotne, jednak z punktu widzenia hodowlanego nie miały one większego znaczenia. Najkorzystniejszy wskaźnik retencji tłuszczu aLR (145,25) uzyskano wprawdzie w wariancie D, jednakże w pozostałych wariantach były one niewiele gorsze. Wskaźniki retencji białka osiągnęły zbliżone wielkości (ca 33), a tylko w wariancie C był on niższy (31,43). Wykonane analizy chemiczne ryb, pozwoliły stwierdzić bardzo duże rozbieżności w zawartości tłuszczu pomiędzy mięsem i częściami niejadalnymi. W obu przypadkach po zakończeniu eksperymentu nastąpił wzrost ich zawartości w stosunku do składu początkowego, jednak w przypadku tłuszczu w mięśniach jego poziom wyniósł ca 16%, podczas gdy w częściach niejadalnych około 19% (tab. 4). Analiza składu kwasów tłuszczowych mięsa wskazała, że odpowiednio dobierając komponenty tłuszczowe paszy, możliwe jest uzyskanie mięsa karpia o pożądanym, korzystniejszym składzie kwasów tłuszczowych. Z dietetycznego punktu widzenia pod tym względem najlepiej wypadły ryby z wariantów A i B, w których mięsie stwierdzono najwyższą zawartość wielonienasyconych kwasów z grupy n-3: DPA – dokozapentaenowego C22:5 oraz DHA – dokozaheksaenowego C22:6. Zawartość tych kwasów u ryb z tych wariantów, w stosunku do wartości początkowej praktycznie nie uległa zmianie (tab. 5). Sytuacja taka miała miejsce w przypadku ryb karmionych paszami z dodatkiem tłuszczów roślinnych, gdzie zawartość kwasów DPA i DHA obniżyła się średnio prawie o połowę. Reasumując, na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że możliwe jest modyfikowanie dietą składu kwasów tłuszczowych mięsa karpia, a najkorzystniejszy efekt uzyskuje się karmiąc karpie paszą zawierającą tran rybny. W przypadku wartości współczynników FCR oraz wskaźników hodowlanych najlepsze wyniki uzyskano przy skarmianiu karpiom paszy z zawartością tłuszczu z nasion lnu.

Tab.1. Skład chemiczny pasz doświadczalnych

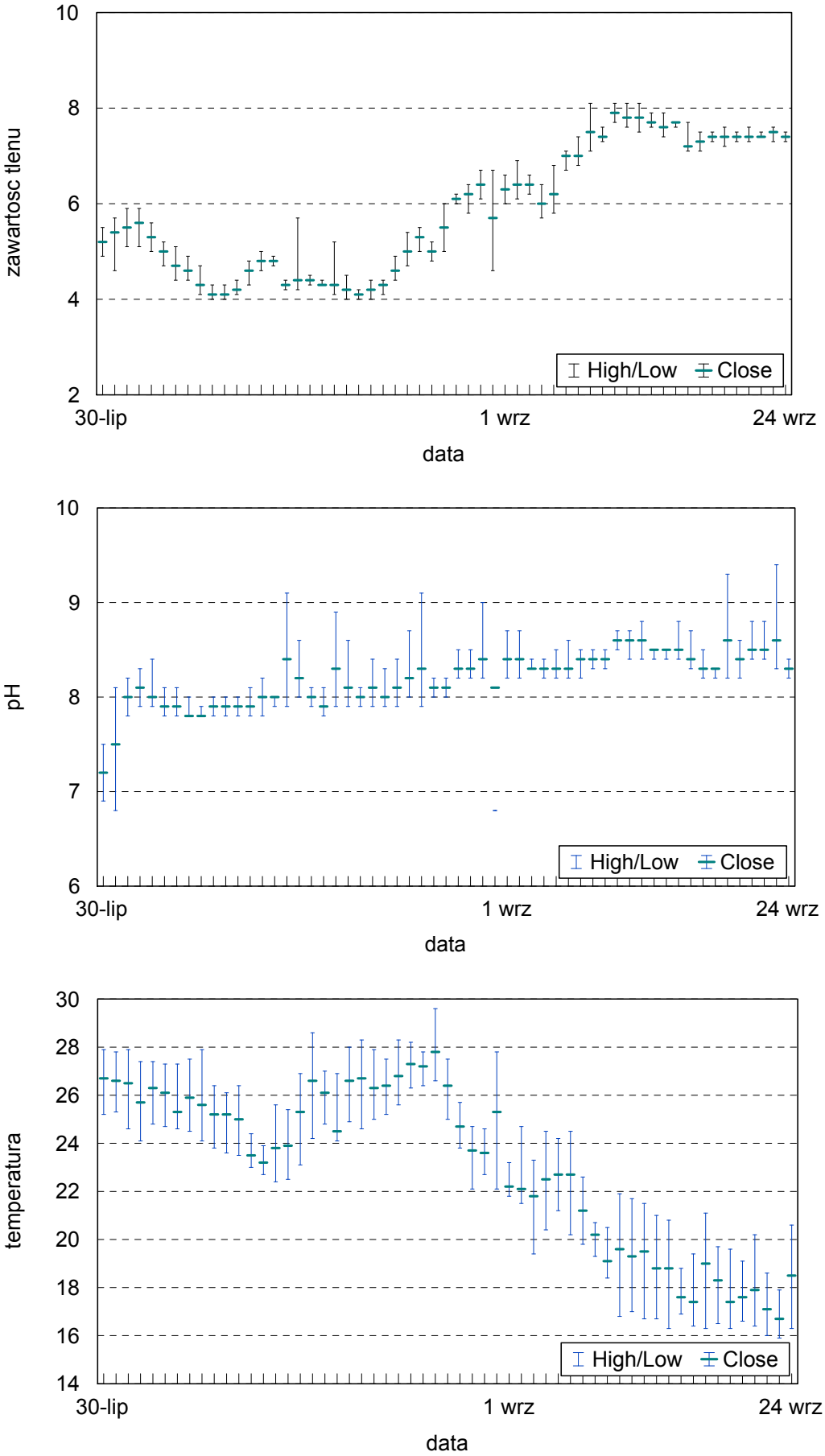
Skład \ Rodzaj paszy[1]	A	B	C	D	E
białko surowe (%)	41,78[a]	41,82[a]	41,80[a]	41,86[a]	41,44[a]
tłuszcz surowy (%)	15,62[d]	16,51[a]	15,83[c]	16,00[b]	15,30[e]
sucha masa (%)	91,29	90,62	90,48	90,28	90
popiół (%)	7,94	7,84	7,78	7,76	7,86
włókno surowe (%)	2,2	2,2	1,96	2,17	2,04
ZBAW	25,95	24,45	25,07	24,66	25,4

[1]Pasze zawierały: A – olej rybny, B – tłuszcz drobiowy, C – olej sojowy, D – olej lniany, E – olej rzepakowy.
Wartości w kolumnie oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)

Tab.2. Zawartość kwasów tłuszczowych w paszach doświadczalnych

Wariant	C14:0	C14:1	C16:0	C16:1	C17:0	C18:0	**C18:1**	**C18:2**	C18:3	C18:4	C20:1	C20:2	C20:3	C20:4	**C20:5 C22:1**	**C22:5**	**C22:6**
A	5,11	0,56	16,16	6,59	1,81	2,89	**15,62[d]**	**7,31[e]**	1,91	2,39	8,89	0,55	0,12	0,45	**18,56[a]**	**0,88[a]**	**7,25[a]**
SD	*0,21*	*0,02*	*0,20*	*0,23*	*0,02*	*0,08*	***90,29***	***0,19***	*0,06*	*0,07*	*0,13*	*0,13*	*0,01*	*0,01*	***0,03***	***0,25***	***0,20***
B	1,96	0,20	15,46	3,30	0,81	3,61	**25,79[b]**	**30,12[a]**	3,54	0,99	3,18	0,37	0,28	0,21	**6,07[c]**	**0,37[b]**	**2,77[b]**
SD	*0,01*	*0,03*	*0,07*	*0,03*	*0,04*	*0,03*	***0,08***	***0,21***	*0,00*	*0,01*	*0,06*	*0,06*	*0,01*	*0,01*	***0,16***	***0,00***	***0,26***
C	4,37	0,39	15,40	5,69	1,49	2,89	**16,89[c]**	**14,02[d]**	2,26	2,12	7,36	0,42	0,20	0,46	**16,05[b]**	**0,95[a]**	**7,12[a]**
SD	*0,04*	*0,00*	*0,05*	*0,01*	*0,01*	*0,02*	***0,04***	***0,08***	*0,01*	*0,01*	*0,04*	*0,00*	*0,01*	*0,01*	***0,08***	***0,02***	***0,15***
D	1,71	0,17	9,97	2,55	0,72	2,71	**36,37[a]**	**14,51[c]**	17,07	0,79	3,28	0,33	0,28	0,17	**5,37[d]**	**0,32[b]**	**2,70[b]**
SD	*0,01*	*0,01*	*0,01*	*0,01*	*0,00*	*0,00*	***0,54***	***0,21***	*0,17*	*0,01*	*90,02*	*0,00*	*0,01*	*0,05*	***0,1***	***0,08***	***0,18***
E	2,15	0,22	15,93	4,19	0,85	3,53	**36,18[a]**	**16,98[b]**	3,98	0,95	3,40	0,36	0,15	0,34	**6,11[c]**	**0,46[b]**	**3,09[b]**
SD	*0,02*	*0,00*	*0,11*	*0,03*	*0,00*	*0,02*	***0,17***	***0,04***	*0,05*	*0,02*	*0,03*	*0,00*	*0,04*	*0,02*	***0,11***	***0,01***	***0,01***
MSE							**0,09**	**0,03**							**0,01**	**0,02**	**0,04**

MSE - średni kwadrat odchyleń wewnątrzgrupowych, *Italikiem podano wartości odchylenia standardowego*
Wartości w kolumnie oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)



Rys.1. Minimalne, średnie i maksymalne zawartości tlenu (mgO_2/dm^{-3}), odczynu (pH) oraz temperatury (^oC) wody pochłodniczej

Tab.3. Średnie masy jednostkowe oraz wartości końcowe wskaźników hodowlanych

Wariant	Średnia masa jednostkowa		Przyrost masy	FCR	SGR	aNPU	aLR	ER
	początkowa	końcowa						
	kg	kg	%		%			
A	459	1308	185,23^{cd}	1,07^{c}	1,87^{c}	31,43^{b}	141,12^{b}	55,49^{b}
B	463	1358	193,51^{ab}	1,04^{ab}	1,92^{ab}	33,56^{a}	133,98^{c}	56,41^{ab}
C	464	1342	189,21^{bcd}	1,06^{bc}	1,90^{bc}	33,13^{a}	139,98^{b}	56,73^{ab}
D	462	1383	199,07 ^{a}	1,02^{a}	1,96^{a}	33,56^{a}	139,87^{b}	57,39^{a}
E	461	1369	197,03^{a}	1,03^{ab}	1,94^{a}	33,44^{a}	145,25^{a}	57,56^{a}
MSE			9,62	0,00	0,01	0,24	2,71	0,55

MSE - średni kwadrat odchyleń wewnątrzgrupowych, *Italikiem podano wartości odchylenia standardowego*
Wartości w kolumnie oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)

Tab. 4. Skład chemiczny (%) ciała oraz części niejadalnych karpi na początku i po zakończeniu doświadczenia

Wariant	Mięso						Części niejadalne					
	start	A	B	C	D	E	start	A	B	C	D	E
Białko	16,36	16,31	16,71	16,60	16,49	16,44	12,22	12,26	12,48	12,68	12,43	12,37
Tłuszcz	6,30	16,68	16,53	16,92	16,23	16,48	10,40	19,72	19,24	19,39	19,58	19,34
Popiół	1,02	1,06	1,08	1,03	1,06	1,09	2,81	2,67	2,90	2,74	2,87	2,73
Sucha masa	24,06	34,48	34,82	34,91	34,42	34,61	26,05	34,97	35,11	35,36	35,68	36,07

Tab. 5. Skład kwasów tłuszczowych w mięsie karpi na początku i po zakończeniu doświadczenia

Wariant	C14:0	C14:1	C16:0	C16:1	C17:0	C18:0	**C18:1**	**C18:2**	C18:3	C18:4	C20:1	C20:2	C20:3	C20:4	**C20:5 C22:1**	**C22:5**	**C22:6**
P	3,71	0,40	15,79	7,22	1,23	2,41	**26,65^{d}**	**9,93^{e}**	2,36	1,26	6,54	0,71	0,30	0,66	**9,35^{b}**	**1,11^{a}**	**7,99^{a}**
SD	*0,07*	*0,02*	*0,04*	*0,13*	*0,03*	*0,01*	***0,13***	***0,11***	*0,01*	*0,01*	*0,03*	*0,08*	*0,06*	*0,07*	***0,16***	***0,00***	***0,04***
A	3,75	0,32	18,29	8,50	1,09	2,68	**25,34^{e}**	**8,16^{f}**	1,57	1,19	7,76	0,42	0,20	0,42	**10,04^{a}**	**0,99^{b}**	**7,57^{bc}**
SD	*0,05*	*0,01*	*0,05*	*0,08*	*0,03*	*0,04*	***0,10***	***0,01***	*0,01*	*0,01*	*0,04*	*0,03*	*0,01*	*0,02*	***0,02***	***0,04***	***0,08***
B	3,97	0,34	16,86	8,09	1,15	2,99	**22,92^{f}**	**11,33^{d}**	1,97	1,40	7,24	0,45	0,22	0,42	**10,16^{a}**	**1,03^{b}**	**7,69^{abc}**
SD	*0,06*	*0,01*	*0,24*	*0,06*	*0,05*	*0,08*	***0,38***	***0,06***	*0,06*	*0,04*	*0,01*	*0,02*	*0,01*	*0,01*	***0,25***	***0,04***	***0,25***
C	2,44	0,24	17,76	7,06	0,78	3,48	**36,06^{a}**	**12,63^{b}**	2,53	0,70	4,81	0,48	0,24	0,36	**4,60^{c}**	**0,56^{de}**	**4,07^{e}**
SD	*0,03*	*0,00*	*0,09*	*0,11*	*0,00*	*0,08*	***0,59***	***0,16***	*0,02*	*0,01*	*0,07*	*0,03*	*0,01*	*0,03*	***0,01***	***0,04***	***0,21***
D	2,16	0,19	17,06	5,81	0,73	3,48	**30,20^{c}**	**21,19^{a}**	2,48	0,62	4,41	0,57	0,31	0,46	**4,64^{c}**	**0,51^{e}**	**4,08^{e}**
SD	*0,01*	*0,00*	*0,23*	*0,07*	*0,01*	*0,01*	***0,27***	***0,12***	*0,04*	*0,01*	*0,10*	*0,01*	*0,01*	*0,01*	***0,11***	***0,01***	***0,21***
E	2,12	0,19	14,49	5,63	0,70	2,94	**33,57^{b}**	**12,13^{c}**	10,55	0,67	4,55	0,44	0,23	0,61	**4,34^{c}**	**0,62^{cd}**	**4,72^{d}**
SD	*0,04*	*0,01*	*0,16*	*0,04*	*0,02*	*0,07*	***0,28***	***0,02***	*0,06*	*0,00*	*0,04*	*0,03*	*0,01*	*0,02*	***0,01***	***0,01***	***0,04***
MSE							**0,12**	**0,01**							**0,17**	**0,00**	**0,03**

MSE - średni kwadrat odchyleń wewnątrzgrupowych, *Italikiem podano wartości odchylenia standardowego*
Wartości w kolumnie oznaczone tymi samymi literami nie różnią się statystycznie (P>0,05)

PIŚMIENNICTWO

1. Bieniarz K., Koldras M., Kamiński J., Mejza T.,2000: Fatty acids and cholesterol in some freshwater species in Poland. Folia Univ. Agric. Stetin 214, Piscaria (27): 21-44.
2. Filipiak J., 1991: Effect of different total protein level feed doses on growth of carp (C1-2) cage reared in heated water. Intern. Conf: Aquaculture and the Environment. Dublin June 10-12 1991. Spec. Publ. EAS 14: 101-102.
3. Filipiak J., Przybył A., Sadowski J., Plust M., Trzebiatowski R., 1998: Effects of different dietary lipid levels in extruded food on the growth of carp 1+ old carp (Cyprinus carpio) cultured in cooling water. Acta Ichth. Et Pics. XXVIII, Fasc. 2: 27-37.
4. Gertig H., Przysławski J., 1994: Rola tłuszczów w żywieniu człowieka- Żywienie człowieka. Metab. XXI (4): 375-388.

5. Hove H.T., Grahl-Nielsen O., 1991: Fatty acid composition of start-feeding salmon (Salmo salar) larvae. Aquaculture 96: 305-319.
6. Jauncey K., 1981: The effects of varying dietary composition of mirror carp (Cyprinus carpio) maintained in thermal effluents and laboratory recycling systems. Porc. World Symp. On Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation System, Stavanger 27-30 may 1980, Berlin 1981: 249-261.
7. Jauncey K., 1982: Carp (*Cyprinus carpio*) nutrition – a review. In Recent Advances in Aquaculture, ed. J.F. Muir, R.J. Roberts, Groom Helm Ltd. London: 216-263.
8. Jobling M., 1994: Fish bioenergetics. Ed. Chapman & Hall. London pp: 309.
9. Kaushik S.J., 1995: Nutrient requirements supply and utilization in the context of carp culture. Aquaculture 129: 255-241
10. Olsen Y., Skejrvold H., 1995: Variation in content 3 fatty acids in farmed *Atlantic salmon*, with special emphasis on effects of nan-dietary factors. Aquaculture 13:22-35.
11. Sadowski J., Trzebiatowski R., Odebralska D., Wielopolska M., Wojciechowski B. 2000: Effects of commercial feeds on growth and chemical composition of carp (Cyprinus carpio l.) kept in power station cooling water. Electr. J. of Pol. Agr. Univ. Fisheries, Vol.3, Issue 2
12. Sen P.R., Rao N.G.S., Ghosh S.R., Rout M., 1978: Observations on the protein and carbohydrate requirements of carp. Aquaculture 13: 245-255.
13. Szczygielski M., 1999: Zmiany składu kwasów tłuszczowych w lipidach tkanki mieśniowej śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus membras* L.) w cyklu rocznym. Rozprawa doktorska AR Szczecin.
14. StatSoft, Inc. (2003). STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
15. Viola S., Mokady S., Behar D., Cogan U., 1998: Effects of polyunsaturated fatty acids in feeds of tilapia and carp. I. Body composition and fatty acids profiles at different environmental temperatures. Aquaculture 75: 127-137.

Adresa autorů
Kiełpiński M.*, *Trzebiatowski R.
Katedra Akwakultury, Akademia Rolnicza, K. Królewicza 4, 71-550 Szczecin, Polska

O ZAGROŻENIU ZDROWOTNOŚCI ICHTIOFAUNY W DOLNYM BIEGU RZEKI ODRY (N-W POLSKI) PODCZAS POWODZI 1997 ROKU

At dangering for ichtyofauna health in lower course of Odra River (N-W of Poland) during flood in 1997

POLESZCZUK G.

Abstract:

During flood water outflow in the Summer in 1997, chemical parameters of water have been examined at the station on West Odra River above Szczecin city. Survey proved that during flood outflow, water had been completely inappropriate for survival of ichtyofauna due to predominance of dissimilation processes over assimilation. The waters in question were basically different from waters of West Odra River in the resembling conditions in 1995.

Key words: river water quality, ichtyofauna habitat, West Odra River, flood in 1997
Słowa kluczowe: jakość wody rzecznej, siedlisko ichtiofauny, Odra Zachodnia, powódź 1997 roku

WPROWADZENIE

Badania zmian środowiska wodnego rzeki Odry podczas powodzi 1997 roku są przedmiotem prac Protasowickiego i in. (1999), Helios-Rybickiej i Strzebońskiej (1997), Wolskiej i in. (1999), Műllera i Wesselsa (1999), Bierawskiej i in. (1999), Damke'a i in. (1999) oraz Lehmanna i in. (1999). W publikacjach tych poświęconych różnego rodzaju zmianom jakości środowiska i zanieczyszczeniu wód powodziowych, brak jest jednakże danych dotyczących wartości podstawowych wskaźników jakości wód, umożliwiających dokonanie ogólnej oceny biotopu toni wodnej jako siedliska ichtiofauny, a w szczególności tych zmian jakości wód, które mogłyby stwarzać bezpośrednie zagrożenie zdrowotności ichtiofauny. Nie można takiej oceny dokonywać - jeżeli chodzi o dolny odcinek rzeki Odry - na podstawie danych z prac np. poświęconych wielkości ładunku biogenów spływających do Zatoki Pomorskiej (Pastuszak i in. 1998, 1999, Siegel i in. 1998, Műller-Navarra i in. 1999, Witt i Trost 1999 i Grelowski i in. 2000) oraz wyników prac poświęconych badaniom zmian chemizmu wód Zatoki Pomorskiej wskutek dopływu fali powodziowej (Trzosińska i Andrulewicz 1998, Łysiak-Pastuszak i in. 1998, Łysiak-Pastuszak 2000, Łysiak-Pastuszak i Drgas 2000 i Morholtz i in. 1998). Jedynie praca Poleszczuka (2003), który badał zmiany chemizmu wód w miarę spływu fali powodziowej w estuarium od Szczecina (Odra Zachodnia, jezioro Dąbie) do Świnoujścia (ujście Świny do Zatoki Pomorskiej), umożliwiała określenie rozmiarów zmian podstawowych wskaźników chemicznych wód podczas przemieszczania się wód powodziowych w estuarium. Wykazano, że badane środowisko wodne – to wody grożące istotnymi niekorzystnymi zmianami zdrowotności ichtiofauny. Wody badane w tej pracy, pobierano w Szczecinie (Most Długi, 741,6 km) i kolejno, aż do Zatoki Pomorskiej. Badano więc wody dodatkowo „dociążone" spływem wód z kanalizacji miasta Szczecina, które bez oczyszczenia (Szaniawski i Boczar 1993) spływały do rzeki Odry oraz - substancjami zresuspendowanymi podczas spływu fali powodziowej z dna kolejnych akwenów estuarium Odry.

Celem niniejszej pracy było określenie jakości wód rzeki Odry podczas powodzi 1997 roku na podstawie badania podstawowych wskaźników jakości wód w dolnym biegu rzeki pobieranych z Odry Zachodniej powyżej zabudowy zwartej miasta Szczecina.

MATERIAŁ I METODY

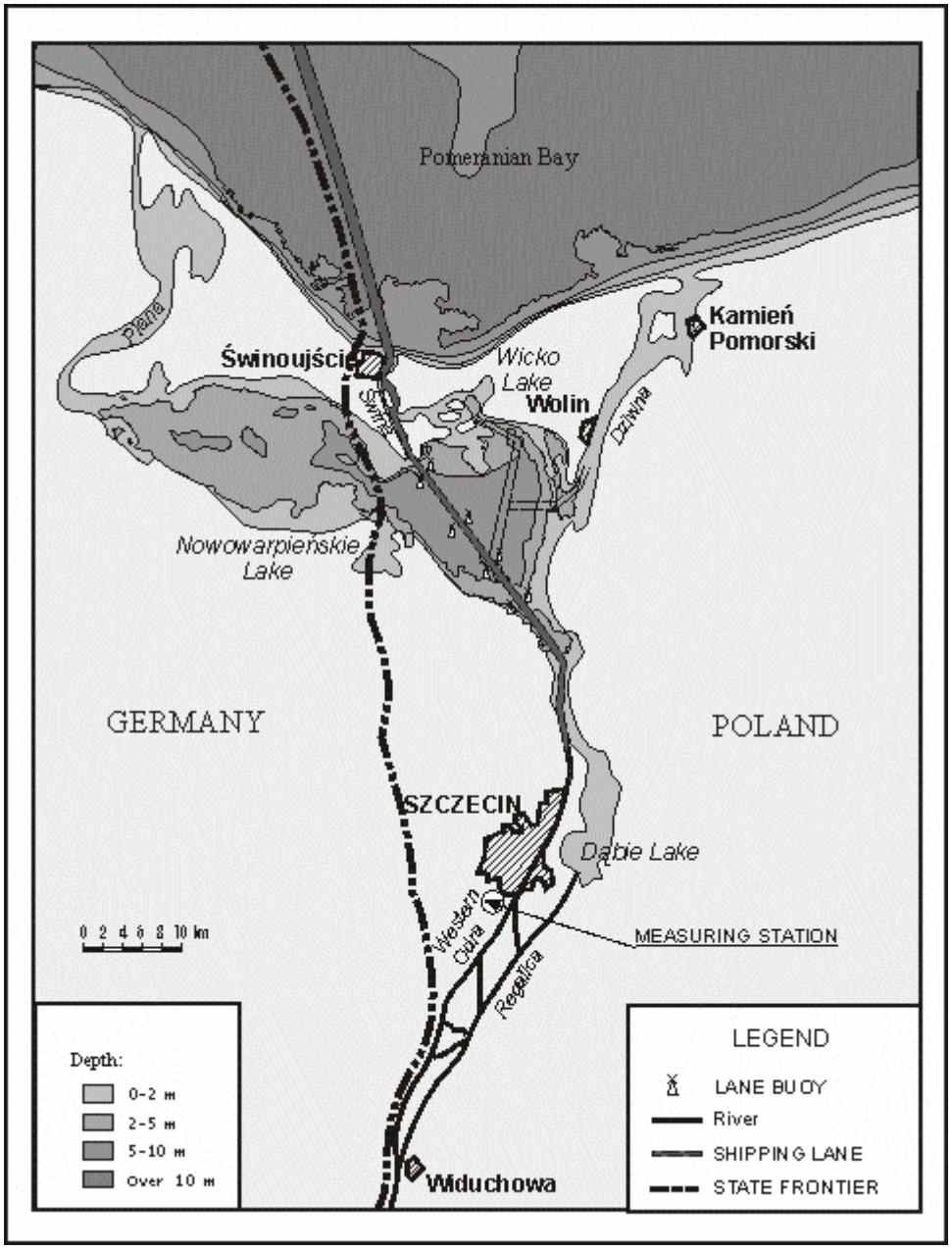
Próby wody z nurtu Odry Zachodniej pobierano do badania z głębokości ok. 1 m poniżej lustra wody za pomocą czerpaków Patalasa (PN/C-04632.03), czerpiąc próby z nabrzeża Elektrowni „Pomorzany" w Szczecinie (rys. 1) w okresie od 31.05 do 31.09.1997. Badania te wykonywano w ramach obszerniejszego programu mającego na celu ustalenie wpływu aglomeracji miejskiej Szczecina na jakość wód Odry Zachodniej. Wobec silnej turbulencji spływających wód były to próby reprezentatywne dla całego nurtu wodnego.

W miejscu poboru prób oznaczano temperaturę wody, pH, Eh, alkaliczność ogólną oraz stężenie rozpuszczonego tlenu. Pozostałe badane wskaźniki jakości wód: BZT_5 , ChZT-Mn, stężenie mineralnego azotu (NO_3^-, NO_2^- oraz NH_4^+), azotu ogólnego, a także - reaktywnych ortofosforanów rozpuszczonych i fosforu ogólnego, podobnie jak: Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, Fe_{og} i Mn_{og} – oznaczano w laboratorium bezpośrednio po pobraniu prób, stosując metody opisane przez Standard Methods (Eaton i in. 1995).

Jakość wody oceniano na podstawie kryteriów oceny jakości wód śródlądowych podanych w Rozporządzeniu (1991).

Wartości natężenia spływu wód rzeki Odry zmierzone w Gozdowicach w okresie 15.06-15.09.1997 pozyskano z IMGW – Oddział w Poznaniu (rys. 2). Na rys. 2 przedstawione są też wskazania poziomowskazów wodnych na rzece Odrze w Gozdowicach (rzędna zera poziomowskazu: 302 cm) i w Szczecinie (Most Długi - rzędna zera poziomowskazu: 512 cm).

Wykorzystane w niniejszej pracy dane dotyczące wybranych wskaźników jakości wód rzeki Odry w 1995 roku (stacja pomiarowa Widuchowa - 704,1 km) pozyskano z WIOŚ w Szczecinie.



Rys. 1. Dolny bieg rzeki Odry (N-W Polska)
Fig. 1. Lower Odra River Area (N-W Poland)

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Wyniki badań jakości wód rzeki Odry Zachodniej w okresie powodzi 1997 w miejscu stacji Elektrownia „Pomorzany" w Szczecinie przedstawiono w Tab. 1.

Z analizy danych przedstawionej na rys. 2 wynika, że fala powodziowa bardzo wysoka w Gozdowicach (645,3 km) uległa na odcinku rzeki od Gozdowic do Szczecina (Most Długi – 741,6 km) znacznemu spłaszczeniu. Było to związane z wpuszczeniem wód czoła fali powodziowej na obszary polderowe po niemieckiej i polskiej stronie granicy (Poldery: Cedyński: 664-673 km, Lunow-Stolpe: 670-680 km, oraz A,B,C: 680-704 km – powyżej Widuchowej 704,1 km).

Z Tab. 1 wynika, że badane wody powodziowe były wodami bardzo niskiej jakości, stanowiącymi bardzo istotne zagrożenie dla zdrowotności ichtiofauny z racji spadku ilości rozpuszczonego w nich tlenu (poniżej 4 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$ - w okresie od 23.07 do 12.08) i znacznych stężeń NO_2^- (powyżej 0,100 mg $N\text{-}NO_2 \cdot dm^{-3}$ – w okresie od 9.07 do 18.08 przy czym najwyższe koncentracje NO_2^- sięgały stężenia 0,250 mg $N\text{-}NO_2 \cdot dm^{-3}$), które stwarzały istotne zagrożenie zatrucia ichtiofauny azotynami i wywołania methemoglobinemi (Siwicki i in. 1994, Prost 1994).

Kolejne zagrożenie to wysokie koncentracje Fe_{og}, które wskazywały na to, że miało miejsce zagrożenie osadzania się związków żelaza na skrzelach ryb (Prost 1994). Bardzo wysokie stężenia reaktywnych ortofosforanów rozpuszczonych i fosforu ogólnego świadczą o wynoszeniu przez wody znacznych ilości depozytów materii organicznej z dorzecza, co sprawiało że były to wody niosące dużo rozpuszczonych substancji organicznych i zawiesiny o znacznej zawartości materii organicznej. Specyficzne zmiany pH, Eh oraz

BZT_5 oraz alkaliczności ogólnej przemawiały za tym, że w wodach tych zachodziły intensywne procesy utleniania materii organicznej aż do wyczerpania się tlenu, tak, że rolę utleniaczy pełniły także azotany, przy równoczesnym jak wynika z pomiarów BZT_5 osłabieniu procesów biochemicznego utleniania materii organicznej za pomocą tlenu.

Tab. 1: Water quality and water classification by Decree (1991) indices in the Lower West Odra River in Szczecin following the summer flood in 1997

No.	Water quality indices	Sample No and Date of the samplifiction									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		31.05.	28.06.	09.07.	16.07.	23.07.	30.07.	06.08.	12.08.	18.08.	01.09.
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
I. General indices											
I.1.	Temperature (^{0}C)	13,9 (I)	18,9 (I)	23,0 (III)	24,0 (III)	25,0 (III)	25,5 (III)	26,0 (III)	25,5 (III)	25,5 (III)	25,5 (III)
I.2.	pH (pH units)	8,30 (I)	7,90 (I)	7,30 (I)	7,17 (I)	7,05 (I)	7,08 (I)	7,26 (I)	7,30 (I)	7,33 (I)	7,52 (I)
I.3.	Eh (mV)	-	-	405 (*)	395 (*)	350 (*)	285 (*)	315 (*)	299 (*)	296 (*)	325 (*)
I.4.	COD-Mn ($mgO_2 \cdot dm^{-3}$)	9,6 (I)	9,3 (I)	8,8 (I)	10,0 (I)	12,6 (II)	14,3 (II)	13,7 (II)	15,4 (II)	16,2 (II)	19,8 (II)
I.5.	BOD_5 ($mgO_2 \cdot dm^{-3}$)	7,9 (II)	8,4 (III)	7,5 (II)	6,7 (II)	2,7 (I)	1,8 (I)	2,1 (I)	2,4 (I)	2,6 (I)	6,6 (II)
I.6.	$O_{2\,(diss.)}$ conc. ($mgO_2 \cdot dm^{-3}$)	12,1 (I)	8,7 (I)	6,4 (I)	4,2 (III)	2,6 (o.c.)	1,6 (o.c.)	3,0 (o.c.)	3,8 (o.c.)	4,9 (III)	8,4 (I)
II. Biogenic substances indices											
II.1.	NO_3^- ($mgN \cdot dm^{-3}$)	0,95 (I)	0,85 (I)	0,02 (I)	<0,01 (I)	<0,01 (I)	<0,01 (I)	0,01 (I)	0,12 (I)	0,29 (I)	0,69 (I)
II.2.	NO_2^- ($mgN \cdot dm^{-3}$)	0,045 (III)	0,032 (III)	0,100 (o.c.)	0,212 (o.c.)	0,218 (o.c.)	0,250 (o.c.)	0,183 (o.c.)	0,095 (o.c.)	0,075 (o.c.)	0,041 (III)
II.3.	NH_4^+ ($mgN \cdot dm^{-3}$)	0,11 (II)	0,15 (II)	1,5 (II)	2,30 (II)	2,60 (II)	2,80 (II)	2,50 (II)	1,43 (II)	0,77 (I)	0,08 (I)
II.4.	N_{tot} ($mgN \cdot dm^{-3}$)	3,54 (I)	3,35 (I)	3,48 (I)	4,18 (I)	5,16 (II)	6,12 (II)	4,95 (I)	2,87 (I)	1,76 (I)	0,95 (I)
II.5.	$PO_4^{3-}{}_{(dissol)}$ ($mgPO_4 \cdot dm^{-3}$)	0,28 (II)	0,26 (II)	1,38 (o.c.)	1,45 (o.c.)	1,50 (o.c.)	1,40 (o.c.)	1,35 (o.c.)	0,86 (III)	0,47 (II)	0,01 (I)
II.6.	P_{tot} ($mgP \cdot dm^{-3}$)	0,25 (II)	0,31 (III)	0,57 (III)	0,75 (o.c.)	1,80 (o.c.)	2,40 (o.c.)	2,10 (o.c.)	1,20 (o.c.)	0,65 (o.c.)	0,15 (II)
III. Mineralization indices											
III.1.	Ca_{tot} ($mg \cdot dm^{-3}$)	82 (*)	84 (*)	66 (*)	65 (*)	70 (*)	68 (*)	71 (*)	78 (*)	83 (*)	88 (*)
III.2.	Mg_{tot} ($mg \cdot dm^{-3}$)	12 (*)	15 (*)	8 (*)	7 (*)	7 (*)	7 (*)	8 (*)	7 (*)	12 (*)	14 (*)
III.3.	Cl^- ($mg \cdot dm^{-3}$)	80 (I)	78 (I)	112 (I)	111 (I)	109 (I)	105 (I)	96 (I)	91 (I)	88 (I)	76 (I)
III.4.	SO_4^{2-} ($mg \cdot dm^{-3}$)	76 (I)	83 (I)	130 (I)	131 (I)	135 (I)	128 (I)	116 (I)	125 (I)	129 (I)	150 (I)
III.5.	Total alkalinity ($mmolHCl \cdot dm^{-3}$)	2,95 (*)	3,05 (*)	2,05 (*)	2,14 (*)	2,05 (*)	2,00 (*)	2,10 (*)	2,30 (*)	2,80 (*)	3,30 (*)
III.6.	Fe_{tot} ($mg \cdot dm^{-3}$)	0,21 (I)	0,18 (I)	1,9 (III)	2,80 (o.c.)	2,90 (o.c.)	3,20 (o.c.)	3,00 (o.c.)	2,05 (o.c.)	1,13 (II)	0,14 (I)
III.7.	Mn_{tot} ($mg \cdot dm^{-3}$)	0,08 (I)	0,10 (I)	0,10 (I)	0,07 (I)	0,09 (I)	0,08 (I)	0,07 (I)	0,20 (II)	0,30 (II)	0,38 (III)
IV. Biological indices											
IV.1.	Chlorophyll a ($mg \cdot dm^{-3}$)	68 (o.c.)	44 (o.c.)	32 (o.c.)	18 (II)	<10 (I)	<10 (I)	<10 (I)	<10 (I)	<10 (I)	<10 (I)

Specyficzne zmiany mineralizacji, a w szczególności wartości stężeń chlorków i siarczanów potwierdzają ustalenie o zachodzeniu w zlewni procesów wypłukiwania wszelkich różnych substancji.

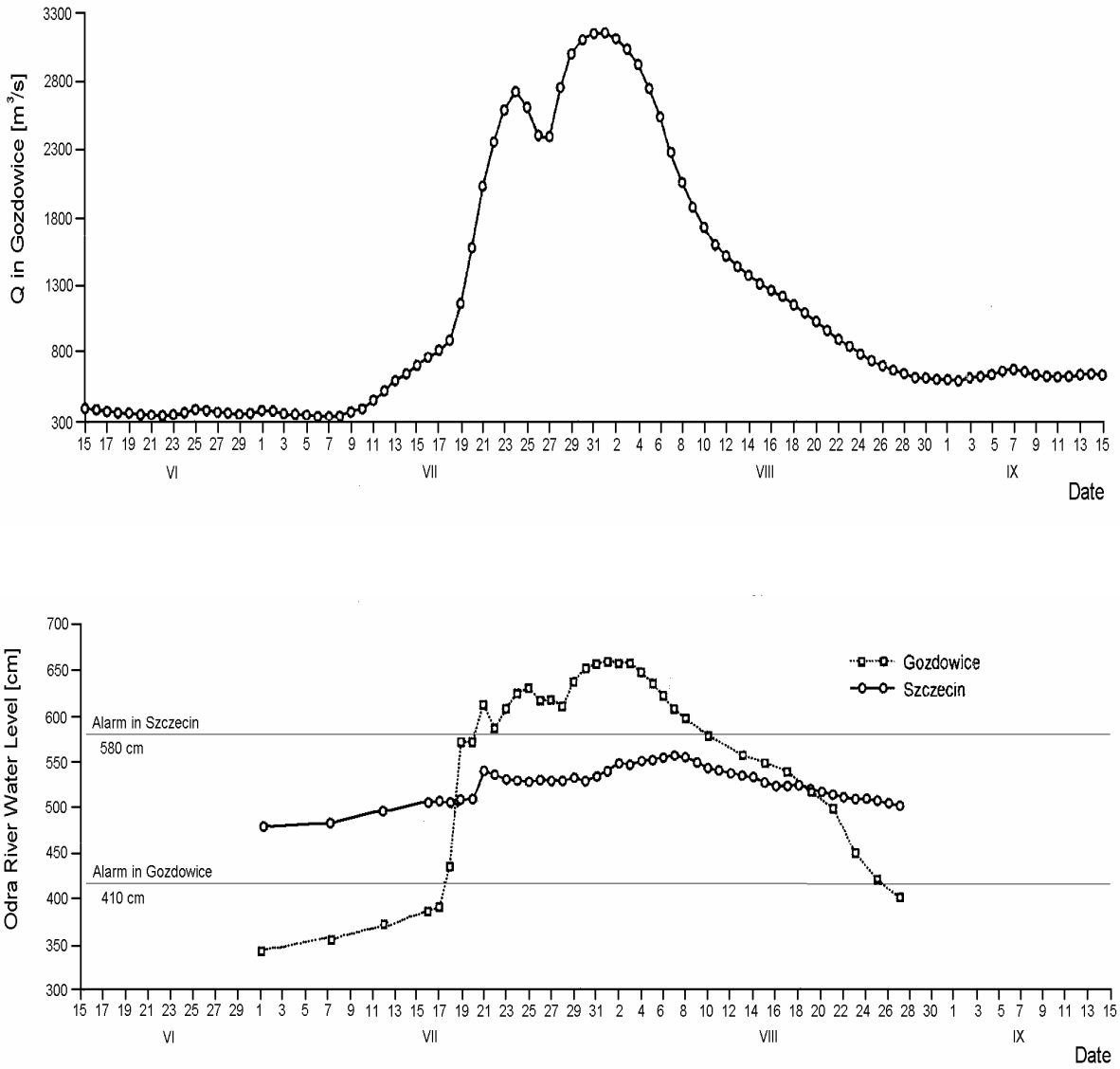
Jeżeli w wodach tych podczas powodzi bytowała jakakolwiek ichtiofauna, to w warunkach drastycznego pogorszenia się własności biotopu (spadek czystości i niewielkie stężenia $O_{2(r)}$) poddana była ona silnemu stresowi, co też miało ogromne znaczenie dla jej zdrowotności (Antychowicz 1996).

Dla porównania w Tab. 2 zestawiono wybrane dane charakteryzujące jakość wód rzeki Odry w Widuchowej (704,1 km) w roku 1995 w warunkach przeciętnego spływu wód, które charakteryzują przeciętną w latach 90-tych jakość wód rzeki Odry powyżej Szczecina w okresie letnim. Z danych tych wynika, że wody Odry w 1995 roku różniły się bardzo istotnie od wód powodziowych 1997 roku. Wody te niosły znaczny ładunek biogenów i były silnie zeutrofizowane (stężenie chlorofilu a < $100 \mu g \cdot dm^{-3}$) oceniając wg kryteriów przytoczonych w pracach (Friedrich i Vichweg 1984 oraz Maybeck i in. 1988). Mierząc według kryteriów przedstawionych w Rozporządzeniu (1991) - były także wodami pozaklasowymi, lecz o znacznej zawartości chlorofilu a i wysokich stężeniach rozpuszczonego tlenu oraz wartościach pH wskazujących na rozwój (zakwit) fitoplanktonu. Poza wartościami chlorofilu a, jedynie stężenie fosforu ogólnego wskazywało na to, że były to wody nie nadające się do bytowania ichtiofauny.

Tab.2. Selected water quality indices for Odra River in summer 1995 year
Measuring station: Widuchowa – data by States Environment Protection Agency (SEPA)

No.	Water quality indices (units)	Sample No and Date of the samplifiction				
		1	2	3	4	5
		31.05.	28.06.	26.07.	30.08.	27.09.
1	2	3	4	5	6	7
1	Temperature (^{0}C)	15,2 (I)	18,6 (I)	21,9 (I)	21,7 (I)	15,8 (I)
2	pH (pH units)	8,50 (I)	7,80 (I)	8,40 (I)	8,80 (II)	8,00 (I)
3	$O_{2\,(diss.)}$ ($mgO_2 \cdot dm^{-3}$)	11,1 (I)	8,3 (I)	8,9 (I)	9,7 (I)	9,2 (I)
4	COD-Mn ($mgO_2 \cdot dm^{-3}$)	10,0 (I)	8,6 (I)	10,1 (II)	11,9 (II)	9,2 (I)
5	N_{tot} ($mgN \cdot dm^{-3}$)	3,50 (I)	3,95 (I)	3,10 (I)	2,54 (I)	3,73 (I)
6	P_{tot} ($mgP \cdot dm^{-3}$)	0,22 (II)	0,28 (III)	0,34 (III)	0,37 (III)	0,38 (III)
7	$PO_4^{3-}{}_{(dissol)}$ ($mgPO_4 \cdot dm^{-3}$)	0,12 (I)	0,33 (II)	0,33 (II)	0,29 (II)	0,32 (II)
8	Chlorides ($mgCl \cdot dm^{-3}$)	85 (I)	78 (I)	91 (I)	99 (I)	102 (I)
9	Chlorophyll a ($\mu g \cdot dm^{-3}$)	109 (o.c.)	70 (o.c.)	116 (o.c.)	184 (o.c.)	89 (o.c.)
and						
10	Month average water flow ($m^3 \cdot s^{-1}$)	632	628	461	268	427

Notations:
(I), (II), (III) – indices value for quality classe number and (o.c.) – "out classification" after Decree (1991)
* - not classified in Decree (1991)



Rys 2. Zmiany natężeń spływu wód rzeki Odry podczas spływu wód powodziowych w 1997 – pomiary w Gozdowicach i w Szczecinie

Fig. 2. Changes in flow intensity of the river Odra during the flood crest outflow in 1997; measurements by water - gauges in Gozdowice and Szczecin (data source: Institute of Meteorology and Water Management)

WNIOSKI

1. Wody Odry Zachodniej powyżej Szczecina w okresie spływu wód powodziowych w okresie od ok. 16.07 do ok. 15.08. 1997 - były wodami o drastycznie niskim natlenieniu (spadek stężenia $O_{2®}$ do 1,6 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$) i wysokich koncentracjach NO_2^- (do 0,250 $mgN \cdot dm^{-3}$), co stwarzało zagrożenie methemoglobinemią bytującej w tych wodach ichtiofaunie, o ile ryby w niej były, zaś oceniając wg stosowanych w Polsce kryteriów oceny jakości wód – były wodami całkowicie nie nadającymi się do bytowania w nich ryb.
2. Wartości wszystkich badanych wskaźników jakości wód wskazywały na to , że w ekosystemie Odry Zachodniej w dolnym jej biegu powyżej Szczecina, w tym czasie procesy dysymilacji zdecydowanie przeważały nad procesami asymilacyjnymi.
3. Badane w 1997 roku wody Odry Zachodniej powyżej Szczecina różniły się zasadniczo od wód tej rzeki w analogicznym okresie 1995 roku kiedy to rzekę Odrą spływały ,co prawda wody silnie zeutrofizowane (stężenie chlorofilu a >100 $\mu g \cdot dm^{-3}$), ale dobrze natlenione i o pozaklasowej ocenie ich jakości przesądzały, spośród badanych wskaźników jakości wód, tylko wartości stężenia chlorofilu a, świadczące równocześnie o przewadze procesów asymilacyjnych nad dysymilacyjnymi w ekosystemie tej rzeki.

BIBLIOGRAPHY

1. Antychowicz J., 1996, Choroby i zatrucia ryb (Diseases and poisoning of fishes), Wyd. SGGW, Warszawa, 359 pp. (in Polish).
2. Bierawska B., Głód D., Błażejowski J., Lammek B., Szafranek J., Niemirycz E., 1999, Polycyclic aromatic hydrocarbons and polysaccharides in river sediments from the Odra basin after the 1997 flood, Acta hydrochim. Hydrobiol., 27: 350-356.
3. Buchholz W., 1991, Monografia Dolnej Odry. Hydrologia i hydrodrnamika, Prace IBW PAN, Gdańsk, 25: 1-203.
4. Damke H., Henning K. H., Lehmann J., Kasbohm J., Puff T., 1999, Phase Composition of Flood Sediments of the German-Polish Odra River lmmediately after the Flood Event in 1997, Acta hydrochim. hydrobiol., 27: 357-363.
5. Eaton A. D., Clesceri L. S., Greenberg A. E., (eds.), 1995, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Am. Public. Health Assoc., Washington.
6. Friedrich G., Vichweg M., 1984, Recent development of the phytoplankton and its activity in the Lower Rhine, Verh. Int. Ver. Limnol., 22: 2029-2035.
7. Grelowski A., Pastuszak M., Sitek S., Witek Z., 2000, Budget calculations of nitrogen, phosphorus and BOD_5 passing through the Oder estuary, J. Mar. Syst., 25: 221-237.
8. Helios-Rybicka E., Strzebońska M., 1999, Distribution and Chemical Forms of Heavy Metals in the Flood 1997 Sediments of the Upper and Middle Odra River and its Tributaries, Poland, Acta hydrochim. hydrobiol., 27: 33 1-337.
9. Lehmann J., Puff Th., Damke H., Eidam J., Henning, K. H., Jülich W.D., Rossberg H., 1999, The Odra River Load of Heavy Metals at Hohenwutzen during the Flood in 1997, Acta hydrochim. hydrobiol., 27: 321-324.
10. Łysiak-Pastuszak E., Drgas N., Ciszewska I., Niemkiewicz E., 1998, Environmental Observations in the Gulf of Gdansk and Pomeranian Bay following the Summer Flood of 1997, German J. Hydrograph., 50: 109-126.
11. Łysiak-Pastuszak E., 2000, An assessment of nutrient conditions in the southern Baltic Sea between 1994 and 1998, Oceanologia, 42: 425-448.
12. Łysiak-Pastuszak E., Drgas N., 2000, Warunki tlenowe w wodach Południowego Bałtyku w latach 1994-1998 na tle wielolecia (conditions in waters of Southern Baltic during the years 1994-1998 — on long-term background), Wiadomości IMGW, 23: 29-50 (Polish).
13. Meybeck M., Cauwet G., Dessery S., Somville M., Gouleau D., Billen G., 1998, Nutrients (Organic C, P, N, Si) in the Eutrophic River Loire (France) and its Estuary, Estuar. Coast. Shelf Sci., 27: 595-624.
14. Mohrholz V., Pastuszak M., Sitek S., Nagel K., Lass H. U., 1998, The exceptional Oder flood in summer 1997, German J. Hydrograph., 50: 129-144.
15. Müller A., Wessels M., 1999, The Flood in the Odra River 1997 — Impact of Suspended Solids on Water Quality, Acta hydrochim. hydrobiol., 27: 316-320.
16. Müller -Navarra S. H., Huber K., Komo H., 1999, Model Simulations of the Trans port of Odra Flood Water through the Szczecin Lagoon into the Pomeranian Bight in July/August 1997, Acta hydrochim. hydrobiol., 27: 364-373.
17. Pastuszak M., Sitek S., 1998, Odpływ soli biogennych Świną (Nutrites outflow with the Świna River), in: Trzosińska A., Andrulewicz, E. (eds), Doraźne skutki powodzi 1997 roku w środowisku wodnym Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej (Short term effects of 1997 flood on the Gulf of Gdańsk and Porneranian Bay), Morski Instytut Rybacki, Gdynia,.p.34-37.
18. Pastuszak M., Sitek S., Grelowski A., 1998, The exeptional Oder flood in summer 1997 — Nutrient concentrations in the Świna Strait during the years 1996-1997 — with emphasis on the flood event, German J. Hydrograph., 50: 183-202.
19. Pastuszak M., Siegel H., Sitek S., Gerth M., Tschersich G., Grelowski A., 1999, Impact of water temperature on nutrient concentrations in the Oder estuary in 1996-1998, German J. Hydrograph., 51: 423-439.
20. Poleszczuk G., 2003, Changes in the biotope quality unfavourable to ichthyofauna of the Szczecin Lagoon during the flood crest outflow in summer 1997, Baltic Coast. Zone, 6: 37-58.
21. Polska Norma [Polish Standard] PN/C-04632/03, Ogólne zasady pobierania próbek do badań fizycznych, chemicznych i biologicznych. Technika pobierania próbek – General principles of sampling fo physical, chemical and biological examination. Sampling technique.
22. Prost M., 1994, Choroby ryb (Fish diseases), PTNW, Lublin (in Polish).
23. Protasowicki M., Niedźwiecki E., Ciereszko W., Perkowska A., Meller E., 1999, The Comparison of Sediment Contamination in the Area of Estuary and the Lower Course of the Odra Before and After the Flood of Summer I 997, Acta hydrochim. hydrobiol., 27: 338—342.
24. Rozporządzenie, 1991, Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska z dn. 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny od powiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi (Decree of the Polish Minister of Environmental Protection, Natural Resources and Forestry from 5 November 1991 concerning the classification of water), Dz. U., 1991, Nr 116, poz. 503 (in Polish).

25. Siwicki A. K., Antychowicz J., Waluga J., (red.) 1994, Choroby ryb hodowlanych (Breedingfishes disases), Wyd. IRS, Olsztyn, 376 pp (in Polish).
26. Trzosińska A., Andrulewicz E., (eds.) 1998, Doraźne skutki powodzi 1997 roku w środowisku wodnym Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej (Short term effects of 1997 flood on the Gulf of Gdańsk and Pomeranian Bay), Ed. Morski Instytut Rybacki, Gdynia, 76 pp.
27. Wolska L., Wardencki W., Wiergowski M., Zygmunt B., Zabiegała B., Konieczka P., Poprawski L., Biernat J. F., Namieśnik J., 1999, Evaluation of Pollution Degree of the Odra River Basin with Organic Compounds after the 1997 Summer Flood — General Comments, Acta hydrochim. hydrobiol., 27: 343—349.

STRESZCZENIE

Podczas spływu wód latem 1997 roku badano chemizm wód rzeki Odry w miejscu stacji na Odrze Zachodniej powyżej zabudowy miasta Szczecina. Oznaczano wartości 20 wybranych wskaźników jakości wód: temperatury, pH, Eh, ChZT-Mn, BZT5, stężenia $O_{2(r)}$, NO_3^-,NO_2^-, NH_4^+, N_{og}, $PO_4^{3-}{}_{rozp}$, P_{og}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, Fe_{og} , Mn_{og} i chlorofilu a. Wykazano, że podczas spływu wód powodziowych wody Odry Zachodniej były wodami m.in. o bardzo niskim natlenieniu (C_{O_2} < 4 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$) niosącymi duże ilości NO_2^- (C_{NO_2} >0,100 mg N· dm^{-3}). Podczas spływu wód powodziowych latem 1997 roku badano chemizm wód rzeki Odry w miejscu stacji na Odrze Zachodniej powyżej miasta Szczecina. Wykazano, że podczas spływu wód powodziowych wody Odry Zachodniej były całkowicie nie nadającymi się do bytowania w nich ichtiofauny w związku z bardzo drastyczną przewagą procesów dysymilacji nad procesami asymilacyjnymi. Wody te były zasadniczo różne od wód Odry Zachodniej w analogicznym okresie roku 1995.

SUMMARY

During the outflow of water in summer 1997, chemical parameters of Odra River at the station of West Odra above the buildings of Szczecin city, have been examined. The values of 20 chosen indicators of water quality like: temperature, pH, Eh, COD-Mn, BDO_5, concentrations of $O_{2dissol.}$, NO_3^-,NO_2^-, NH_4^+, $N_{tot.}$, $PO_4^{3-}{}_{dissol.}$, $P_{tot.}$, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, $Fe_{tot.}$, $Mn_{tot.}$ and chlorophyll a have been determined. The researches proved, that during the outflow of flood, waters of Odra River had very poorly oxygenated (C_{O_2} < 4 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$) bringing with its course considerable amounts of NO_2^- (C_{NO_2} >0,100 mg N· dm^{-3}). During the outflow of flood water in summer 1997 chemical parameters of Odra River at the station of West Odra above the buildings of Szczecin city, have been examined. Survey proved that during the flood outflow, water had been completely inappropriate for survival of ichtyofauna due to predominance of dissimilation processes over assimilation. Those waters were basically different from waters of West Odra River in the resembling conditions in 1995.

Adresa autora

Gorzysław Poleszczuk

University of Szczecin, Natural Science Faculty, ul. Felczaka 3a, 71-412 Szczecin, Poland

e-mail: polesz@univ.szczecin.pl

POTRAVNÍ AKTIVITA SIVENA AMERICKÉHO V NÁDRŽÍCH JIZERSKÝCH HOR NA ZÁKLADĚ SLOŽENÍ BENTOSU A NÁLETU

Food activity of brook charr in reservoirs of the Jizera Mountains based on the knowledge of the composition of benthos and terrestrial invertebrates fallings

SYCHROVÁ O., ŠVÁTORA M.

Summary

For better understanding of a food strategy of brook charr, a correlation between the composition of food found in the digestive tract of fish and food offer (benthos, fallings) at a particular time was studied. The behaviour of brook charr in three reservoirs in the Jizera Mountain (Bedřichov, Souš and Josefův Důl) was investigated. It was found that brook charr is permanently active in finding the food, preferring the food from the bottom (larvae and pupae of Diptera and Trichoptera) and food from the level (terrestrial insect), while the other parts of the water column are not an important source of the food.

ÚVOD

Je známo, že břehové partie okolo potoků, řek i jezer mají vliv na přísun terestrických bezobratlých na vodní hladinu. Jejich kvantita i kvalita významně ovlivňuje ichtyocenózy, jelikož suchozemský hmyz tvoří významnou složku jejich potravy.

Přísun suchozemských bezobratlých do vodních ekosystémů byl však sledován jen zřídka a výhradně v tocích (např. Mason & Macdonald, 1982; Wipfli, 1997), z nádrží tyto údaje chybějí. Za převládající potravní strategii lososovitých ryb v říčních biotopech většina autorů považuje lov driftující kořisti, t.j. potravy unášené proudem vody (např. Edwards & Huryn, 1996; Allan, 1978; Bechara et al., 1993; Grant & Noakes, 1987). Metodika pro sledování driftu je velmi dobře propracována a je založena na zachytávání driftu do různých typů sítí, které podle potřeby přehrazují část nebo celý tok.

Jelikož dosud nebyl vypracován postup pro stanovení množství suchozemských bezobratlých padajících na vodní hladinu v lentických biotopech, byla navržena a vyzkoušena dále popsaná metoda, jak tento nálet neporušený zachytit.

V průběhu roku 2002 byl pro lepší pochopení potravní strategie sivenů sledován přísun náletového hmyzu na hladinu na hladinu nádrží Bedřichov, Souš a Josefův Důl a současně odebírán bentos. Ve stejnou dobu byly prováděny odlovy ryb za účelem korelace potravní nabídky v příslušném čase a složení potravy v zažívacím traktu sivena (Sychrová, 2003).

MATERIÁL A METODIKA

Výzkum probíhal v roce 2002 na nádržích Bedřichov, Josefův Důl a Souš, ležících na území CHKO Jizerské hory. V nádrži Bedřichov bylo uskutečněno celkem 6 odlovů ryb (18. 5., 19. 6., 25. a 26. 7., 22. 8. a 18. 10.), v nádrži Souš 5 odlovů ryb (10.5., 19.–20.6., 24.7. a 17.10.) a v nádrži Josefův Důl také 5 odlovů ryb (21.6., 23.7., 20. – 21.8. a 16.10.).

Pro zachycení spadu terestrických bezobratlých na vodní hladinu bylo zhotoveno 11 plovoucích lapačů. Tyto lapače byly vyrobeny z transparentních kopolyesterových desek z PETG (SIMONA® SIMOLUX; SIMONA – PLASTICS CZ, s.r.o.). Tento materiál vyniká zejména vysokou mechanickou pevností a hlubokotažnými vlastnostmi a je téměř absolutně čirý. Byly použity desky o tloušťce 1,5 mm.

Lapač má čtvercový průřez se zvýšenými okraji o 100 mm a v levé horní části je opatřen otvorem s přírubou, která slouží k upevnění sáčku z filtrační tkaniny (uhelon, hustota vláken 100µm) a k připevnění kotvící šňůry. Aby lapač plaval, byly ke každému rohu lapače připevněny dva plováky z prázdných polyethylenových lahví. Počet plováků byl vypočten tak, aby lapač udržel po položení na hladinu přibližně pěticentimetrový sloupec vody, která do lapače nateče vyřízlým otvorem a ve které se náletový hmyz musí utopit. Po ukončení doby odchytu hmyzu se lapač nadzvedne a nakloní tak, aby voda odtekla otvorem a utopený hmyz se zachytil v připevněném sáčku z filtrační tkaniny. Odtud je potom hmyz vybrán pomocí pinzety, vložen do polyethylenových lahviček a fixován 4 % roztokem formaldehydu. V laboratoři byly vzorky přefiltrovány a určeny.

Lapače byly na nádržích rozmístěny na odlišných biotopech a v různých vzdálenostech od břehu a připevněny k bójím pomocí kotvící šňůry. Tím bylo zajištěno, že lapače byly při každém odběrovém cyklu umístěny přibližně na stejném místě. Jednotlivé odběrové cykly trvaly přibližně 6 – 8 hodin. Pokud to bylo možné byly rozloženy v čase tak, aby bylo možno rozlišit ranní, denní a večerní (noční) náletový hmyz.

Za účelem získání dobrého kvalitativního obrazu a relativní četnosti makrozoobentosu byl v příbřežních partiích nádrží Josefův Důl a Bedřichov pro odběr vzorků použit kuchyňský cedník o průměru 15 cm a velikostí ok 0,5 mm. Cedník byl přivázán provazem ke konci dva metry dlouhé dřevěné tyče, aby bylo možné odebrat vzorky z větších hloubek nádrže. Odběr vzorků byl uskutečněn metodou kick sampling, která spočívala v zachycování stržených organismů cedníkem při zvířování dna nohama na 1 m^2. V každém sledovaném období byly na nádrži provedeny vždy dva odběry z hloubky 1,5 – 2,5 m.

Pro kvalitativní výzkum makrozoobentosu na nádržích Souš a Josefův Důl byl použit sklápěcí čelisťový aparát, zvaný drapák, který dokáže vyříznout ze dna určitou ohraničenou plochu. Pro odběr vzorků byla použita Lellákova modifikace drapáku typu Ekman-Birge.

Odběry bentosu proběhly pouze v průběhu roku 2002. Na nádržích Souš a Josefův Důl byly během sledovaného období uskutečněny vždy dva odběry z hloubky 4 – 6 m. Vzorky byly fixovány 4 % roztokem formaldehydu. Tyto vzorky byly později v laboratoři proprány s použitím cedníku s velikostmi ok 0,5 mm. Propláchnuté vzorky byly umístěny do větších misek a zality roztokem chloridu sodného o hustotě 1,12 g/cm^3. Živočichové, kteří vyplavali na povrch, byli sebráni, vloženi do polyethylenových lahviček a zaliti 80% roztokem ethylalkoholu a později určeni. Zbylý materiál byl ještě zkontrolován ruční probírkou.

Při zjišťování složení potravy u ryb bylo postupováno tímto způsobem: vyjmuté trávicí ústrojí bylo vloženo na Petriho misku, podélně rozstřiženo, obsah odebrán entomologickou pinzetou a umístěn na další čistou Petriho misku. Prázdné vnitřnosti byly ještě důkladně prohlédnuty pod stereomikroskopem značky *Carl Zeiss - Jena* (zvětšení 16 - 50×), aby nebyl přehlédnut žádný organismus, který ryba pozřela. Poté byl pod tímto stereomikroskopem při zvětšení 16 - 50× pomocí pinzety a preparační jehly postupně rozebrán celý obsah žaludku a střeva. Byli počítáni buď celí jedinci, hlavy nebo jiné části těl, o kterých nebylo pochyb čemu náležejí a nejsou znásobeny. Zaznamenány byly všechny částice, ale pouze živočišná složka kvantitativně. Jednotlivé organismy byly roztříděny a určeny.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Na jaře dominovali v náletu mšice a dvoukřídlí.V létě zde převažovali dvoukřídlí a významně byly opět zastoupeny mšice. Na Bedřichově byl pak v červenci také zaznamenán hojný výskyt chrostíků. Na podzim byla situace stejná jako na jaře.

V nádrži Souš byly ve všech sledovaných obdobích v bentosu nejvíce zastoupeny larvy pakomárů. Hojně zde byly nalezeny také larvy chrostíků z čeledi Leptoceridae. V nádrži Bedřichov převládali v bentosu zejména mlži (čeleď Sphaeriidae), za nimi se ve větším počtu vyskytovali také larvy pakomárů a máloštětinatci.V příbřežních částech nádrže Josefův Důl dominovali v bentosu zejména chrostíci a máloštětinatci.

Potravní aktivita ryb byla zjišťována pomocí indexu výběrovosti **(Iv)**.

Iv = r % / b %
r **…..procento potravy v zažívadlech ryb**
b**…..procento potravy na pastvišti**

Na základě hodnot tohoto indexu lze potom stanovit složky potravy, které jsou upřednostňovány (Iv > 1), složky, ke kterým je druh indiferentní (Iv = 1) a konečně ty, kterým se vyhýbá (Iv < 1).

Index výběrovosti byl zvlášť vyhodnocen pro nálet a zvlášť pro bentos. Při stanovení indexu výběrovosti mezi náletem a potravou ve vnitřnostech, byla vynechána ta období, u kterých byla potrava z ryb získána výplachem, z důvodu pouze jejího kvalitativního složení. Dále pak nebyly porovnávány mezi náletem a potravou sivenů ty taxony, které se vyskytly v lapačích s úspěšností pod 5% (přičemž 100% se rozumí součet všech nalezených jedinců v daném čase).

Jelikož se ukázalo, že odběry bentosu na jednotlivých lokalitách byly početně nedostačující z důvodu nepřítomnosti živočichů, kteří se sice vyskytovali v potravě, avšak v bentosu nebyli nalezeni vůbec, byl index výběrovosti mezi bentosem a potravou sivenů stanoven pouze pro ty taxony, které se vyskytly jak v potravě, tak i v bentosu. Získané výsledky lze brát proto pouze jako kvalitativní.

Tabulky 1 a 2 ukazují hodnoty Iv z nádrže Bedřichov. Z tabulky 1 je zřejmé, že siveni v nádrži Bedřichov preferovali v červnu 19.6. ráno z náletu brouky, blanokřídlé a dvoukřídlý hmyz, v červenci 25.7. večer a v srpnu 22.8. dopoledne a večer mšice a blanokřídlé a v říjnu 18.10. dopoledne pak brouky a dvoukřídlý hmyz. Z tabulky 2 lze vyčíst, že z bentické složky siveni upřednostňovali po celé sledované období pouze dvoukřídlý hmyz (čeleď Chironomidae).

Situaci v nádrži Souš znázorňují tabulky 3 a 4. Z náletové složky siveni 19.6. večer preferovali mšice, 20.6. ráno brouky a dvoukřídlé a 20. 6. dopoledne brouky a mšice. Z červencových odlovů pak 24.7. ráno upřednostňovali siveni mšice a 24. 7. odpoledne dvoukřídlé. Na podzim byli preferováni brouci a mery. Z bentosu upřednostňovali siveni v červnu a v červenci pakomáry, v říjnu pak pouze chrostíky.

Nakonec tabulky 5 a 6 ukazují situaci v nádrži Josefův Důl. Z tabulky 5 lze vyčíst, že siveni v červnu upřednostňovali mšice, 23.7. ráno pak blanokřídlé, dvoukřídlé a mšice (23.7. odpoledne nikoli), 21.8. ráno blanokřídlé a brouky, 21.8. odpoledne pouze blanokřídlé a v říjnu nakonec mery a křísy. Pakomáři představovali preferovanou složku bentosu v červnu, srpnu a také v říjnu, chrostíci pak v červenci.

Také další autoři sledovali přísun terestrických bezobratlých na vodní hladinu, avšak, jak již bylo zmíněno dříve, výhradně v tocích.

Mason & Macdonald (1982) sledovali přísun suchozemských bezobratlých na vodní hladinu ze čtyř druhů stromů. Zjistili, že největší přísun bezobratlých byl z platanu, dále pak z dubu, olše a jasanu. Bezobratlí zde byli sbíráni do tmavých plastikových nádob umístěných na tyči, jeden metr nad zemí. V každé z nich byla 5 centimetrová vrstva vody a 10 ml 4 % formaldehydu. Nejčastěji se vyskytovali v nádobách zástupci brouků,

dvoukřídlých a mšic. Mšice převažovaly v plastikových lahvích umístěných u platanu. Brouci byli hojní zejména od dubna do června, dvoukřídlí v srpnu a v říjnu a mšice zase od května do června a v říjnu.

Wipfli (1997) sledoval přísun suchozemských bezobratlých do šesti potoků na Aljašce. Metoda odlovu náletu byla totožná jako u předchozích autorů. Zjistil, že suchozemský hmyz převažoval v potravě u juvenilních sivenů (*Salvelinus malma*), zatímco u dospělců byl vodní hmyz stejně důležitou složkou potravy jako nálet.

Grant & Noakes (1987) se zabývali chováním sivena (1^{+}) při vyhledávání potravy. Siveni, kteří potravu hledali průběžně a neustále při plavání, se zaměřili na bentickou a náletovou složku potravy, zatímco siveni, kteří na kořist nejprve číhali a pak na ni rychle zaútočili, upřednostňovali drift.

Tab.1: Iv stanovený mezi potravou a náletem v nádrži Bedřichov

Sezona	2002	2002	2002	2002	2002
Roční období	Jaro	Léto	Léto	Léto	Podzim
Měsíc	Červen	Červenec	Srpen	Srpen	Říjen
Lokalita	Bedřichov	Bedřichov	Bedřichov	Bedřichov	Bedřichov
Den	19.6.	25.7.	22.8.	22.8.	18.10.
Doba odlovu	ráno	večer	dop.	večer	dop.
Index výběrovosti (Iv)					
Diptera	1,52	0,70	0,26	0,14	1,07
Trichoptera	/	0,00	/	/	/
Hymenoptera	1,76	1,78	0,60	1,59	/
Aphidomorpha	0,00	1,90	3,84	/	0,47
Coleoptera	4,83	/	0,80	/	4,24
Psocoptera	/	/	/	/	0,00
Auchenorrhyncha	/	/	/	/	0,36
Poduromorpha	/	/	/	/	0,00

Tab.2: Iv stanovený mezi potravou a bentosem v nádrži Bedřichov

Sezona	2002	2002	2002	2002	2002
Roční období	Jaro	Léto	Léto	Léto	Podzim
Měsíc	Červen	Červenec	Srpen	Srpen	Říjen
Lokalita	Bedřichov	Bedřichov	Bedřichov	Bedřichov	Bedřichov
Den	19.6.	25.7.	22.8.	22.8.	18.10.
Doba odlovu	ráno	večer	dop.	večer	dop.
Index výběrovosti (Iv)					
Diptera	2,34	2,06	2,73	2,58	4,93
Trichoptera	0,85		0,06	0,32	0,05
Eulamellibranchia	0,06	0,15	0,00	0,00	0,00

Tab.3: Iv stanovený mezi potravou a náletem v nádrži Souš

Sezona	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
Roční období	Jaro	Jaro	Jaro	Léto	Léto	Léto	Podzim
Měsíc	Červen	Červen	Červen	Červenec	Červenec	Červenec	Říjen
Lokalita	Souš-H.p.	Souš-H.p.	Souš-Hráz	Souš-Hráz	Souš-H.p.	Souš-Hráz	Souš-Hráz
Den	19.6.	20.6.	20.6.	24.7.	24.7.	24.7.	17.10.
Doba odlovu	večer	ráno	dop.	ráno	odp.	odp.	dop.
Index výběrovosti (Iv)							
Diptera	0,44	1,03	0,22	0,58	2,00	0,64	0,47
Coleoptera	0,32	1,89	1,72	/	/	/	2,83
Aphidomorpha	2,01	0,85	1,15	1,18	0,00	0,57	0,67
Psocoptera	/	0,06	0,04	0,63	/	/	/
Trichoptera	/	/	/	0,00	0,00	0,00	/
Psyllomorpha	/	/	/	/	/	/	1,60

Tab.4: Iv stanovený mezi potravou a bentosem v nádrži Souš

Sezona	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
Roční období	Jaro	Jaro	Jaro	Léto	Léto	Léto	Podzim
Měsíc	Červen	Červen	Červen	Červenec	Červenec	Červenec	Říjen
Lokalita	Souš-H.p.	Souš-H.p.	Souš-Hráz	Souš-Hráz	Souš-H.p.	Souš-Hráz	Souš-Hráz
Den	19.6.	20.6.	20.6.	24.7.	24.7.	24.7.	17.10.
Doba odlovu	večer	ráno	dop.	ráno	odp.	odp.	dop.
Index výběrovosti (Iv)							
Diptera	1,00	1,00	1,00	1,09	1,54	1,48	0,57
Trichoptera	/	/	/	0,84	0,05	0,16	1,43

Tab.5: Iv stanovený mezi potravou a náletem v nádrži Josefův Důl

Sezona	2002	2002	2002	2002	2002	2002
Roční období	Jaro	Léto	Léto	Léto	Léto	Podzim
Měsíc	Červen	Červenec	Červenec	Srpen	Srpen	Říjen
Lokalita	Josefův Důl	Josefův Důl	Josefův Důl	Josefův Důl	Josefův Důl	Josefův Důl
Den	21.6.	23.7.	23.7.	21.8.	21.8.	16.10.
Doba odlovu	dop.	ráno	odp.	ráno	odp.	odp.
Index výběrovosti (Iv)						
Diptera	0,24	1,58	/	0,05	/	0,49
Trichoptera	0,05	0,00	/	/	/	/
Aphidomorpha	1,13	1,32	0,77	/	0,00	0,95
Psyllomorpha	0,23	/	/	/	/	2,00
Hymenoptera	/	5,28	0,92	7,10	4,37	0,84
Coleoptera	/	0,75	0,88	4,14	0,88	/
Psocoptera	/	/	0,88	0,00	/	/
Araneida	/	/	/	0,00	0,00	/
Auchenorrhyncha	/	/	/	/	/	2,36

Tab.6: Iv stanovený mezi potravou a bentosem v nádrži Josefův Důl

Sezona	2002	2002	2002	2002	2002	2002
Roční období	Léto	Léto	Léto	Léto	Léto	Podzim
Měsíc	Červen	Červenec	Červenec	Srpen	Srpen	Říjen
Lokalita	Josefův Důl	Josefův Důl	Josefův Důl	Josefův Důl	Josefův Důl	Josefův Důl
Den	21.6.	23.7.	23.7.	21.8.	21.8.	16.10.
Doba odlovu	dop.	ráno	odp.	ráno	odp.	odp.
Index výběrovosti (Iv)						
Diptera	5,42	0,49	0,71	1,98	4,60	1,27
Trichoptera	0,29	1,27	1,20	0,90	0,02	0,80
Megaloptera	0,42	0,41	0,42	0,00	0,00	

ZÁVĚR

Literatura o lososovitých rybách, v níž by autoři sledovali aktivitu ryb pomocí výše zmiňovaného indexu nebyla nalezena.Ve shodě s autory Grant & Noakes (1987) může být konstatováno, že siveni v Jizerských horách vyhledávají potravu neustále, zejména pak v nádrži Bedřichov, kde jí je pro velké množství ryb nedostatek. Siveni ze všech lokalit loví převážně na dně (larvy a kukly pakomárů, chrostíci) a na hladině (náletový hmyz a farátní imága pakomárů těsně před vzletem), kdežto zbytek vodního sloupce, kde se vyskytují především planktonní korýši malé velikosti, nepředstavuje významnou potravní niku.

Poděkování

Poděkování patří všem studentům a zaměstnancům katedry zoologie, kteří se zúčastnili práce v terénu. Dík patří také státnímu podniku Povodí Labe, který nám umožnil provádět odběry na vodních dílech Souš a Josefův Důl. Děkuji především Ing. Tomáši Zapletalovi, který se za tento státní podnik všech odběrů osobně zúčastnil. Můj velký dík patří také hrázným na nádržích, panu Noswitzovi na Bedřichově, panu Senohrábkovi na Souši a panu Šefčíkovi na Josefově Dole, za ochotnou pomoc při odlovech a přechovávání materiálu. Velmi zavázána jsem také panu Janu Krupičkovi z rybářské organizace v Liberci a Ing.Tomáši Kavovi ze Severočeského rybářského územního svazu Ústí nad Labem za pomoc při odlovech na Bedřichovské nádrži. Tato práce vznikla za finanční podpory grantu GAUK 127/2000/B BIO/PřF a výzkumného záměru MŠMT ČR 1136100004.

LITERATURA

Allan, J.D., 1978: Trout predation and the size composition of stream drift. *Limnol. Oceanogr.* **23** (6), 1231-1237.

Bechara, J.A., Moreau, G., Hare, L., 1993: The impact of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) on an experimental stream benthic community: the role of spatial and size refugia. *Journal of Animal Ecology* **62**, 451-464.

Edwards, E.D., Huryn, A.D., 1996: Effect of riparian land use on contributions of terrestrial invertebrates to streams. *Hydrobiologia* **337**, 151-159.

Grant, J.W.A., Noakes, D.L.G., 1987: Movers and stayers: foraging tactics of young-of-the-year brook charr, *Salvelinus fontinalis*. *Jour. of Anim. Ecol.* **56**, 1001-1013.

Mason, C.F., Macdonald, S.M., 1982: The input of terrestrial invertebrates from tree canopies to a stream. *Freshwater Biology* **12**, 305-311.

Sychrová, O**.**, 2003: Potravní strategie sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) ve třech acidifikovaných nádržích Jizerských hor. Dipl. práce, Katedra systematické zoologie PřF UK Praha, 100 pp.

Wipfli, M.S., 1997: Terrestrial invertebrates as salmonid prey and nitrogen sources in streams: contrasting old-growth and young-growth riparian forests in southeastern Alaska, U.S.A.*Can.J.Fish.Aquat.Sci.***54**,1259-1269.

ADRESA AUTORŮ

Mgr. ***Olga Sychrová***,UK v Praze, PřF, Katedra zoologie, Viničná 7, Praha 2, 128 44, e-mail: SychrovaO@seznam.cz

RNDr. ***Miroslav Švátora,*** CSc., UK v Praze, PřF, Katedra zoologie, Viničná 7, Praha 2, 128 44, e-mail: svatova@natur.cuni.cz

VYHODNOCENÍ VHODNOSTI RŮZNÝCH TYPŮ INDIVIDUÁLNÍCH ZNAČEK PŘI SLEDOVÁNÍ SIVENA AMERICKÉHO (*SALVELINUS FONTINALIS*) V CHKO JIZERSKÉ HORY

Evaluation of usefulness of different individual tags for investigation of brook trout (Salvelinus fontinalis) in the Protected Landscape Jizera Mountains

ŠANDA, R., ŠVÁTORA, M., KŘÍŽEK, J.

Abstract

1186 specimens of brook trout were marked with large external T-Bar Anchor Tags in the course of the years 1999 and 2000 and 726 specimens with small internal Visible Implant Alphanumeric Tags during the years 2001 and 2002 in the catchment of the reservoir Souš in the Jizera Mountains. Recovery rate was higher for small VIA-tags (19,4 %) than for large T-tags (11,6 %). Also the rate of lost was lower for VIA-tags (5,7 %) than for T-tags (19,79 %). Readability was good for both types of the tags.

To compare the influence of the tags on the growth of the brook trout the total increase of the length for all specimens caught after one year was used. It was used altogether 135 records for T-tags, ranging from 0 - 50 mm with the average 12,76 mm and median 11 mm. 125 records were used for VIA-tags, ranging from 0 - 88 mm with the average 13,56 mm and median 11 mm. There was not found statistically significant difference between the two types of tags (t-test for independent samples: t-value –0,599, df 258, p = 0,55).

The negative correlation was found for both types of tags between the increment of the length and size of the fish in the time of marking.

The Visible Implant Alphanumeric Tags seem to be more suitable for marking of at least salmonid fishes.

ÚVOD

Při sledování populací ryb se často používají různé typy značení. Obecně lze typy značení rozdělit na skupinové a individuální. Pro skupinové značení lze použít širokou škálu metod, jako jsou zastřihávání ploutví, různé barvicí techniky, čipování, značení snadno detekovatelnými izotopy nebo genetické značení. Při individuálním značení se nejčastěji používají rozmanité mechanické značky s kódem, připevňované na ryby zvnějšku nebo zaváděné do těla ryb.

Velká část existujících individuálních značek představuje pro ryby značný stresový faktor, protože při jejich připevnění dochází k poranění ryb. To se týká značek zaváděných a ukotvovaných do svaloviny, na skřele, čelisti nebo pod hřbetní ploutev. Kromě toho mohou tyto značky dlouhodobě negativně ovlivňovat kondici ryb, protože ryby vynakládají energii na zhojení zranění způsobeného při zavedení značky, značky se mohou zachytávat na předmětech ve vodě nebo obrůstat řasami a tak snižovat pohyblivost ryb, mohou překážet při příjmu potravy. Proto nejsou některé individuální značky vhodné například pro sledování růstu. V současnosti je však možné použít individuální značky velmi malých rozměrů, které se relativně šetrně zavádějí do těla ryb a tím by se uvedené negativní vlastnosti velkých značek měly eliminovat.

Cílem této práce je srovnat výsledky značení sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) dvěma různými typy individuálních značek, představujícími velký vnější typ značek a malý interní typ a posoudit jejich vliv na růst značených jedinců a také jejich vhodnost z hlediska návratnosti a čitelnosti.

MATERIÁL A METODIKA

V průběhu let 1999 –2003 bylo provedeno sledování sivena amerického z povodí nádrže Souš dvěma typy individuálních značek. Populace sivena z povodí nádrže Josefův Důl byla označena jen jedním typem značek. Obě lokality jsou vodárenské nádrže, kde není povolen sportovní rybolov. Jsou to uzavřené lokality, proto je předem vyloučena možnost poproudové imigrace ryb.

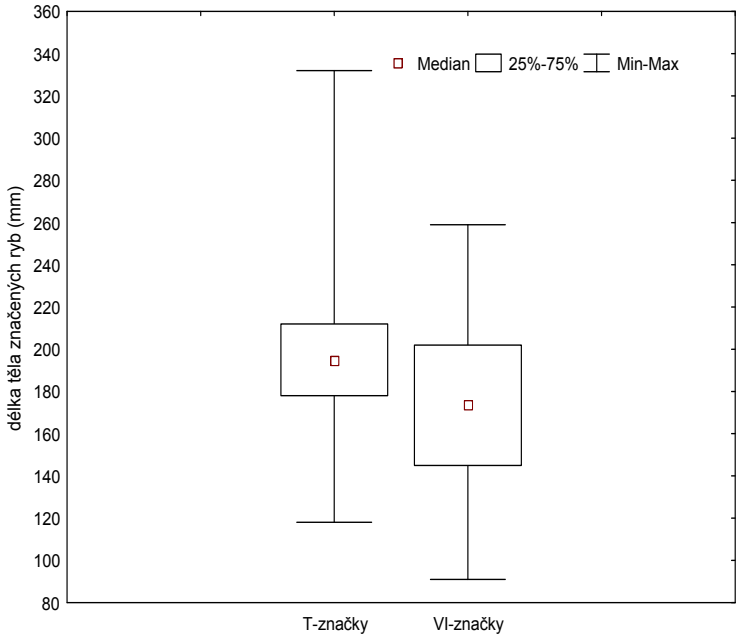
Ryby byly loveny v přítocích elektrickým agregátem, v nádržích do tenat. Ulovené ryby byly změřeny (Lc – velikost těla v mm) a po označení vypuštěny.

Prvním použitým typem značek byly T-Bar Anchor Tags (dále v textu T-značky) od firmy Floy Tag & Mfg. Tyto značky jsou celoplastové, ve tvaru úzké trubice a zavádějí se pomocí aplikačního zařízení do hřbetní svaloviny ryby v oblasti pod hřbetní ploutví. Při zavádění značek je zabodnuta do svaloviny jehla aplikačního zařízení do hloubky 2-3 cm. Ukotvení značek v těle ryb je zajištěno jejich tvarem, který je v části zaváděné do těla tvaru T. Vyčnívající část nese individuální kód. Celková délka značky je 53 mm, část vyčnívající z těla měří 30 mm. Tyto značky představují stresující typ.

Jako šetrný typ individuálních značek byly vybrány fluorescentní Visible Implant Alphanumeric Tags (dále v textu VI-značky) v měkkém provedení od firmy Northwest Marine Technology. Tyto značky mají tvar obdélníku o velikosti 1 x 2,5 mm a šířce kolem 0,2 mm. Jsou vyrobeny z měkkého plastu a zavádějí se pomocí aplikačního zařízení na vhodné místo na těle ryb. Jsou to vnitřní značky, které jsme aplikovali sivenům do průhledné tkáně za oko.

VÝSLEDKY A DISKUSE

V letech 1999 a 2000 bylo na Souši označeno 1186 sivenů T-značkami. Velikost značených ryb se pohybovala v rozmezí 118 – 332 mm (obr. 1). 138 jedinců bylo uloveno zpětně. To představuje 11,6 % návratnost. Z toho 103 ryb bylo zpětně chyceno jednou, 28 ryb dvakrát, 5 ryb třikrát, jedna ryba čtyřikrát a jedna dokonce pětkrát. U dalších 34 sivenů byla zaznamenána ztráta značky, což představuje 19,76 % ztrátovost značek ze všech zpětně ulovených ryb s touto značkou.



Obr. 1. Srovnání velikosti sivenů označených na lokalitě Souš T-značkami a VI-značkami

V letech 2001 a 2002 bylo na Souši označeno 726 sivenů VI-značkami. Velikost značených ryb se pohybovala v rozmezí 91 – 259 mm (obr. 1). 139 jedinců bylo uloveno zpětně. To představuje 19,4 % návratnost. Z toho 111 ryb bylo zpětně chyceno jednou, 27 ryb dvakrát a jedna ryba třikrát. U dalších 8 sivenů byla zaznamenána ztráta značky, což představuje 5,7 % ztrátovost značek ze všech zpětně ulovených ryb s touto značkou.

Na nádrži Josefův Důl bylo v letech 2001 a 2002 označeno 134 sivenů o velikosti 85 – 241 mm VI-značkami. Zpětně bylo uloveno 18 jedinců, všichni pouze jednou. To představuje 13,4 % návratnost. Menší podíl zpětně ulovených ryb na této lokalitě ve srovnání s lokalitou Souš je způsoben narušením období tření na jednom z přítoků nádrže Josefův Důl v roce 2002, kdy se zde stavěl rybí přechod právě v období tření a siveni do přítoku znečištěného výplachem ze stavby vůbec netáhli a také menší jedinci, kteří se zde zdržovaly celoročně, přítok opustily.

Pokud srovnáme návratnost obou typů značek na lokalitě Souš, je podstatně vyšší u VI-značek než u T-značek – 19,4 % oproti 11,6 %. Tento rozdíl se ještě o něco zvýší, vezmeme li v úvahu, že k zpětným odchytům ryb s T-značkami docházelo v období 2000-2003, kdežto u VI-značek jen 2002-2003. Při porovnání stejně dlouhého období pro oba typy značek, tedy 2000-2001 pro T-značky a 2002-2003 pro VI-značky, je poměr 10,45 % ku 19,4 % ve prospěch VI-značek. Také zaznamenaná ztrátovost VI-značek (5,7 %) je značně nižší než T-značek (19,76 %).

Z hlediska čitelnosti jsme nezaznamenali takřka žádné problémy ani u jednoho typu značek. O něco lépe jsou čitelné T-značky, obrůstající sice silně řasami, které ale není problém při čtení odstranit. VI-značky mohou při růstu ryb přerůstat méně průhlednou tkání, ale jejich čitelnost pouhým okem je obvykle i v těchto případech dobrá. V případě problémů s přečtením kódu je možno na značku, která je fluorescentní, posvítit speciální svítilnou vybavenou diodami emitujícími modré světlo a použít brýle dodávané výrobcem, a tím zlepšit čitelnost. Nepatrně horší čitelnost VI-značek je dána jejich podstatně menší velikostí a umístěním uvnitř těla ryby.

Dále byl hodnocen vliv obou typů značek na růst sivenů z nádrže Souš. Srovnání velikosti těla ryb v době označení pro oba typy značek je na obr. 1. T-značkami byly označeny o něco větší siveni než VI-značkami, které bylo možné implantovat i menším jedincům. Rozdíl velikosti ryb označených oběma typy značek je statisticky významný (T-test pro dva nezávislé výběry: $t = 16{,}034$; D.F. 1910; $p < 0{,}001$).

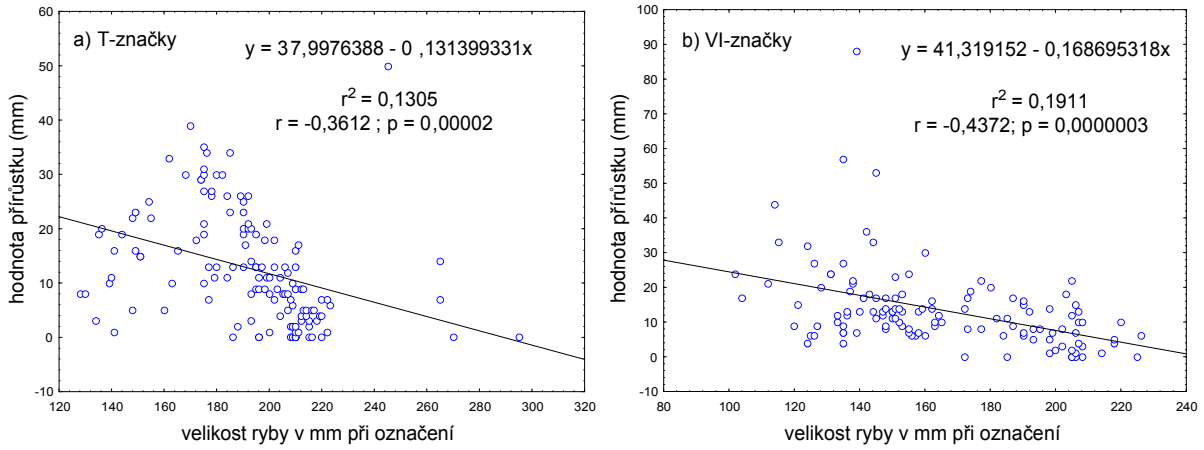
Pro vyhodnocení srovnání vlivu na růst byly použity hodnoty zjištěných přírůstků sivenů zachycených zpětně po jednom roce, tedy těch , kteří se značkou prožili jednu růstovou sezónu. U T-značek bylo možno použít celkem

135 údajů o růstu ryb, jejichž velikost byla v době označení 128 – 295 mm. Hodnota ročního přírůstku se pohybovala v rozmezí 0 - 50 mm, průměrná hodnota byla 12,74 mm, medián 11 mm.

U VI-značek bylo možno použít celkem 125 údajů o růstu ryb, jejichž velikost byla v době označení 102 – 226 mm. Hodnota ročního přírůstku se pohybovala v rozmezí 0 - 88 mm, průměrná hodnota byla 13,56 mm, medián 11 mm.

Překvapivě nebylo zjištěno, že by existoval statisticky významný rozdíl v přírůstcích mezi skupinami ryb označených T-značkami a VI-značkami (T-test pro dva nezávislé výběry:
t = –0,599; D.F. 258; p = 0,55). Předpoklad, že značky zaváděné do svaloviny mají na růst negativní vliv tak nebyl potvrzen.

U obou typů značek byla prokázána negativní korelace mezi hodnotou přírůstku a velikostí ryby v době označení (obr. 2). Také to ukazuje, že mezi oběma druhy značek není rozdíl, co se týče vlivu na růst. protože zůstává zachován předpoklad, že se vzrůstající velikostí ryb klesá rychlost jejich růstu.



Obr. 2. Vztah mezi hodnotou přírůstku a velikostí ryb v době označení pro oba typy značek

ZÁVĚRY

Ačkoliv nebyl prokázán vliv typu značky na růst sivenů, vyšší návratnost a nižší ztrátovost malých implantovaných značek ukazují, že minimálně pro lososovité ryby je vhodnější k individuálnímu značení používat Visible Implant Alphanumeric Tags než T-Bar Anchor Tags. Dalším kladem těchto malých značek je jejich šetrnější aplikace.

SOUHRN

V letech 1999 a 2000 bylo v povodí nádrže Souš označeno 1186 sivenů velkými vnějšími T-Bar Anchor Tags a v letech 2001 a 2002 zde bylo označeno 726 sivenů Visible Implant Alphanumeric Tags. Návratnost značek byla podstatně vyšší u VIA-tags než u T-tags – 19,4 % oproti 11,6 %. Také zaznamenaná ztrátovost VIA-tags je značně nižší než u T-tags – 5,7 % oproti 19,76 %. Z hlediska čitelnosti jsme nezaznamenali takřka žádné problémy ani u jednoho typu značek.

Pro vyhodnocení srovnání vlivu na růst byly použity hodnoty zjištěných přírůstků sivenů, kteří se značkou prožili jednu růstovou sezónu. U T-tags bylo možno použít celkem 135 údajů o růstu ryb. Hodnota ročního přírůstku se pohybovala v rozmezí 0 - 50 mm, průměrná hodnota byla 12,74 mm, medián 11 mm. U VIA-tags bylo možno použít celkem 125 údajů o růstu ryb. Hodnota ročního přírůstku se pohybovala v rozmezí 0 - 88 mm, průměrná hodnota byla 13,56 mm, medián 11 mm.

Nebylo zjištěno, že by existoval statisticky významný rozdíl v přírůstcích mezi skupinami ryb označených T-značkami a VI-značkami (T-test pro dva nezávislé výběry: t = –0,599; D.F. 258; p = 0,55). Předpoklad, že značky zaváděné do svaloviny mají na růst negativní vliv tak nebyl potvrzen.

U obou typů značek byla prokázána negativní korelace mezi hodnotou přírůstku a velikostí ryby v době označení.

Poděkování

Poděkování patří všem, kteří se podíleli na náročné práci v terénu. Dík patří také Povodí Labe, která nám umožnilo provádět odběry na obou sledovaných lokalitách. Tato práce vznikla za finanční podpory grantu GAUK 127/2000/B BIO/PřF.

Adresy autorů

Mgr. ***Radek Šanda***, Národní muzeum - zoologické oddělení, Václavské náměstí 68, 115 79 Praha 1, e-mail: rsanda@seznam.cz

RNDr. ***Miroslav Švátora***, Katedra zoologie, PřF UK, Viničná 7, 128 44 Praha 2

RNDr. ***Josef Křížek***, Laboratoř ichtyologie a ekologie ryb, 250 84 Sibřina 82

KRYTERIA OCENY JAKOŚCI WÓD ŚRÓDLĄDOWYCH W CZECHACH I W POLSCE (STANDARDY URZĘDOWE) WYZNACZAJĄCE ŚRODOWISKA DOGODNE DO BYTOWANIA RÓŻNYCH GATUNKÓW ICHTIOFAUNY

Criteria and standards for estimation of inland waters in Czechy and Poland, applied to determine the environment as a suitable habitat for various ichtyofauna species.

POLESZCZUK G., SVOBODOVÁ Z.

ABSTRACT

Confrontation and comparison of standard criteria for estimation of inland freshwater quality in Czech and Poland, which can be applied for determining its usefulness as ichtyofauna habitat, was made. Advantages and weaknesses of both systems were discussed. The accordance of standard classification systems applied in Czechy and Poland with recommendations of European Union, war proved.

ABSTRAKT

Porównano stosowane w Czechach i Polsce urzędowe kryteria oceniania jakości wód śródlądowych jakie mogą być stosowane do oceniania przydatności siedliskowej wód śródlądowych dla ichtiofauny. Omówiono zalety i wady obu systemów oceny jakości wód. Wykazano zgodność stosowanych w Czechach i Polsce urzędowych systemów klasyfikacji wód z zaleceniami Unii Europejskiej.

Słowa kluczowe: wody naturalne, wody śródlądowe, klasyfikacja wód, urzędowe standardy, siedlisko ichtiofauny, *Salmonidae*, *Cyprinidae.*

Key words: natural waters, inland waters, water classification, standards, ichtyofauna habitat, *Salmonidae*, *Cyprinidae.*

I. WPROWADZENIE

Problem oceniania siedliskowej dogodności biotopów toni wodnej dla bytowania różnych gatunków ryb był i ciągle jest jednym z ważniejszych problemów stojących przed specjalistami w zakresie toksykologii ryb (Antychowicz 1996, Prost 1994, Siwicki i in. 1994, Svobodova i in. 1993, 1997) oraz badaczami biotopów toni wodnej (Poleszczuk 1997, Zdanowski 1997). Ponieważ kryteria oceny jakości wód, w związku z postępami badań toksykologicznych zmieniają się nieustannie, toteż przedstawione w urzędowych aktach prawnych różnych krajów kryteria oceny przydatności siedliskowej biotopów dla ichtiofauny były i są nadal dość zróżnicowane. Co prawda, zawsze było oczywistym, że wody w których mogą żyć ryby powinny być bardzo czyste, ale wobec postępującego zanieczyszczenia coraz częściej sprawę stawiano inaczej, tzn. – jak dalece mogą być zanieczyszczone, by nadawały się jeszcze do bytowania w nich zdrowych ryb. Stwarzało to możliwość arbitralnego ustanawiania z jednej strony kryteriów czystości wód jakie uznawanoby za nadające się do bytowania zdrowych (?) ryb, a z drugiej strony – arbitralnego ustanawiania kryteriów oceny zdrowotności ryb, które możnaby uznawać za nadające się do konsumpcji przez ludzi.

Praca niniejsza poświęcona jest zestawieniu kryteriów oceny wód śródlądowych w Czechach (Czech Standard 1998) i w Polsce (Rozporządzenie 1991) oraz porównanie tych kryteriów pomiędzy sobą, a także porównaniu zestawianych danych z kryteriami określającymi jakość wód nadających się do zdrowego bytowania w nich ryb łososiowatych i karpiowatych zawartych w Dyrektywach Unii Europejskiej (Directive 1978 i 1990) oraz omówieniu zaleceń „Dyrektywy wodnej" Rady Europy (Directive 2000) w tym przedmiocie.

II. O KRYTERIACH STOSOWANYCH DO OCENY JAKOŚCI WÓD W CZECHACH I W POLSCE

Kryteria stosowane do oceny jakości środowiska wodnego w Czachach przedstawionych w Czech Standard (1998) są nowsze od stosowanych w Polsce (Rozporządzenie 1991). Oba zresztą akty prawne zawierają zbiory kryteriów będące jakby wyrazem osiągnięcia „złotego środka" pomiędzy dwiema koncepcjami oceniania środowiska wodnego. Pierwsza z tych koncepcji, to koncepcja mnożenia coraz to większej liczby wskaźników jakości wód zalecanych do badania przy znacznej arbitralności (przy określaniu granicznych wartości badanych wskaźników wyznaczających klasę czystości wód), co jest na przykład zauważalne w Rozporządzeniu (1991). Prowadziło to do „rozdęcia" liczby wskaźników zalecanych do badania, tak, że badanie jakości wód według takiego programu w pewnym momencie stawało się trudne do wykonania. W związku z tym - w praktyce wykonywane były „skrócone", tzn. ograniczone do pewnej liczby wskaźników jakości, zakresy badania jakości wód. Koncepcję tę możemy nazwać „koncepcją urzędniczą", jest ona bowiem w Polsce lansowana przez lobby związane z Państwową Inspekcją Ochrony Środowiska (PIOŚ), które obszerny program badań monitoringu środowiska prowadzony głównie metodami chemicznymi, wykorzystuje do rozbudowywania bazy badawczej i zwiększenia liczby pracowników - co umacnia znaczenie PIOŚ.

Koncepcja druga – ograniczenia liczby badanych wskaźników do tych, których zmiany sygnalizują niekorzystne zmiany w biotopie, postrzegane jako zwiększenie się lub zmniejszenie się wartości wskaźników w stosunku do uznanych za typowe dla danego ekosystemu (Gustafssona 1992), tj. przy których ekosystem zachowuje właściwą sobie zdrową biocenozę. Równocześnie w koncepcji tej postuluje się zwiększenie liczby biologicznych

wskaźników, np. wskaźników immunologicznych i hematologicznych u ryb bytujących na stałe w danym środowisku. W tę stronę zmierzały koncepcje postulowane przez Deptułę i in. (1993) w Polsce.

Swoiste rozstrzygnięcie sporu pomiędzy tymi koncepcjami znajdujemy w Directive (2000), której wykładnię można zawrzeć w tezach: Każdy ekosystem ma swoisty biotop i swoistą biocenozę. Każda zmiana jakości biotopu stanowi zagrożenie dla bytującej w tym ekosystemie biocenozy, a więc jest czymś niepożądanym. Zmiany jakości biotopu można łatwo wykryć badając kilkanaście podstawowych wskaźników jakości toni wodnej. Miarą jakości biotopu jest zdrowotność (kryteria biologiczne do ustalenia) bytujących w nim hydrobiontów. Należy dążyć do przywrócenia wszystkich ekosystemów w Europie do stanów sprzed zmian wywołanych antropopresją.

Przy ocenianiu jakości wód jako śródlądowych jako siedlisk dogodnych do bytowania ichtiofauny służą zalecenia Directive (1978, 1990), gdzie wyspecyfikowane są wartości wskaźników jakości wód wyznaczających środowisko dogodne do bytowania łososiowatych (*Salmonidae*) i karpiowatych (*Cyprinidae*). Podobnie, Rozporządzenie (1991) określa, że wody I klasy czystości nadają się do bytowania w nich łososiowatych, zaś II klasy czystości – nadają się do bytowania pozostałych gatunków ryb. W urzędowych przepisach w Czechach (Czech Standard 1998) nie ma odniesienia – wskazania jakie wody są właściwe dla zdrowego bytowania, rozwoju i prokreacji ichtiofauny.

Autorzy niniejszej pracy przyjmują, iż jeśli zgodnie z Directive (2000) wszystkie wody w Europie będą musiały wrócić do stanu sprzed degradacji antropogenicznej, to wody naturalne jako siedlisko ichtiofauny powinny być wodami I lub II klasy, oceniając według Czech Standard (1998). Z tych klas – I klasę (wody czyste) należałoby wskazać jako wyznaczającą biotop nadający się do bytowania ryb łososiowatych, zaś II klasy (wody nieznacznie zanieczyszczone) – jako nadające się do bytowania innych gatunków ryb. Należy zaznaczyć, że kryteria oceny środowiska wodnego w Czechach były opracowane na podstawie najnowszych (1997/1998) badań wybranych rzek, będących ekosystemami o wodach w różnym stopniu zanieczyszczonych, a więc oparte zostały na starannie wybranym i przeanalizowanym materiale doświadczalnym.

III. PORÓWNANIE KRYTERIÓW JAKOŚCI WÓD ŚRÓDLĄDOWYCH WYŻSZYCH KLAS, KTÓRE MOGĄ BYĆ UZNANE ZA DOGODNE DO BYTOWANIA ICHTIOFAUNY

Odpowiednie dane dotyczące kryteriów wyznaczających klasy czystości wód mogące być uznane za dogodne do bytowania ichtiofauny zaczerpnięte z Czech Standard (1998), Rozporządzenia (1991) oraz Dyrektyw (1978, 1990) zestawiono w Tab. 1.

W Directive (1978, 1988) kryteria jakości mają charakter „dopuszczalnych" i „zalecanych", przy czym „zalecane" mają charakter zakazowy i mogą być podstawą niedopuszczenia do obrotu handlowego ryb pozyskanych z wód nie spełniających norm.

W Polsce według Rozporządzenia (1991) o klasie czystości badanej wody decyduje najniższa ocena choćby z jednego z badanych wskaźników jakości wody. Toteż bardzo często, na przykład za „pozaklasowe" uznaje się wody, które mają tylko jeden ze wskaźników o wartościach nie mieszczących się w zakresach wartości danego wskaźnika określonych w Rozporządzeniu (1991).

Czech Standard (1998) zaleca badanie kolejno: 16 tzw. ogólnych wskaźników jakości wód, stężeń 10 specyficznych substancji organicznych, stężeń 10 wybranych metali i metaloidów, 4 mikrobiologicznych i biologicznych wskaźników oraz 6 radiologicznych wskaźników jakości wód. Razem 46 fizyczno-chemiczno-biologicznych wskaźników jakości wód.

Rozporządzenie (1991) zaleca badanie łącznie 57 wskaźników jakości wód, z czego za wskaźniki ogólne można uznać 28 wskaźników, kolejne 10 – jako stężenia specyficznych substancji organicznych, zaś kolejne 15 – jako wskaźniki charakteryzujące stężenia metali i metaloidów, i wreszcie - 4 wskaźniki z grupy mikrobiologicznych i biologicznych wskaźników.

Directive (1978, 1990) – zalecają do oceniania łącznie 14 wskaźników jakości wód, przy czym 12 z tej listy, to wskaźniki jakości wód rzeczywiście oznaczane (patrz Tab. 1). Bez wątpienia za niewielką liczbą oznaczanych i badanych laboratoryjnie wskaźników jakości wód, z jednej strony – kryje się problem kosztów. Będą one w tym przypadku istotnie ograniczone. Z drugiej strony – niewielka ilość oznaczeń, to realność szybkiego wykonania analiz i szybkiego dokonania oceny jakości wód.

Tak zwana „Dyrektywa wodna" Wspólnoty Europejskiej (Directive 2000), jeżeli chodzi o fizyczno-chemiczne badanie jakości wód stawia sprawę podobnie. Zaleca badać: warunki termiczne, natlenienie, zasolenie, stan zakwaszenia i zdolność buforowania kwasów, substancje biogenne i zanieczyszczenia specyficzne jako zidentyfikowane substancje odprowadzane do badanych wód. Dla wód jeziorowych i ekotonów śródlądowo-morskich dodatkowo: przejrzystość.

Dla porządku nadmieniamy, ze oprócz badania fizycznych i chemicznych parametrów jakości wód, należy badać biologiczne elementy w ekosystemie, a w szczególności: fitoplankton, makroglony, okrytozalążkowe, bentos i ichtiofaunę, przy czym za odchylenie uważa się niezgodność ze stanem ekosystemu dla tzw. warunków niezakłóconych.

Jeżeli chodzi o wskaźniki fizyczno-chemiczne jakości wód, to zestawione w Tab. 1A-E wskaźniki odpowiadają kolejnym kategoriom cech służących do sporządzenia odpowiedniej fizyczno-chemicznej charakterystyki wód danego ekosystemu według Directive (2000).

W omawianych urzędowych przepisach zwraca uwagę brak takich wskaźników, jak alkaliczność i kwasowość, które charakteryzowałyby w pełni zdolności buforowe kwasowo-zasadowe badanych wód i umożliwiałyby

wyznaczanie współczynników buforowości kwasowo-zasadowej wody (Sztum i Morgan 1970). Co prawda, wartości stężenia ogólnego wapnia, którego oznaczanie postuluje Czech Standard (1998), i który bardziej niż twardość ogólna (Rozporządzenie 1991), przydatny jest do określania stężenia $Ca(HCO_3)_2$, bo zwykle w takiej postaci występuje wapń rozpuszczony w wodach - można też szacować zdolności buforowe wód, ale nie zawsze (na przykład w przypadku wód zanieczyszczonych jonami metali dwu – i więcej wartościowych) prowadzi to do niewłaściwych ustaleń (np. Domagała i in. 2001).
Jeżeli chodzi o wartości wskazanych do badania wskaźników jakości wód, to uznać należy że wartości wyznaczające granice podziału na wody I i II klasy czystości w Czech Standard (1998) są co prawda bardziej rygorystyczne, ale też i właściwiej dobrane. Za wyjątkiem granicznych stężeń Ca^{2+} i Mg^{2+} , które zdaniem autorów niniejszej pracy wydają się być zawyżone (Dojlido 1987, Pitter 1999). Owszem stężenia takie występują w wodach źródliskowych i hypolimnionie jezior kredowych podczas stagnacji letniej (na przykład Poleszczuk 1994, Poleszczuk i in. 2003), ale są to sytuacje specjalne.
Mankamentem Czech Standard (1998) zdaje się być brak kryteriów dla temperatury, pH oraz stężenia NO_2^- i $NH_{3(r)}$. Z kolei mankamentem Rozporządzenia (1991) jest uznanie za dopuszczalne zbyt wysokiej koncentracji NH_4^+ , co przy skrajnych wartościach temperatury i pH skutkuje uznaniem za dopuszczalne zbyt wysokich stężeń toksycznego $NH_{3(r)}$. Według Svobodovej i in. (1993, p.13) dla *Salmonidae* LC_{50}=0,5-0,8 $mgNH_3 \cdot dm^{-3}$ i *Cyprynidae* LC_{50}=1,0-1,5 $mgNH_3 \cdot dm^{-3}$. Jeżeli chodzi o substancje wyspecyfikowane w Tab. 1B, to wydaje się, że jest to substancja rekomendowana do oznaczania przez Czech Standard (1998), jako substancje specyficzne jest właściwsza niż lista substancji specyficznych zamieszczona w Rozporządzeniu (1991), jako że chodzi o substancje współcześnie dostające się (ścieki i spływ powierzchniowy) do wód naturalnych. Równocześnie stężenia especies podanych w Tab. 1C w przepisach czeskich odnoszą się do substancji rozpuszczonych, zaś w przepisach polskich są to stężenia ogólne. Który system oceniania zagrożenia zdrowotności ichtiofauny przez metale ciężkie w wodach jest lepszy – trudno rozsądzić. Bez wątpienia formy rozpuszczone jako bezpośrednio przyswajalne są groźniejsze. Równocześnie stężenia ogólne charakteryzują dość dobrze stężenia metali i metaloidów w ekosystemie. Prawdopodobnie wybór stężeń ogólnych jako normatywnych w Rozporządzeniu (1991) podyktowany był przez ówczesne (koniec lat 80-tych) możliwości oznaczania metali w wodach. Autorzy niniejszej pracy skłonni są rekomendować jedno i drugie oznaczenie, przy czym jako obligatoryjne należałoby przyjąć oznaczenie metali i metaloidów rozpuszczonych. Omawiane specyfikacje należałoby uzupełnić o oznaczanie stężenia organicznej rtęci rozpuszczonej i nieorganicznej rtęci rozpuszczonej (Svobodova i in. 1993). Pod znakiem zapytania należałoby także postawić sensowność utrzymywania kryteriów dla boru (patrz Rozporządzenie 1991), ze względu na to, że borany są obecnie zamiast fosforanów używane do produkcji proszków do prania, a więc są powszechnie obecne w wodach naturalnych.

Wskaźniki określone w Tab. 1A-E uznać należy jako właściwe dla monitoringu jakości wód naturalnych, szczególnie wskaźniki radiologiczne, co przepisy polskie (Rozporządzenie 1991) – zupełnie pomijały.

IV. WNIOSKI

1. Stosowane urzędowo do oceny wód śródlądowych w Czechach i Polsce kryteria oceny jakości wód są odpowiadające zaleceniom „Dyrektywy wodnej" Rady Europy i pozwalają precyzyjnie określać jakość tych wód.
2. Wydaje się, że podobnie jak w Polsce, tak i w Czechach wody I klasy jakości mogłyby być uznane za biotop dogodny (tj. zapewniający właściwy rozwój fizjologiczny, właściwą zdrowotność i należytą zdolność prokreacyjną) dla bytowania ryb łososiowatych zaś wody II klasy jakości - za biotop dogodny dla bytowania innych gatunków ryb.
3. Wydaje się, że urzędowe przepisy czeskie (ČSN 75 7221), ustalone na podstawie badań przeprowadzonych w latach 1997/1998, stanowią, ze względu na rodzaj kryteriów jak i wartości graniczne poszczególnych parametrów, zbiór norm współcześnie bardziej aktualny i adekwatny do stanu wiedzy z zakresu toksykologii ryb, a także ze względu na zmianę rodzaju antropopresji (nowe czynniki toksyczne zrzucane do wód), jak i pełniejsze rozeznanie skali toksykologicznego zagrożenia tymi zanieczyszczeniami.
4. Z mankamentów obu porównywalnych systemów oceny jakości wód, należy wskazać brak w nich wskaźników umożliwiających określenie zdolności buforujących kwasowo-zasadowych wód, a także w przypadku przepisów czeskich - brak norm dla temperatury, pH oraz stężenia NO_2^- i $NH_{3(r)}$, zaś w przypadku przepisów polskich – uznanie za dopuszczalne zbyt wysokich stężeń NH_4^+, co przy ekstremalnie niekorzystnych wartościach pH wód i temperatury - uznawanych jako dopuszczalne dla wód I i II klasy czystości - prowadzi do uznania za dopuszczalne w rzeczywistości letalnych dla ichtiofauny stężeń $NH_{3(r)}$ oraz brak zalecenia oznaczania osobno stężenia Ca^{2+} i Mg^{2+}. Także zalecenie w przepisach polskich oznaczania stężeń ogólnych metali i metaloidów oraz wartości standardów określonych za dopuszczalne – należy uznać za przestarzałe i mniej użyteczne przy ocenianiu środowiska wodnego niż stężenia rozpuszczonych metali i metaloidów.

Tab.1. Water quality standards determined aquatic ennvironment indispensable for ichthyofauna existance, development and procreation

A. General, physical and chemical variables

No.	Quality Indices (units)	in Czech according to the ČSN 75 7221		in Poland Decree 1991		UE Directive 78/650/EEC	
		I Class unpolluted water	II Class slightly polluted	I Class for *Salmonidae*	II Class for other fishes	For *Salmonidae*	For *Cyprinidae*
1	Temperature (^oC)	-	-	<=22	<=26	<=21,5[a)]	<=28[a)]
2	Odour	-	-	<=3R (floral)	natural	-	-
3	Color (mg $Pt.l^{-1}$)	-	-	natural	natural	-	-
4	Hydrogen ion concentration (pH units)	-	-	6,5 – 8,5	6,5 – 9,0	6,0 – 9,0[a)]	6,0 – 9,0[a)]
5	Electrolytic conductivity ($mS.m^{-1}$)	< 40	<70	<=80,0	<=90,0	-	-
6	Dried dissolved solids ($mg.l^{-1}$)	<300	<500	<=500	<=1000	-	-
7	Dried undissolved solids ($mg.l^{-1}$)	<20	<40	<=20	<=30	<=25[b)]	<=25[b)]
8	Dissolved oxygen ($mg.l^{-1}$)	>7,5	>6,5	>=6	>=5	>=7[b)]	>=5[b)]
9	Biological oxygen demand, 5 days ($mg.l^{-1}$)	<2	<4	<=4	<=8	<=3[b)]	<=6[b)]
10	Chemical oxygen demand (permanganate) ($mg.l^{-1}$)	<6	<9	<=10	<=20	-	-
11	Chemical oxygen demand (dichromate) ($mg.l^{-1}$)	<15	<25	<=25	<=70	-	-
12	Total organic carbon ($mg.l^{-1}$)	<7	<10	-	-	-	-
13	Adsorbable organic halides (AOX) ($\mu g.l^{-1}$)	<10	<20	-	-	-	-
14	Nitrogen as ammonia ($mgN.l^{-1}$)	<0,30	<0,70	<=1,00	<=3,00	<=0,04[b)]/1,00[a)]	0,20[b)]/1,00[a)]
15	Nitrogen as nitrates ($mgN.l^{-1}$)	<3,00	<6,00	<=5,00	<=7,00	-	-
16	Nitrogen as nitrites ($mgN.l^{-1}$)			<=0,02	<=0,03	-	-
17	Nitrogen as $NH_{3(Soluble)}$ ($mgNH_3.l^{-1}$)	-	-	<=0,12[2)] (?)	<=1,31[2)] (?)	<=0,005[b)]/0,025[a)]	<=0,005[b)]/0,025[a)]
18	Nitrogen total ($mgN.l^{-1}$)	-	-	<=5,00	<=10,00	-	-
19	Total phosphorus ($mgP.l^{-1}$)	<0,05	<0,15	<=0,10	<=0,25	-	-
20	Orthopfosphates ($mgPO_4.l^{-1}$)			<=0,20	<=0,60	-	-
21	Chlorides ($mg.l^{-1}$)	<100	<200	<=250	<=300	-	-
22	Sulphates ($mg.l^{-1}$)	<80	<150	<=150	<=200	-	-
23	Total hardness ($mgCaCO_3.l^{-1}$)	(~350)[1)]	(~900)[1)]	<=350	<=550	-	-
24	Calcium ($mg.l^{-1}$)	<150	<200	-	-	-	-
25	Magnesium ($mg.l^{-1}$)	<50	<100	-	-	-	-
26	Sodium ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=100	<=120	-	-
27	Potassium ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=10	<=12	-	-
28	Chlorine (free) ($mgCl_2.l^{-1}$)	-	-	undetectable[3)]	undetectable[3)]	0,005[a)c)]	0,005[a)c)]
29	Cyanides. Not bound. complex. ($mgCN.l^{-1}$)	-	-	<=0,01	<=0,01	-	-
30	Bounded cyanides/complex ($mgCN.l^{-1}$)	-	-	<=1,0	<=2,0	-	-
31	Fluorides ($mgF.l^{-1}$)	-	-	<=1,5	<=1,5	-	-

Notations:

[1)] calculated for Ca^{2+} and Mg^{2+} concentrations data from ČSN 75 7221; [a)] acceptable; [b)] recommended; [c)] as mg $HOCl.l^{-1}$

[2)] calculated for $C_{NH_4^+}$ = 1,0 $mgN.l^{-1}$ and 3,0 $mgN.l^{-1}$ respectively for pH=8,5 and 22°C, and 9,0 and 26 ^{o}C respectively (Polish Standard PN/C-04576.05), what implicate values of C_{NH_3} , which are not to be accepted. This emerges of Decree's (1991) error, who allowed to high concentration of NH_4^+ concentrations.

[3)] Cl (free) undetectable using titrimetric methods (Polish Standard PN/C-04600.04) with (DPD) diethylparaphenylenediamine (method using for conc. >0,03 $mgCl.l^{-1}$)

[4)] Sulfides undetectable using methods from Standard Methods (Eaton et al. 1995) with paraaminedimethylaniline (method using for conc. >0,05 $mgS.l^{-1}$)

B. Specific organic substances

No.	Quality Indices (units)	in Czech according to the ČSN 75 7221		in Poland Decree 1991		UE Directive 78/650/EEC	
		I Class unpolluted water	II Class slightly polluted	I Class for *Salmonidae*	II Class for other fishes	For *Salmonidae*	For *Cyprinidae*
1	1,1,2,2-tetrachlorethene (perchlorethylene) ($\mu g.l^{-1}$)	<0,2	<1	-	-	-	-
2	1,1,2-trichlorethene (trichlorethylene) ($\mu g.l^{-1}$)	<0,2	<1	-	-	-	-
3	1,2-dichlorethane ($\mu g.l^{-1}$)	<0,2	<1	-	-	-	-
4	Dichlorbenzenes[5)] ($\mu g.l^{-1}$)	<0,2	<1	-	-	-	-
5	Chlorbenzene ($\mu g.l^{-1}$)	<0,2	<1	-	-	-	-
6	Trichlormethane (chloroform) ($\mu g.l^{-1}$)	<0,2	<1	-	-	-	-
7	Tetrachlormethane ($\mu g.l^{-1}$)	<0,2	<1	-	-	-	-
8	γ-hexachlorcyclohexane (lindane) ($ng.l^{-1}$)	<3	<20	<=50[8)]	<=50[8)]	-	-
9	Polychlorinated biphenyls[6)] (PCB) ($ng.l^{-1}$)	<5	<10	-	-	-	-
10	Polycyclic aromatic hydrocarbons[7)] (PAHC) ($ng.l^{-1}$)	<10	<100	-	-	-	-
11	Formaldehyde ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=0,05	<=0,05	-	-
12	Acrylnitrile ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=2,0	<=2,0	-	-
13	Caprolactam ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=1,0	<=1,0	-	-
14	Volatile phenols ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=0,005	<=0,020	-	-
15	Detergents (anionic active) ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=0,2	<=0,5	-	-
16	Detergens non ionic ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=0,5	<=1,0	-	-
17	Subst. after exract. by petr. ether ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=5,0	<=10,0	-	-
18	Insect. organophos. and carbam. ($mg.l^{-1}$)	-	-	<=1,0	<=1,0	-	-
19	Benzo(a)pirene ($\mu g.l^{-1}$)	-	-	<=0,2	<=0,2	-	-

[5)] Dichlorbenzenes expressed as a sum of concentrations of 1,2-dichlorbenzene and 1,4-dichlorbenzene in individual samples

[6)] PCB concentrations expressed as a sum concentrations of selected co-generated PCBs, PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 and PCB 180, in different samples

[7)] PAHC expressed as a sum of concentrations of six substances: fluoranthene, benzo(b)fluoranthene, benzo(a)pyrene, benzo(ghi)perylene a indeno(1,2,3-cd)pyrene in different samples

[8)] Chlorated hydrocarbons insecticides

C. Metals and metaloids

No.	Quality Indices (units)	in Czech according to the ČSN 75 7221		in Poland Decree 1991		UE Directive 78/650/EEC	
		I Class unpolluted water	II Class slightly polluted	I Class for *Salmonidae*	II Class for other fishes	For *Salmonidae*	For *Cyprinidae*
1	Arsenic ($\mu g.l^{-1}$)	<1	<10	<= 50	<=50	-	-
2	Boron ($\mu g.l^{-1}$)	-	-	<=1000	<=1000	-	-
3	Cadmium ($\mu g.l^{-1}$)	<0,1	<0,5	<=5	<=30	-	
4	Chromium ($\mu g.l^{-1}$)	<5	<20	-	-	-	-
5	Chromium (III) ($\mu g.l^{-1}$)	-	-	<=50	<=100	-	-
6	Chromium (VI) ($\mu g.l^{-1}$)	-	-	<=50	<=50	-	-
7	Copper ($\mu g.l^{-1}$)	<5	<20	<=50	<=50	<=40[a)d)]	<=40[a)d)]
8	Iron ($mg.l^{-1}$)	<0,5	<1	<=1,0	<=1,5	-	-
9	Lead ($\mu g.l^{-1}$)	<3	<8	<=50	<=50	-	-
10	Manganese ($mg.l^{-1}$)	<0,1	0,3	<=0,1	<=0,3	-	-
11	Mercury ($\mu g.l^{-1}$)	<0,05	<0,1	<=1	<=5	-	-
12	Nickiel ($\mu g.l^{-1}$)	<5	<20	<=1000	<1000	-	-
13	Selenium ($\mu g.l^{-1}$)	-	-	<=10	<=10	-	-
14	Silver ($\mu g.l^{-1}$)	-	-	<=10	<=10	-	-
15	Vanadium ($\mu g.l^{-1}$)	-	-	<=1000	<=1000	-	-
16	Zinc ($\mu g.l^{-1}$)	<15	<50	<=200	<=200	<=300[a)e)]	<1000[a)e)]

[a)] acceptable
[d)] dissolved
[e)] total concentration

D. Microbiological and biological variables

No.	Quality Indices (units)	in Czech according to the ČSN 75 7221		in Poland Decree 1991		UE Directive 78/650/EEC	
		I Class unpolluted water	II Class slightly polluted	I Class for *Salmonidae*	II Class for other fishes	For *Salmonidae*	For *Cyprinidae*
1	Thermotolerant colliform bacteria ($KTJ.ml^{-1}$)	<40	<100	-	-	-	-
2	Enterococci ($KTJ.ml^{-1}$)	<6	<13	-	-	-	-
3	Saprobic index of macrozoobentos (value in numbers)	<1,5	<2,2	oligo - betamezo	betamezo-alfamezo	-	-
4	Chlorophyll a ($\mu g.l^{-1}$)	-	-	<=10	<=20	-	-
5	Chlorophyle ($\mu g.l^{-1}$)	<10	<25	-	-	-	-
6	Faecal coliforms index (ml/bact.)	-	-	>=1,0	>=0,1	-	-
7	Pathogenic bacteries (present or absent)	-	-	absent	absent	-	-

E. Radiologial variables

No.	Quality Indices (units)	in Czech according to the ČSN 75 7221		in Poland Decree 1991		UE Directive 78/650/EEC	
		I Class unpolluted water	II Class slightly polluted	I Class for *Salmonidae*	II Class for other fishes	For *Salmonidae*	For *Cyprinidae*
1	Total alpha volumetric activity[9)] ($mBq.l^{-1}$)	<200	<300	-	-	-	-
2	Total beta volumetric activity[10)] ($mBq.l^{-1}$)	<500	<1000	-	-	-	-
3	Total beta volumetric activity Adjusted to 40 K[10)] ($mBq.l^{-1}$)	<200	<300	-	-	-	-
4	Uranium[11)] ($\mu g.l^{-1}$)	<10	<50	-	-	-	-
5	Radium 226[12)] ($mBq.l^{-1}$)	<20	<100	-	-	-	-
6	Tritium [13)] ($Bq.l^{-1}$)	<10	<300	-	-	-	-

[9)] According to the ČSN 75 7600 and ČSN 75 7611 Czech National Standards
[10)] According to the ČSN 75 7600 and ČSN 75 7612 Czech National Standards
[11)] According to the ČSN 75 7600 and ČSN 75 7614 Czech National Standards
[12)] According to the ČSN 75 7600 and ČSN 75 7622 Czech National Standards
[13)] According to the ČSN ISO 9698 (75 7635) Czech National Standards

STRESZCZENIE

Porównano stosowane w Czechach i Polsce urzędowe systemy oceny jakości wód śródlądowych, zwracając uwagę na możliwości wykorzystania tychże systemów oceny do określania przydatności siedliskowej wód dla ichtiofauny (*Salmonidae* i inne ryby), a także wykazano ich zgodność z zaleceniami „Dyrektywy Wodnej" Unii Europejskiej. Ustalono, że podobnie jak w Polsce, tak i w Czechach można byłoby uznać wody I klasy jakości za biotop dogodny do bytowania (zapewniający właściwy rozwój fizyczny, właściwą zdrowotność i należytą zdolność prokreacyjną) ryb łososiowatych, zaś wody II klasy jakości - za biotop dogodny dla bytowania innych gatunków ryb. Przy czym, urzędowe przepisy w Czechach (ČSN 75 7221) uznać należy za zbiór norm bardziej aktualnych i adekwatnych do stanu wiedzy zarówno z zakresu toksykologii ryb, jak i rodzaju substancji szkodliwych dla ryb współcześnie zrzucanych do wód naturalnych. Zwrócono uwagę na to, że w obu porównywanych systemach jakości wód brak jest wskaźników umożliwiających jednoznaczne określenie zdolności buforowych kwasowo – zasadowych, a także w przypadkach przepisów w Czechach - brak standardów dla temperatury, pH oraz stężeń NO_2^- i $NH_{3\,(r)}$, zaś w przypadku przepisów w Polsce – przyjęto za dopuszczalne zbyt wysokie stężenia NH_4^+, co przy ekstremalnie niekorzystnych wartościach pH i temperatury wód uznawanych za dopuszczalne dla wód I i II klasy czystości - prowadzi do uznania za dopuszczalne w rzeczywistości letalnych dla ichtiofauny stężeń $NH_{3\,(r)}$. Także zalecenie - oznaczania stężeń ogólnych metali i metaloidów - uznać należy za przestarzałe i mniej użyteczne, wobec kryteriów opartych na ocenianiu stężenia rozpuszczalnych metali i metaloidów.

SUMMARY

Confrontation and comparison of standard systems for estimation of inland water quality in Czech and Poland was made, pointing out the possibilities of using them determining the usefulness of inland water environments as habitats for ichtyofauna (*Salmonidae* and other fishes). The accordance of those standard systems with rules of „Water Directive" of Europea Union has been ascertained.

In Poland waters of I quality class are considered as a biotope suitable *(*ensuring appropriate development and health conditions as well as the reproduction potential) for *Salmonidae* and waters of II quality class as a biotope for existence of other fish species and the same standard was proposed to be adapted and established in Czech.

The standard regulations in Czech (ČSN 75 7221) should be considered as a series of up-to-date norms adequate to toxicology of ichtyofauna and to character of harmful and noxious substances discharged to waters.

In was noticed that in both compared systems of waters quality there is lack of indicators which enable determining of acidic – alkaline buffer capacity. In Czech there are not any standards for temperature, pH and for concentrations of NO_2^- i $NH_{3\,(r)}$. In Poland too high concentrations of NH_4^+ were regarded as acceptable what results in accepting the $NH_{3\,(r)}$ concentrations which are lethal for ichtyofauna, when we admit the extremely negative pH values, water temperature and NH_4^+concentrations which are accepted for water of I and II quality class.

It was also recommended to consider the principle of determining concentrations of as disused and useless in comparison with criteria based on measurement of concentrations of metals and metalloids dissolved.

BIBLIOGRAPHY

1. Antychowicz J., 1996, Choroby i zatrucia ryb [Diseases and poisoning of fishes], Wyd. SGGW, Warszawa, 359 pp. (in Polish).
2. Czech National Standard, 1998, ČSN 75 7221, Classification of Surface Water Quality.
3. Deptuła W., Hłyńczak A., Stosik M., Poleszczuk G., Zieliński R., 1993, Własny model oceny środowiska wodnego [New model of classification of water environment], Aura, (9), 16-17. (in Polish).
4. Directive (1978) 78/659/EEC of 18.07.1978, at inland freshwater quality as habitat for ichtyofauna, in: Offic. J. Europ. Commun., No. L 222, of 14.;08.1978, p.1; with changes in: Offic. J. Europ. Commun., No. L 291 of 19.11.1979, p. 17; and Offic. J. Europ. Commun., No. L 302 of 15.11.1985, p. 9.
5. Directive (1990) 90/656/EEC of 04.12.1990, in: Offic. J. Europ. Commun., No. L 353, of 17.12.1990, at inland freshwater quality as habitat for ichtyofauna, p. 59.
6. Directive (2000) 2000/60/EC of 23.10.2000, at sustainable management and protection of freshwater resources, 98 pp.
7. Dojlido J., 1987, Chemia wody [Water chemistry], Wyd. Arkady, Warszawa. (in Polish).
8. Domagała J., Poleszczuk G., Kaspryk A., Kosowska B., 2001, Rzeczka Bukowa w aglomeracji miejskiej Szczecina – od źródeł na Bezrzeczu do ujścia do Odry – badania biologiczne i chemiczne [Biological and chemical investigations of Bukowa stream – from the source at Bezrzecze quarter to Odra river mouth – at Szczecin city agglomeration], Zesz. Problem. Post. Nauk Roln., 476: 357-364. (in Polish).
9. Eaton A. D., Clesceri L. S., Greenberg A. E., (eds.), 1995, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Am. Public. Health Assoc., Washington.
10. Gustafsson J. E., 1992, Ambient water quality classification and water management in Sweden, Europ. Water Pollut. Contr., 2: 33-38.
11. Pitter P., 1999, Hydrochemie [Hydrochemistry], Vyd. VŠCHT, Pragha. (in Czech).
12. Poleszczuk G., 1994, Równowagi węglanowe w wodach jezior w strefie porwaków kredowych na wyspie Wolin [Carbonates equilibrium in water of lakes of chalk floes zone on Wolin island], Par. nar. Rez. przyr., 13:75-84. (in Polish).
13. Poleszczuk G., 1997, Charakterystyka chemiczna Zalewu Szczecińskiego (Zalew Wielki) jako siedlisko ichtiofauny [Szczecin Lagoon (The Great Lagoon) – chemical characteristics of its aqueous environment as habilitat for ichtyofauna], Rozpr. AR w Szczecinie, 170:1-102. (in Polish).
14. Poleszczuk G., Jakuczun B., Kosowska B., Stachlewska K., 2003, Badania chemizmu wód źródliskowych na wyspie Wolin [Investigations of the sources waters on the Wolin Island], Chem. Inż. Ekol., 10:139-150. (in Polish).
15. Polska Norma [Polish Standard] PN/C-04600/04, Badania zawartości chloru i jego związków oraz zapotrzebowania chloru. Oznaczanie chloru wolnego, użytecznego i związanego metodą miareczkową z dietyloparafenylenodiaminą (DPD) – Test for chlorone and his compounds andtend and chlorine demand. Determination of free, avnilable and combined chlorine by dietnylparaphenylediamine (DPD) titrimetric method.
16. Prost M., 1994, Choroby ryb [Fish diseases], PTNW, Lublin. (in Polish).
17. Rozporządzenie, 1991, Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska z dn. 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny od powiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi [Decree of the Polish Minister of Environmental Protection, Natural Resources and Forestry from 5 November 1991 concerning the classification of water], Dz. U., 1991, Nr 116, poz. 503. (in Polish).

18. Siwicki A. K., Antychowicz J., Waluga J., (red.) 1994, Choroby ryb hodowlanych (Breedingfishes disases), Wyd. IRŚ, Olsztyn, 376 pp. (in Polish).
19. Svobodovǎ Z., (ed.), 1987, Toxikologie vodnich živočichu, [Hydrobionts toxicology] Vyd. Min. Zemedelstv á vyźvy CSR, Praha, 231 pp. (in Czech).
20. Svobodovǎ Z., Lloyd R., Mǎchovǎ J., Vykusovǎ B., 1993, Water quality and fish health, EIFAC Technical Paper, 54: 1-67.
21. Zdanowski B., 1997, Czego można oczekiwać od współczesnych badań hydrochemicznych? [It is possible to expect that from modern hydrochemical research?], w: Burchardt L., Messyasz B. (eds.), Materiały Zjazdowe – XVII Zjazd Hydrobiologów Polskich, Poznań 8-11 września 1997r., Wyd. SORUS, Poznań, s.8-9. (in Polish).

Adresy autorů
Gorzysław Poleszczuk
Uniwersytet Szczeciński, Wydział Nauk Przyrodniczych
Katedra Chemii i Ochrony Środowiska Wodnego, ul. Felczaka 3A, 71-412 Szczecin, Polska
e-mail: polesz@szczecin.uviv.pl

Zdenka Svobodova
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích , Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech
Oddělení vodní toxikologie a nemocí ryb, Zátiší 728, 389-25 Vodnany, Czech Republic
e-mail: zsvobod@vurh.jcu.cz

OBSAH

I. ICHTYOCENÓZY TEKOUCÍCH A STOJATÝCH VOD

PIVNIČKA K. HUMPL M. 3
DRUHOVÁ NASYCENOST SPOLEČENSTEV RYB V POVODÍ LABE
Species Saturation of Fish Assemblages in the Elbe River Watershed

VLACH P., DUŠEK J., MORAVEC P. 8
ZÁKLADNÍ EKOLOGICKÉ PARAMETRY ICHTYOFAUNY POTOKA KLÍČAVA V CHKO KŘIVOKLÁTSKO
Basic ecological parameters of fish community of the Klíčava stream in the Landscape Protected Area Křivoklátsko (Central Bohemia)

KŘÍŽEK J., DUBSKÝ K., RANDÁK T. 11
ICHTYOLOGICKÝ PRŮZKUM ŘEKY BLANICE, PRAMENÍCÍ V CHKO ŠUMAVA
Ichthyological survey of the Blanice river having its source in the Šumava Protected Landscape Reserve

ANDREJI, J. – STRÁŇAI, I. 16
ICHTYOCENÓZA STREDNEJ ČASTI TOKU HANDLOVKA
Ichthyocenosis of middle part of the Handlovka stream

STRÁŇAI, I., ANDREJI, J. 20
RYBIE SPOLOČENSTVO BREZNICKÉHO POTOKA Z OBLASTI KREMNICKÝCH VRCHOV
Fish community of Breznica stream from Kremnica mountains area

II. SPORTOVNÍ VYUŽITÍ RYBÁŘSKÝCH REVÍRŮ, ZÁCHRANNÉ PROGRAMY, INVAZNÍ DRUHY, ASTAKOLOGIE

VÍTEK, T., VAVŘINA, A., SPURNÝ, P. 23
STAV RYBÍHO SPOLEČENSTVA ŘEKY OSLAVY V RYBÁŘSKÝCH REVÍRECH OSLAVA 5 A OSLAVA 3
The fish community structure of the Oslava 5 and Oslava 3 River fisheries

SPURNÝ, P. 28
FREKVENCE ÚLOVKŮ PARMY OBECNÉ A OSTRORETKY STĚHOVAVÉ V REVÍRECH MORAVSKÉHO RYBÁŘSKÉHO SVAZU
Catch frequency of the barbel, Barbus barbus (L.) and nase, Chondrostoma nasus (L.) in the Moravian Angling Union fisheries

RACZYŃSKI M., WAWRZYNIAK W., CZERNIEJEWSKI P. 32
MIHULE MOŘSKÁ *PETROMYZON MARINUS* (L.) VE VODÁCH ŠTĚTÍNSKÉHO ZÁLIVU
Sea lampreys Petromyzon marinus (L.)in Szczecin lagoon

CZERNIEJEWSKI P., WAWRZYNIAK W., RACZYŃSKI M. 37
KRAB (*ERIOCHEIR SINENSIS* H. MILNE EDWARDS, 1853) VE VODÁCH ŠTĚTÍNSKÉHO ZÁLIVU
Chinese mitten crab (Eriocheir sinensis H. Milne Edwards, 1853) in Szczecin lagoon

KOZÁK, P., POLICAR, T. RŮŽIČKOVÁ, J. 42
VYHODNOCENÍ ÚSPĚŠNOSTI REINTRODUKCE RAKŮ V PŘÍRODNÍM PARKU PÍSECKÉ HORY
The evaluation of success of crayfish reintroduction to Písecké hory natural grounds

WŁASOW T., BERNAD A., KRZYWOSZ T., HUL M. 47
POZNÁMKY K VÝSKYTU RAČÍHO MORU V POLSKU
Some notices on the incidence of crayfish plague in Poland

BEČKOVÁ P., KOZÁK P., BARTHOVÁ J., BARTH T. 51
AMINOPEPTIDASY VAJÍČEK RAKA PRUHOVANÉHO *Orconectes limosus (Raf)*
Aminopeptidases of eggs of spiny-cheek crayfish Orconectes limosus (Raf)

III. SYSTEMATIKA, MORFOLOGIE, FYZIOLOGIE, RŮST

HANEL L. 53
POZNÁMKY K TERMINOLOGII OZNAČUJÍCÍ PŮVOD VÝSKYTU RYB A MIHULÍ
Notes on terminology designating of origin of the occurence in fishes and lampreys

WOGNAROVÁ S., MAREŠ J., SPURNÝ P. 57
VÝVOJ ZAŽÍVACÍHO TRAKTU SUMCE VELKÉHO (*SILURUS GLANIS* L.) V LARVÁLNÍ PERIODĚ
Development of digestive tract European catfish (Silurus glanis L.) in larval period

VETEŠNÍK L., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., LUSK S. 61
VLIV PLOIDIE NA ČERVENÝ KREVNÍ OBRAZ U KARASA STŘÍBŘITÉHO (*CARASSIUS AURATUS*)
The influence of ploidy on the complete blood count in silver crucian carp

KALOUS L., PETRTÝL M. 64
PŘÍSPĚVEK K PLOIDII KARASE STŘÍBŘITÉHO (*CARASSIUS 'GIBELIO'*)
Contribution to the Ploidy of Silver Prussian Carp (Carassius 'gibelio')

L. KALOUS, V. ŠLECHTOVÁ JR., J. BOHLEN, I. DOADRIO 69
PŮVOD A IDENTIFIKACE RYB RODU *CARASSIUS* V EVROPĚ POMOCÍ MOLEKULÁRNĚ-GENETICKÝCH DAT
Origin and Identification of Fishes of the Genus Carassius in Europe as Revealed by Molecular Data Analyses

VETEŠNÍK L., HALAČKA K., LUSKOVÁ V., LUSK S. 74
VÝSKYT A RŮST DRSKA MENŠÍHO (*ZINGEL STREBER*) A DRSKA VĚTŠÍHO (*ZINGEL ZINGEL*) V ČESKÉ REPUBLICE
Growth of Zingel streber and Zingel zingel and their distribution in the Czech Republic

IV. POTRAVNÍ CHOVÁNÍ, POTRAVA

MUSIL, J., ADÁMEK, Z. 78
LABORATORNÍ STUDIE VELIKOSTNÍ VÝBĚROVOSTI KOŘISTI (STŘEVLIČKA VÝCHODNÍ, *PSEUDORASBORA PARVA*) OKOUNKEM PSTRUHOVÝM (*MICROPTERUS SALMOIDES*)
Laboratory approach to prey (topmouth gudgeon, Pseudorasbora parva) size selection study in largemouth bass (Micropterus salmoides)

LEPIČOVÁ A., ADÁMEK Z., KOZÁK P., HAMÁČKOVÁ J., LEPIČ P. 84
URČENÍ DOBY PRŮCHODU POTRAVY TRÁVÍCÍM TRAKTEM LAREV JELCE PROUDNÍKA (LEUCISCUS LEUCISCUS) V LABORATORNÍCH PODMÍNKÁCH
Determination of gut passage time in dace larvae (Leuciscus leuciscus) under laboratory conditions

V. ZNEČIŠTĚNÍ PROSTŘEDÍ, CHOROBY, TOXIKOLOGIE, ANESTETIKA

DRASTICHOVÁ J., ŠIROKÁ Z., ŽLÁBEK V. 88
VITELLOGENIN – BIOMARKER KONTAMINACE VODNÍHO PROSTŘEDÍ XENOESTROGENNÍMI LÁTKAMI
Vitellogenin – biomarker of aquatic environment contamination by xenoestrogens

ŠIROKÁ, Z., KRIJT, J., RANDÁK, T., SVOBODOVÁ, Z. 91
AKTIVITA CYTOCHROMU P450 V JÁTRECH RYB Z RŮZNÝCH LOKALIT ŘEKY LABE
The activity of cytochrome P450 in fish liver samples from several locations of the Elbe River

MARŠÁLEK P, SVOBODOVÁ Z, RANDÁK T, ŠVEHLA J. 95
OBSAH CELKOVÉ RTUTI A METHYLRTUTI V TKÁNÍCH RYB A SEDIMENTECH Z NÁDRŽE SKALKA
Total mercury and methylmercury content in fish tissues and sediments from Skalka reservoir

SKIBNIEWSKA K.A., GUZIUR J., SZAREK J. 101
DDT AND ITS METABOLITES IN FAT OF FISH SAMPLED IN RESERVOIRS INFLUENCED BY PESTICIDE TOMB
DDT a jeho metabolity v tuku ryb odlovených z lokalit kontaminovaných pesticidy

KOPP, R., BLÁHA, L., ŠIMKOVÁ, K., MAREŠ, J. 106
MODULACE BIOMARKERŮ OXIDATIVNÍHO STRESU U TOLSTOLOBIKA BÍLÉHO (*HYPOPHTHALMICHTHYS MOLITRIX* VAL.) PO EXPOZICI VODNÍMU KVĚTU SINIC PRODUKUJÍCÍ MICROCYSTIN
The modulation of the oxidative stress biomarkers in silver carp (Hypophthalmichthys molitrix Val.) after the exposure of microcystin produced in the cyanobacterial water bloom

PALÍKOVÁ, M., NAVRÁTIL, S., KREJČÍ, R. 110
PŮSOBENÍ CYANOBAKTERIÍ NA RANÁ VÝVOJOVÁ STÁDIA VYBRANÝCH DRUHŮ RYB
The action of cyanobacteria on selected species of fish early-life stages.

GUZIUR J., WRONA J. 114
VLIV VNADĚNÍ PŘI SPORTOVNÍM LOVU RYB NA UDICI NA BILANCI FOSFORU A EUTROFIZACI VODNÍHO EKOSYSTÉMU ÚDOLNÍ NÁDRŽE PORAJ (JIŽNÍ POLSKO)

POLESZCZUK G. 120
LOSOSOVITÉ RYBY *(SALMONIDAE)* VE ŠTĚTÍNSKÉM ZÁLIVU – JE EUTROFIZACE PŘÍČINOU POKLESU POPULACE?
Whitefish (Salmonidae) in Szczecin Lagoon – is eutrophication a reason of decline?

MIERZEJEWSKA K., WŁASOW T. 126
TRIAENOPHORUS NODULOSUS PALLAS, 1781 PARAZIT ŠTIKY ESOX LUCIUS L. A OKOUNA ŘÍČNÍHO PERCA FLUVIATILIS L.V MĚLKÉM, EUTROFNÍM JEZEŘE OŚWIN, V SEVERNÍM POLSKU
Triaenophorus nodulosus PALLAS, 1781 the parasite of pike Esox lucius L. and perch Perca fluviatilis L.in shallow eutrophic lake Oświn, Northern Poland

WŁASOW T., MIERZEJEWSKA K., WZIĄTEK B. 132
ROZDÍLY VE VÝSKYTU ERGASILUS SIEBOLDI NORDMANN, 1832 U RYB ZE DVOU ČÁSTÍ JEZERA OŚWIN V SEVERNÍM POLSKU
Different occurrence of Ergasilus sieboldi NORDMANN, 1832 in fish from two parts of the lake OŚWIN in Northern Poland

MÁCHOVÁ J., KROUPOVÁ H., SVOBODOVÁ Z., VALENTOVÁ O., PIAČKOVÁ V., HAMÁČKOVÁ J. 137
TVORBA METHEMOGLOBINU U TILÁPIE NILSKÉ (*OREOCHROMIS NILOTICUS)* JAKO DŮSLEDEK ZVÝŠENÉ KONCENTRACE DUSITANŮ VE VODĚ
Nitrite-induced methaemoglobinaemia in Nile tilapia (Oreochromis niloticus)

WŁASOW T., GOMUŁKA P., OBARA M. 143
VLIV PEROXIDU VODÍKU NA TKÁNĚ ŠTIKY *ESOX LUCIUS* L.
Effects of hydrogen peroxide exposure to pike Esox lucius L. tissues

KEMPTER J, SADOWSKI J, SZEREMETA A. 148
PŘEDBĚŽNÉ HODNOCENÍ STUPNĚ CHROMOSOMOVÝCH ABERACÍ U PLATY SKVRNITÉ (*XIPHOPHORUS MACULATUS*) VYVOLANÝCH GENOTOXICKÝM PŮSOBENÍM MALACHITOVÉ ZELENĚ
Preliminar ystudies on evaluation of chromosomal abberations in Southern Platyfish (Xiphophorus maculatus),induced by genotoxic effects of malachite green

VÁCHA F., HAMÁČKOVÁ J., KOUŘIL J., VEJSADA P. 151
VLIV ANESTETIKA 2-phenoxyethanol NA ORGANOLEPTICKÉ VLASTNOSTI MASA TILAPIE NILSKÉ (*Oreochromis niloticus*)
Anaesthetic 2-phenoxyethanol influence on organoleptic characteristics of Nile Tilapia (Oreochromis niloticus) flesh

HAMÁČKOVÁ, J., SEDOVA, M.A., PJANOVA, S.V., KOUŘIL, J. 155
TOXICITA HŘEBÍČKOVÉHO OLEJE A VLIV JEHO KONCENTRACÍ NA PRŮBĚH A ODEZNĚNÍ ANESTÉZIE U SIVENA AMERICKÉHO *(SALVELINUS FONTINALIS)*
Toxicity of clove oil and the effect of its concentrations on the course of anaesthesia and on recovery of brook trout (Salvelinus fontinalis)

VI. MIGRACE RYB, HYDROLOGICKÉ VLIVY, ZNAČENÍ, ODLOVNÉ TECHNIKY

HORKÝ P., O. SLAVÍK 159
ZIMNÍ PROSTŘEDÍ JELCE TLOUŠTĚ A CANDÁTA OBECNÉHO URČENÉ METODOU RADIO-TELEMETRIE
Winter habitats of the chub and pikeperch as determined by radio-telemetry

HOLUB M., HARTVICH P., DVOŘÁK P., HANSA D. 162
MONITOROVÁNÍ TŘECÍCH MIGRACÍ RYB NA HORNÍ LUŽNICI MEZI HLAVNÍM TOKEM A SLEPÝMI RAMENY
Monitoring of Spawning Migration in the Upper Part of the Lužnice River between the Mainstream and Dead Arms

HORÁČEK P., KURFÜRST J. 166
ZMĚNY ICHTYOFAUNY ŘÍČKY CHOTÝŠANKY JAKO DŮSLEDEK EXTRÉMNÍ POVODŇOVÉ SITUACE V ROCE 2002
Changes of Fish Diversity of the River Chotýšanka as a Consequence of the Extreme Flood in 2002

ČECH, M., ČECH, P. 171
VLIV POVODNÍ NA ICHTYOFAUNU ŠTĚPÁNOVSKÉHO POTOKA
The effect of floods on the ichthyofauna of Štěpánovský stream

ŠOVČÍK P., PROKEŠ M., SPURNÝ P., BARUŠ V., PEŇÁZ, M. 175
ICHTYOLOGICKÝ MONITORING NÁDRŽÍ S EXTRÉMNYM DENNÝM KOLÍSANÍM VODNEJ HLADINY – VD DALEŠICE – MOHELNO
Ichthyological monitoring of the reservoirs with an extreme daily water - level fluctuation – water work - Dalešice – Mohelno

DRAŠTÍK V., KUBEČKA J., ŠOVČÍK P. 180
RYBÁŘSTVÍ V NÁDRŽÍCH S ROZDÍLNÝM EKOHYDROLOGICKÝM REŽIMEM
Fishery in reservoirs with different ecohydrology

MOCEK J., HÁJEK J. 186
VLIV REVITALIZAČNÍCH OPATŘENÍ NA BIODIVERZITU A MIGRACI RYB V PŘÍTOCÍCH DIVOKÉ ORLICE

PRCHALOVÁ, M., SLAVÍK, O. 189
TESTOVÁNÍ ÚČINNOSTI NOVÉHO RYBÍHO PŘECHODU VE STŘEKOVĚ NA ŘECE LABI
Testing of effectiveness of a new pool fish pass on the Elbe River

SLAVÍK O., KOLÁŘOVÁ J., RANDÁK T. 195
JE VELIKOST DOMÁCÍHO OKRSKU MNÍKA URČENA SPÁDEM TOKU?
Does stream morphology predict the home range size in burbot?

JANÁČ, M., JURAJDA, P. 196
SROVNÁNÍ ÚČINNOSTI RŮZNÝCH TECHNIK ELEKTROLOVU JUVENILNÍCH RYB NA ŘÍČNÍCH PLÁŽÍCH
Comparison of efficiency of different electrofishing techniques for juvenile fish estimates on river beaches

VII. PŘIROZENÁ A UMĚLÁ REPRODUKCE, ONTOGENEZE

RYŠLAVÁ H., PLÍHAL O., SELICHAROVÁ I., BARTHOVÁ J. 201
SACHARIDOVÉ KOMPONENTY ADENOHYPOFYSÁRNÍCH HORMONŮ KAPRA OBECNÉHO *(CYPRINUS carpio)*
The saccharide component of carp pituitary hormones

VALOVÁ Z., JURAJDA P. 204
PŘIROZENÁ REPRODUKCE RYB DOLNÍCH ÚSEKŮ ŘEK MORAVY A DYJE
The natural fish reproduction of lowland stretches of Morava and Dyje rivers

PALÍKOVÁ M., KREJČÍ R. 208
UMĚLÝ VÝTĚR HROUZKA OBECNÉHO (*GOBIO GOBIO, L.*) A JEHO VYUŽITÍ PRO EMBRYO-LARVÁLNÍ TESTY
Artificial stripping of gudgeon (*Gobio gobio, L.*) *and its using for embryo-larval tests*

RANDÁK, T., ŽLÁBEK, V. 211
POROVNÁNÍ REPRODUKČNÍCH UKAZATELŮ UMĚLE ODCHOVANÝCH A PŘIROZENÝCH POPULACÍ PSTRUHA OBECNÉHO (*SALMO TRUTTA m. FARIO L.*)
Comparison of reproduction parameters of hatchery-reared and wild brown trout (Salmo trutta m. fario L.) populations

PROKEŠ, M., PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., HAMÁČKOVÁ, J., LEPIČ, P., KOZÁK, P., POLICAR, T. 215
RANÝ VÝVOJ JELCE JESENA (*LEUCISCUS IDUS*): DRUHOVÉ DETERMINAČNÍ PARAMETRY
Early development of ide (Leuciscus idus): species determining parameters

PROKEŠ, M., RANDÁK, T., PEŇÁZ, M., BARUŠ, V., ŽLÁBEK, V. 219
VÝVOJ PSTRUHA OBECNÉHO (*SALMO TRUTTA*) PO VYLÍHNUTÍ: SROVNÁVACÍ ANALÝZA VLIVU RODIČŮ PŮVODEM Z PŘIROZENÉHO A UMĚLÉHO PROSTŘEDÍ
Development of brown trout (Salmo trutta) after hatching: comparative analysis of parents influence, originating from the natural and artificial living environment

M. MUŠKA, J. ZRZAVÝ, J. NOVÁK 224
ONTOGENETICKÁ STABILITA LEPIDOLOGICKÝCH ZNAKŮ U NĚKTERÝCH STŘEDOAMERICKÝCH CICHLID (CICHLIDAE, HEROINI)
Onthogenetical stability of lepidological characters in some Midde American Cichlids (Cichlidae, Heroini)

VIII. VÝŽIVA A KRMENÍ, CHOV, RYBÍ MASO

JIRÁSEK J., MAREŠ J., KOPP R. 229
PŘEDPOKLADY PRO ÚSPĚŠNÝ ODCHOV RANÝCH STÁDIÍ KAPRA V KONTROLOVANÝCH PODMÍNKÁCH
Presumption for successful culture of early stages carp under controlled condition

POLICAR T., KOZÁK P., HAMÁČKOVÁ J., LEPIČOVÁ A., LEPIČ P., STANNY A. 234
ODCHOV JUVENILNÍ PARMY OBECNÉ (*BARBUS BARBUS* L.) PŘI POUŽITÍ RŮZNÝCH STARTÉROVÝCH KRMIV
The rearing of fry of common barbel (Barbus barbus L.) by using various starter feeding

STUPKA Z., BOLHA P., KOUŘIL J., HAMÁČKOVÁ J., LEPIČ P., VALENTOVÁ O. 239
PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY RŮSTU, KONVERZE KRMIVA, SPOTŘEBY KYSLÍKU A EXKRECE AMONIAKU U SIVENA AMERICKÉHO (*SALVELINUS FONTINALIS*) PŘI NÍZKÝCH TEPLOTÁCH
Preliminary results on growth rate, feed conversion ratio, oxygen conmsumption and amonia excretion in brook trout (Salvelinus fontinalis) at low temperatures

LEPIČ P., LEPIČOVÁ A., HAMÁČKOVÁ J., KOUŘIL J., KOZÁK P., POLICAR T. 245
ODCHOV TILAPIE NILSKÉ (*OREOCHROMIS NILOTICUS*) V SYSTÉMU S MANUÁLNÍ A AUTOMATIZOVANOU OBSLUHOU
Rearing of nile tilapia (Oreochromis niloticus) in system with manual and automated operation

NOVIK I., PODOLA M., VÁCHA F. 249
VPLYV MIKROBIÁLNEJ TRANSGLUTAMINÁZY NA TECHNOLOGICKÉ VLASTNOSTI KAPRIEHO MÄSA
The effect of microbial transglutaminase on technological properties of flesh from common carp

MAREŠ J., WOGNAROVÁ S., SPURNÝ P. 255
KONZUMNÍ HODNOTA SUMCE VELKÉHO (*SILURUS GLANIS* L.) Z PODMÍNEK INTENZIVNÍHO CHOVU
Consumption values of European Catfish reared at intensive culture system (Silurus glanis L.)

WIELOPOLSKA M., SADOWSKI J., TRZEBIATOWSKI R., BARTŁOMIEJCZYK M. 259
WPŁYW ŻYWIENIA PSTRĄGA TĘCZOWEGO, O*ncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) PASZAMI Z DODATKIEM RÓŻNEGO RODZAJU TŁUSZCZU NA WYNIKI CHOWU I WARTOŚCI DIETETYCZNE MIĘSA
Effect of feeding rainbow trout , Oncorhynchus mykiss (Walbaum, 1792) with feeds containing different oils on rearing results and dietetic value of meat

KIEŁPIŃSKI M., TRZEBIATOWSKI R. 266
WPŁYW ŻYWIENIA KARPI (Cyprinus carpio L.) PASZAMI Z RÓŻNYM RODZAJEM TŁUSZCZU NA WYNIKI CHOWU I WARTOŚCI DIETETYCZNE MIĘSA
Effect of feeding carp (Cyprinus carpio L.)with feeds with different oils addition on rearing results and dietetic value of meat

DOŠLO PO UZÁVĚRCE

POLESZCZUK G. 271
O ZAGROŻENIU ZDROWOTNOŚCI ICHTIOFAUNY W DOLNYM BIEGU RZEKI ODRY (N-W POLSKI) PODCZAS POWODZI 1997 ROKU
At dangering for ichtyofauna health in lower course of Odra River (N-W of Poland) during flood in 1997

SYCHROVÁ O., ŠVÁTORA M. 277
POTRAVNÍ AKTIVITA SIVENA AMERICKÉHO V NÁDRŽÍCH JIZERSKÝCH HOR NA ZÁKLADĚ SLOŽENÍ BENTOSU A NÁLETU
Food activity of brook charr in reservoirs of the Jizera Mountains based on the knowledge of the composition of benthos and terrestrial invertebrates fallings

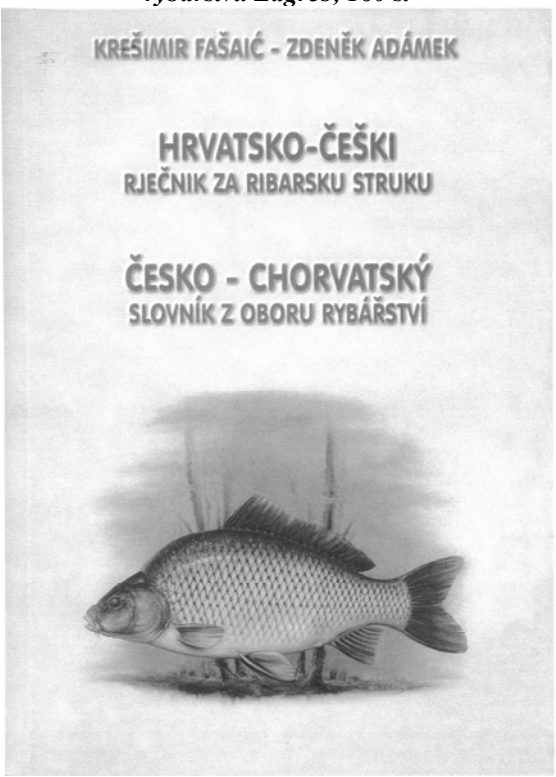
ŠANDA, R., ŠVÁTORA, M., KŘÍŽEK, J. 282
VYHODNOCENÍ VHODNOSTI RŮZNÝCH TYPŮ INDIVIDUÁLNÍCH ZNAČEK PŘI SLEDOVÁNÍ SIVENA AMERICKÉHO (*SALVELINUS FONTINALIS*) V CHKO JIZERSKÉ HORY
Evaluation of usefulness of different individual tags for investigation of brook trout (Salvelinus fontinalis) in the Protected Landscape Jizera Mountains

POLESZCZUK G., SVOBODOVÁ Z. 285
KRYTERIA OCENY JAKOŚCI WÓD ŚRÓDLĄDOWYCH W CZECHACH I W POLSCE (STANDARDY URZĘDOWE) WYZNACZAJĄCE ŚRODOWISKA DOGODNE DO BYTOWANIA RÓŻNYCH GATUNKÓW ICHTIOFAUNY
Criteria and standards for estimation of inland waters in Czechy and Poland, applied to determine the environment as a suitable habitat for various ichtyofauna species

Fotopříloha k příspěvku:
MOCEK J., HÁJEK J. 298
VLIV REVITALIZAČNÍCH OPATŘENÍ NA BIODIVERZITU A MIGRACI RYB V PŘÍTOCÍCH DIVOKÉ ORLICE (s. 186)

Fotopříloha k příspěvku:
MOCEK J., HÁJEK J.
VLIV REVITALIZAČNÍCH OPATŘENÍ NA BIODIVERZITU A MIGRACI RYB V PŘÍTOCÍCH DIVOKÉ ORLICE (s. 186)

Fašaič, K., Adámek, Z. 2002. Hrvatsko-češki rječnik za ribarsku struku a česko-chorvatský slovník z oboru rybářství. Zagreb, 160 s.



Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický
ve Vodňanech

Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany

Tel. 383 382 402, fax 383 382 396

e-mail vurh@vurh.jcu.cz, www.vurh.jcu.cz

Výzkumná oddělení ústavu (genetiky a šlechtění ryb, akvakultury a hydrobiologie, vodní toxikologie a nemocí ryb) provádějí a zajišťují pro odbornou veřejnost i jednotlivé komerční a nekomerční subjekty následující činnosti:

- poradenství a expertní činnost v akvakultuře a ve vztazích mezi akvakulturou a životním prostředím
- základní hydrochemické analýzy
- testování toxicity odpadů, chemických látek, přípravků, léčiv pro ryby a další vodní organismy podle národních i mezinárodních norem a předpisů
- testování produkční účinosti krmiv a krmných doplňků pro ryby
- vyšetřování zdravotního stavu ryb (i akvarijních), včetně stanovení diagnózy a návrhu preventivních a léčebných postupů
- výroba a distribuce prostředků pro reprodukci ryb
- výroba a distribuce přenosných terénních „laboratoří“ pro analýzy vod
- odchov a prodej násadového a remontního materiálu (i šlechtěného)

Oddělení vědeckotechnických informací:

- vydává a distribuje Dokumentační zpravodaj (bibliografické informace z veškeré odebírané literatury), Bulletin VÚRH, příručky pro praxi (edice Metodik), sborníky z konferencí
- zpracovává rešerše, včetně využití dostupných databází

Kontakty:

Ředitel ústavu – ***Ing. Jan Kouřil***
Oddělení genetiky a šlechtění ryb – ***Ing. Otomar Linhart, DrSc***.
Oddělení akvakultury a hydrobiologie – ***Ing. Jitka Hamáčková***
Oddělení vodní toxikologie a nemocí ryb – ***Ing. Tomáš Randák***
Centrální analytická laboratoř – ***Ing. Olga Valentová*** (tel. 383 382 632)
Oddělení vědeckotechnických informací – ***Ing. Blanka Vykusová, CSc.***