

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**

Fakulta rybnářství a ochrany vod

Ústav akvakultury a ochrany vod

Diplomová práce

**Možnosti zvýšení adaptability a prevence negativních změn  
v chování u násady jesetera sibiřského (*Acipenser baerii*)**

**Autor:** Bc. Marek Kodras

**Vedoucí diplomové práce:** MSc. Tatyana Gebauer, Ph.D.

**Konzultant diplomové práce:** MSc. Mahyar Zare

**Studijní program a obor:** N4106 Zemědělská specializace, Rybnářství a ochrana vod

**Forma studia:** prezenční

**Ročník:** 2.

České Budějovice, 2020

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci na téma „Možnosti zvýšení adaptability a prevence negativních změn v chování u násady jesetera sibiřského (*Acipenser baeri*)“ jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury, které jsou uvedeny v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že, v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 25. 5. 2020

.....

Bc. Marek Kodras

## **Poděkování**

Děkuji svému vedoucímu diplomové práce MSc. Tatyňě Gebauer, Ph.D. a Ing. Vlastimilu Stejskalovi, Ph.D. za odborné vedení, pomoc, připomínky, poskytnuté rady a znalosti, které mi velice usnadnily psaní této práce. Dále bych chtěl poděkovat panu Ing. Davidu Gelovi, Ph.D. za poskytnuté znalosti v oblasti rozkrmu a odchovu jeseterů a technikům Ing. Janu Matouškovi, Ing. Pavlu Šablaturovi a Bc. Janu Dofkovi, kteří pomáhali při realizaci a v průběhu experimentu. V neposlední řadě děkuji Ing. Petru Císařovi, Ph.D. za analýzu natočených videí a pomoc s výsledky práce.

# JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2019/2020

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **Bc. Marek KODRAS**  
Osobní číslo: **V18N001P**  
Studijní program: **N4106 Zemědělská specializace**  
Studijní obor: **Rybářství a ochrana vod**  
Téma práce: **Možnosti zvýšení adaptability a prevence negativních změn v chování u násady jesetera sibiřského (*Acipenser baeri*)**  
Zadávací katedra: **Ústav akvakultury a ochrany vod**

### Zásady pro vypracování

V posledních desetiletích se populace mnoha druhů ryb snížily v důsledku znečištění vody, degradace stanovišť a nadměrného rybolovu. V mnoha případech byly zahájeny aktivity vedoucí k posílení populací volně žijících ryb vysazováním ryb odchovaných v podmínkách intenzivní akvakultury. Navzdory těmto akcím dochází jen málo k zvýšení početnosti cílových druhů ryb v dané lokalitě. To je často zapříčiněno nízkým přežitím vysazovaných ryb v přírodě. Mezi příčiny nízkého přežití intenzivně odchovaných ryb ve volné přírodě může patřit i specifické chování (plavání) spojené se způsobem podávání krmiva v intenzivních chovech. Cílem diplomové práce bude optimalizovat technologii intenzivního odchovu jesetera sibiřského s důrazem na systémy krmení. Aktivity budou směřovat k vylepšení krmné technologie pro intenzivní chov tohoto druhu s cílem potlačit negativní návyky, které při stávající technologii u tohoto druhu vznikají. Konkrétně jde především o eliminaci příjmu krmiva z hladiny. Toto potravní chování si totiž jeseteři zachovávají i následně při vysazení do volných vod a mohou se tak stávat častější kořistí rybožravých predátorů. Tato hypotéza bude v projektu testována. Plůdek jeseterů bude odchováván v nádržích s aplikací krmiva na hladinu (běžná rybářská praxe), dále ve speciálních nádržích s uvolňováním krmiva při dně nádrže. Zmíněné způsoby krmení budou aplikovány během noční a denní fáze. Celkem tedy budou testovány 4 experimentální skupiny. Dále bude testován efekt hladovění před vysazením a vliv různě dlouhého hladovění na změny v chování (plavání). Ryby budou v pravidelných intervalech přesazeny do pozorovacích akvárií a bude pořízen záznam jejich chování. Chování bude následně analyzováno pomocí softwaru sledující pohyb, který umožní nastavovat různé oblasti zájmu a sledovat až 20 ryb bez nutnosti značení (na bázi kontrastu). Hlavní testovanou hypotézou je nalezení rozdílů v chování a při chovu s využitím různých systémů krmení.

Rozsah pracovní zprávy: **50-70 stran**  
Rozsah grafických prací: **dle potřeby**  
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná**

#### Seznam doporučené literatury:

Brown, C., Rachel, L.D. 2002. The future of stock enhancements: lessons for hatchery practice from conservation biology. *Fish and Fisheries* 3, 79-94.  
Conservation of European wildlife natural habitats. Pan-European action plan for sturgeons. Standing Committee 38th meeting Strasbourg, 27-30 November 2018  
Gil, M., Palmer, M., Grau, A., Deudero, S., Alconchel, J., Catalán, I. 2014. Adapting to the wild: The case of aquaculture-produced and released meagres *Argyrosomus regius*. *Journal of Fish Biology*. 84. 10-30.  
McLean, M.F., Feeding ecology and movement patterns of Atlantic sturgeon in Minas basin, Bay of Fundy. Acadia University. 98 pp.  
Miyazaki, T., Masuda, R., Furuta, S., Tsukamoto, K. 2000. Feeding behaviour of hatchery-reared juveniles of the Japanese flounder following a period of

starvation. *Aquaculture* 190, 129-138.

Sparrevohn, C., Stottrup, J.G. 2007. Post-release survival and feeding in reared turbot. *Journal of Sea Research* 57, 151-161.

Stottrup, J.G., Sparrevohn, C., Modin, J., Lehmann, K. 2002. The use of releases of reared fish to enhance natural populations: A case study on turbot *Psetta maxima* (Linné, 1758). *Fisheries Research*. 161-180.

Sulak, K., Randall, M.P. Clugston, J. 2014. Survival of hatchery Gulf sturgeon (*Acipenser oxyrinchus desotoi* Mitchell, 1815) in the Suwannee River, Florida: A 19-year evaluation. *Journal of Applied Ichthyology* 30, 10-11.

Tomiyama, T., Watanabe, M., Kawata, G., Ebe, K. 2011. Post-release feeding and growth of hatchery-reared Japanese flounder *Paralichthys olivaceus*: Relevance to stocking effectiveness. *Journal of Fish Biology* 78, 1423-1436.

Walsh, M., Masuda, R., Yamashita, Y., 2014. The influence of cage conditioning on the performance and behavior of Japanese flounder reared for stock enhancement: Burying, feeding, and threat response. *Journal of Sea Research* 85, 447-455.

Vedoucí diplomové práce: **MSc. Tatyana Gebauer, Ph.D.**  
Ústav akvakultury a ochrany vod

Konzultant diplomové práce: **MSc. Mahyar Zare**  
Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání diplomové práce: **21. dubna 2020**

Termín odevzdání diplomové práce: **18. května 2020**

  
prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.  
děkan

L.S.

  
Ing. Jan Kašpar  
ředitel

V Českých Budějovicích dne 21. dubna 2020

# Obsah

1. Úvod.....	8
2. Literární přehled.....	9
2.1. Systematické zařazení, popis, rozšíření, biologie a význam jesetera sibiřského ( <i>Acipenser baerii</i> ).....	9
2.2. Hlavní příčiny úbytku jeseterů ve volných vodách.....	11
2.2.1. Migrační bariéry.....	12
2.2.2. Znečištění.....	13
2.2.3. Pytlačení a nadměrný rybolov.....	14
2.3. Opatření k ochraně jeseterů.....	15
2.3.1. CITES.....	16
2.3.2. Omezení nadměrného rybolovu a pytláctví.....	17
2.3.3. Programy na vysazování jeseterů do volných vod.....	18
2.4. Vliv intenzivního chovu a domestikace na chování ryb.....	19
2.4.1. Plavání.....	20
2.4.2. Potravní chování.....	21
2.4.3. Prostředí bez predátorů.....	21
2.4.4. Sociální chování.....	22
2.5. Vysazování intenzivně odchovaných ryb do volných vod a problémy s tím spojené.....	23
2.5.1. Adaptace intenzivně odchovaných ryb na prostředí volných vod.....	25
2.5.2. Podpora adaptace intenzivně odchovaných ryb na přirozené prostředí.....	27
3. Materiál a metodika.....	30
3.1. Původ a rozkrm larev jesetera sibiřského.....	30
3.2. Popis krmeného experimentu a systému pro odchov.....	32
3.3. Natáčení chování jeseterů pomocí kamer s videorekordérem.....	34
3.4. Analýza videí.....	35
3.5. Statistická analýza.....	40
4. Výsledky.....	41
4.1. Vliv krmných režimů na chování ryb v průběh odchovu (48 – 108 dph).....	41
4.1.1. Pohyb ryb v dolních 10 % pozorovací nádrže.....	41
4.1.2. Pohyb ryb v dolních 25 % pozorovací nádrže.....	42
4.1.3. Pohyb ryb v horních 25 % pozorovací nádrže.....	43
4.1.4. Pohyb ryb v horních 10 % pozorovací nádrže.....	44
4.1.5. Celková aktivita.....	45
4.2. Vliv hladovění na chování ryb.....	46

4.2.1. Pohyb ryb v dolních 10 % pozorovací nádrže.....	46
4.2.2. Pohyb ryb v dolních 25 % pozorovací nádrže.....	48
4.2.3. Pohyb ryb v horních 25 % pozorovací nádrže.....	50
4.2.4. Pohyb ryb v horních 10 % pozorovací nádrže.....	52
4.2.5. Celková aktivita.....	54
5. Diskuze.....	57
5.1. Vliv krmných režimů na chování ryb.....	58
5.2. Vliv hladovění na chování ryb.....	62
5.3. Další zjištění během pokusu.....	63
6. Závěr.....	65
7. Přehled použité literatury.....	66
8. Abstrakt.....	82
9. Abstract.....	83

# 1. Úvod

Populace jeseterů v posledních desetiletích výrazně klesají. Hlavními důvody jejich poklesu je znečištění vody (Williot a kol., 2002), stavba migračních bariér (Lenhardt a kol., 2004a) či nadměrný legální i ilegální rybolov (Billard a Lecointre, 2001). Jedním z řešení, které by mohlo vést k podpoře volně žijících jeseterů, je vysazování ryb, které byly odchovány v podmínkách intenzivní akvakultury. Ačkoliv existuje výrazná snaha o vysazování těchto ryb, zdá se, že nedochází k výraznému navýšení počtů ryb v divokých populacích. Prostředí intenzivního chovu se totiž výrazně liší od prostředí volných vod (Gross, 1998). Absence predátorů či přirozené potravy a změna chování ryb, které se podmínkám intenzivního chovu přizpůsobí, má za důsledek nízké přežití po vysazení do přírody. Jeseter sibiřský (*Acipenser baerii*), který přirozeně obývá sibiřské řeky, má v akvakultuře přibližně 140-ti letou historii. Jeho populace v přírodě také výrazně ubývají především v důsledku nadměrného rybolovu a vlivem přehrazení a znečištění sibiřských řek. Ruban (2005) uvádí, že úlovek jesetera sibiřského v povodí řeky Ob, ve které žije nejpočetnější populace tohoto druhu, klesl z 1410 t v roce 1935 na 6,7 t v roce 1996.

Cílem této diplomové práce bylo optimalizovat krmnou technologii v intenzivním odchovu jesetera sibiřského a vyhodnotit dopady na chování ryb. Při konvenčním krmení jeseterů suchým krmivem na hladinu dochází k ovlivnění potravního chování. Jeseteři přijímají krmivo právě blízko u vodní hladiny a stejně tak se chovají i po vysazení do volných vod, kde se díky častějšímu pohybu v horní oblasti vodního sloupce stanou snadnou kořistí pro rybožravé predátory. Ryby byly chovány ve 12 nádržích, přičemž v 6 nádržích bylo krmivo uvolňováno u dna a ve zbylých 6 nádržích bylo krmivo podáváno na hladinu, jak je běžné v rybářské praxi. Navíc byl zkoumán vliv podávání krmení během denní a temnostní fáze. Testovány byly tedy 4 režimy krmení ve 3 opakováních: krmení na hladinu ve dne (DFSF), krmení na hladinu v noci (NFSF), krmení na dno ve dne (DFBF), krmení na dno v noci (NFBF). V paralelním experimentu byl zjišťován vliv pěti a desetidenního hladovění na změnu chování ryb. Každých 20 dní bylo náhodně vybráno 20 ryb z každé testované skupiny a umístěno do speciálních pozorovacích nádrží, ve kterých byly natáčeny. Záznamy z videorekordéru byly analyzovány pomocí softwaru MATLAB pro vyhodnocení změny v chování mezi jednotlivými testovanými skupinami. Celý odchov včetně natáčení probíhal v recirkulačním systému v Laboratoři řízené reprodukce a intenzivního chovu ryb Fakulty rybářství a ochrany vod v Českých Budějovicích.



## 2. Literární přehled

### 2.1. Systematické zařazení, popis, rozšíření, biologie a význam jesetera sibiřského (*Acipenser baerii*)

Jeseter sibiřský patří do nadřádu chrupavčití (Chondrostei), dále do řádu jeseteří (Acipenseriformes), který se dělí na 2 čeledi: jeseterovití (Acipenseridae) a veslonosovití (Polyodontidae). Čeleď jeseterovití představuje skupinu 25 žijících rybích druhů s historií sahající až do období svrchní křídly (Near a kol., 2012) a rozšířením ve sladkých, brakických a mořských vodách severní hemisféry (Severní Amerika, Evropa i Asie) (Rochard a kol., 1990).

Jeseter sibiřský má prodloužené rostrum s čtyřmi vousky, které se nacházejí před ústy (Jones a kol., 1978). Tělo je zbarveno do světle šeda až tmavě hněda. Barva břicha může být od bílé až po jasně žlutou. Na těle se nachází pět řad štítků, které mají tvar hvězdy: 10 – 19 dorzálních, 32 – 59 laterálních a 7 – 16 ventrálních. Mezi těmito hlavními řadami se nachází menší štítky, které jsou obdobně ve tvaru hvězdy. Spodní ret je zřetelně rozštěpený (Keith a Allardi, 2001).

Původně se tento druh vyskytoval na území čtyř států. Ruban (1997; 1999) uvádí, že jeseter sibiřský obývá řeku Černý Irtyš protékající Čínou. Dále se vyskytuje na území Kazachstánu v řece Irtyš včetně Shul'binské, Ust'-Kamenogorské a Buchtarminské přehrady (Ruban, 1999). V Ruské federaci obývá tento druh jesetera všechny sibiřské řeky, které ústí do Karského a Východosibiřského moře a také do moře Laptěvů. Jedná se o povodí řek Ob, Taz, Jenisej, Pjasina, Khatanga, Anabar, Olenek, Lena, Jana, Indigirka, Alazeja a Kolyma. Dále se nachází v Bajkalském jezeře (povodí Jeniseje) a v řekách, které do něj přitékají: Selenga, Barguzin a Horní Angara. Nicméně nejpočetnější populace tvoří v řekách Ob, Jenisej a Lena (Ruban a Zhu, 2010). Jeseter sibiřský obývá prakticky všechny velké řeky na Sibiři (Sokolov a Vasilev, 1989). Jeho rozšíření je od severu od povodí řeky Lena a Obského zálivu až na jih k řekám Irtyš a Selenga. Podélně se nachází od řeky Ob po řeku Kolyma (Ruban, 2018). Poslední zemí výskytu jesetera sibiřského je Mongolsko, kde je jeho přítomnost pozorována v povodí řeky Selenga a jejích přítocích (Dashdorzh, 1955).

Jsou rozlišovány tři poddruhy:

*Acipenser baerii baerii* se vyskytuje v řece Ob a jeho přítocích. Tento poddruh v zimním období migruje do Obského zálivu kvůli sezónnímu nedostatku kyslíku v řece Ob (Ruban, 1996).

Ruban (1997) uvádí, že další poddruh *Acipenser baerii stenorrhynchus* se vyskytuje v povodí východosibiřských řek. Jsou známy dvě formy tohoto poddruhu. Migrující forma, která překonává značné vzdálenosti proti proudu od ústí řek a delt na trdliště, a zároveň je početnější než nemigrující forma.

*Acipenser baerii baikalensis* je poddruh z jezera Bajkal, která migruje až 1000 km proti proudu řeky Selenga a jejím přítokům. Většina populace se vyskytuje v severní části jezera právě poblíž delty řeky Selenga. V polovině 90. let byl tento poddruh označen jako velmi vzácný (Ruban, 1997).

V Evropě je jeseter sibiřský nepůvodním druhem, nicméně díky lidské činnosti byl introdukován i do některých evropských řek. K častým únikům jeseterů z rybochovných zařízení do volných vod dochází především při povodních (Maury-Brachet a kol., 2008). Nicméně prozatím nebyl potvrzen přirozený výtěr tohoto druhu mimo území jeho přirozeného výskytu (Ludwig a kol., 2009). Například Elvira a Almodóvar (2001) uvádějí, že jeseter sibiřský patří mezi jeden z dvaceti pěti nepůvodních druhů, které byly úspěšně introdukovány ve španělských sladkovodních ekosystémech.

Na území České republiky se tedy také nejedná o původní druh. Autoři se rozcházejí v názoru, kdy k nám byl poprvé dovezen. Podle Jiráska a kol. (1997) k dovozu došlo v roce 1995, ale Adámek a Kouřil (1996) uvádějí již rok 1982.

Jeseter sibiřský žije v hlubokých i mělkých částech řek se střední až velkou rychlostí proudu, obvykle v hloubkách mezi 1 až 8 metry (Ruban, 2005). Dospělci žijí ve sladké vodě v řekách, avšak část populace se může vyskytovat i v ústích řek. Mlíčáci pohlavně dospívají mezi 9. – 29. rokem a jikernačky ve věku 9 – 34 let (Ruban, 2005) v závislosti na podmínkách prostředí, ve kterém žijí. Hochleithner a Gessner (1999) uvádějí, že populace tohoto druhu z řeky Lena pohlavně dospívá už ve věku 9 – 10 let (mlíčáci), respektive 24 – 28 let (jikernačky). Ostatní populace jsou k výtěru připraveny až v pozdějším věku, mlíčáci obvykle mezi 18. – 24. rokem a jikernačky mezi 24. – 28. rokem. Nejmenší zdokumentované ryby, které byly schopny reprodukce, měřily okolo 0,6 – 0,9 metru a vážily pouhých 0,7 kg. Výtěrová období jsou mezi květnem a červnem

(Sokolov a Vasilev, 1989). Výtěr probíhá v řekách na kameno-šterkovém či šterko-písčitém podloží v proudných místech (Kottelat a Freyhof, 2007).

Podle Gely a kol. (2012) mohou jeseteři v akvakulturních podmínkách pohlavně dospívat už v mnohem nižším věku. Mlíčáci v rybochovných objektech ve Vodňanech dospívají průměrně v 6 letech a jikernačky v 9 – 12 letech. Dále Gela a kol. (2012) uvádí, že se v těchto podmínkách mohou mlíčáci využít k výtěru i vícekrát za rok, pokud tedy teplota vody dlouhodobě nepřesahuje 15 °C. Jikernačky lze v řízených akvakulturách vytírat ve 3 – 4 letých cyklech.

Jeseter sibiřský může dosáhnout až 2 metrů délky a váhy až 210 kg. Nicméně obvykle jeho hmotnost nepřekročí 65 kg a dožívá se maximálního věku okolo 60 let. Potravní základnu tvoří především bentické organismy včetně larev pakomárů a říčních různonožců, stejnonožců a mnohoštětináčů (Sokolov a Vasilev, 1989).

Podle Gely a kol. (2012) je hlavní hospodářský význam jesetera sibiřského v produkci ryb o tržní hmotnosti ke zpracování na finální výrobky a odchov probíhá zejména v průtočných i recirkulačních akvakulturních systémech v monokultuře. Nejdůležitějšími produkty jsou maso a kaviár, který se získává ze zralých jikernaček. Jeseter sibiřský dominoval v roce 2016 v produkci masa (39,5 % veškeré produkce z jeseterů) i v produkci kaviáru (31 % veškeré produkce z jeseterů) (Bronzi a kol., 2019). Ruban a Zhu (2010) uvádějí, že svůj význam má tento druh i v tradiční čínské medicíně a v oblasti řeky Amur probíhá jeho chov za účelem využití kůže k výrobě bot, rukavic či klobouků. Také se s ním můžeme setkat v řadě soukromých rybářských revírů, kde slouží jako trofejní ryba ke zpestření rybolovu.

## **2.2. Hlavní příčiny úbytku jeseterů ve volných vodách**

Příčin úbytku všech druhů chrupavčitých ryb je celá řada a většina z nich je důsledkem činnosti člověka. Osmdesátí pěti procentům druhů jeseterů, ceněných po celém světě pro jejich vzácné jikry, hrozí vyhynutí, což z nich činí jednu z nejvíce ohrožených skupin zvířat na Červeném seznamu ohrožených druhů IUCN (Mezinárodní svaz ochrany přírody) (IUCN, 2010). V případě veslonosa čínského (*Psephurus gladius*) už k této skutečnosti bohužel došlo, když byl v nedávné době prohlášen za vyhynulého (Zhang a kol., 2019).

Díky údajům z komerčních úlovků je odhadováno, že více než 80 % celosvětové populace jesetera sibiřského žije v povodí řeky Ob (Chen, 2007). Úlovky v povodí této

řeky nicméně klesly přibližně o 99,5 % ze 1410 tun v roce 1935 na 6,7 tun v roce 1996. V povodí řeky Jenisej došlo k poklesu z 504 tun z roku 1934 na 10 – 12 tun po roce 2000 (úbytek 97,5 %) a v povodí řeky Lena se úlovky snížily o 94,5 % z 190 tun v roce 1943 na pouhých 10 tun po roce 2000 (Ruban, 2005). To jasně ukazuje na značný úbytek původních populací v povodích sibiřských řek.

V následující části práce budou popsány hlavní příčiny, které vedou ke snižování počtu těchto ryb.

### 2.2.1. Migrační bariéry

Většina chrupavčitých ryb patří k anadromním druhům, které migrují z moře či brakických vod proti proudu řek na trdliště, kde se následně vytírají. V 50. letech 20. století byly na mnoha z těchto řek vybudovány vodní nádrže, které blokují migraci, což má za důsledek snížení přirozené reprodukce (Khodorevskaya a kol., 1997). Lenhardt a kol. (2004a) zmiňují, že právě výstavba přehradních nádrží je považována za jednu z hlavních příčin poklesu populací jeseterů.

Williot a kol. (2002) udávají, že v období mezi roky 1960 – 1980 bylo vybudováno 50 % všech přehrad v Evropě. Odhaduje se, že přehrady na řekách ústících do Kaspického moře znemožnily dosažení až 90 % trdlišť vyzy velké (*Huso huso*) (Barannikova a kol., 1995). Na řece Dunaj došlo díky výstavbě nádrží Železná vrata I v roce 1970 a Železná vrata II v roce 1984 k velkým změnám ve vodním ekosystému i k ovlivnění komerčního rybolovu (Jankovic, 1993). V Číně stavba přehrady Gezhouba na řece Yangtze v roce 1981 zablokovala migrační cestu na všechna původní trdliště jeseterů. Od tohoto roku bylo zaznamenáno pouze jedno nové trdliště, které se nachází přímo pod přehradou Gezhouba a má délku 3 km. Nicméně rozloha nově vzniklého trdliště představuje méně než 1 % z rozlohy původních trdlišť a jeho kapacita se rovná přibližně 10 % ve srovnání se stavem před stavbou přehrady, což vede k úbytku populace jesetera čínského (*Acipenser sinensis*) a jesetera jihočínského (*Acipenser dabryanus*) (Wei a kol., 1997; Chang, 1999; Yi a kol., 1999).

Přehrady pouze nezamezují přístup k trdlištím, ale také mění podmínky, které podněcují tření, což vede k dalšímu poklesu přirozené reprodukce. Jeseteři podle faktorů, jako je teplota vody a průtok, poznají ideální dobu k výtěru (Beamesderfer a Farr, 1997) a díky jejich změně může dojít k rozmnožování v nesprávný čas. Zvýšením průtoku z

přehrad může zároveň dojít k navýšení množství sedimentu ve vodě a tím vytvořit nevhodné prostředí pro přežití jiker (Graham a Murphy, 2007).

Od padesátých let dvacátého století byla ztracena velká část stanovišť jesetera sibiřského kvůli přehrazení mnoha sibiřských řek. Ovlivněny byly obzvláště migrující formy, jelikož ztratily přístup k trdlištím. Čtyřicet procent trdlišť migrující formy *Acipenser baerii stenorrhynchus* v řece Ob a Irtyš zaniklo v důsledku výstavby Novosibirské, Ust'-Kamenogorské a Shul'binské vodní nádrže (Ruban, 1996). Populace řek Jenisej a Lena byly podobně zasaženy a ztratily 500 – 600 km, respektive 300 km biotopu (Ruban, 1997).

### 2.2.2. Znečištění

Vypouštění průmyslových a zemědělských odpadních vod a také odpadních vod z domácností do životního prostředí má za následek znečištění vodních ekosystémů. Ryby jsou často vystaveny vysoce kontaminované vodě, což má řadu negativních dopadů, od biochemických změn v jednotlivých buňkách až po změny v celé populaci (Bernet a kol., 1999). Například ve studii provedené Lenhardtem a kol. (2004b) byly zjištěny souvislosti mezi nepříjemnými koncentracemi těžkých kovů a anthracenu v sedimentu a subletálními histopatologickými změnami na žábrech, kůži a játrech u populace jeseterů malých (*Acipenser ruthenus*). Williot a kol. (2002) uvádějí, že hlavním důvodem neustálého úbytku jeseterů v řece Volze od 70. let 20. století je nepříznivý vliv špatné kvality vody na přežití juvenilů. Černé moře je v tomto ohledu považováno za jedno z nejohroženějších moří, zvláště ovlivněné přísunem živin z řek, přičemž 70 % z nich pochází z Dunaje. Zvýšené obohacení dusíkem a fosforem vedlo k častým hypoxickým a anoxickým stavům, což mělo za následek snížení množství zoobentosu a řas v Černém moři (Humborg a Kolle, 1999) a tím došlo k ovlivnění celé populace jeseterů.

Znečištění v Kaspickém moři úzce souvisí se změnou přírodních podmínek. Je známo, že v tomto moři cyklicky vzestupuje a klesá hladina, pravděpodobně v důsledku tektonické činnosti a změny klimatu (Dumont, 1995). Hladina Kaspického moře začala klesat v roce 1929 a do roku 1977 byl pozorován pokles o více než 3 metry (Dumont, 1995; Khodorevskaya a kol., 1997). Tato skutečnost měla za následek zvýšení salinity, díky čemuž se změnily ekologické podmínky a snížila se potravní základna, což způsobilo pomalejší růst vyzy velké (Khodorevskaya a kol., 1997). Mezi lety 1977 a 1995 se ovšem hladina Kaspického moře znovu začala zvedat a došlo ke kontaminaci vlivem

zaplavení znečištěné půdy v jeho okolí. Hladiny kontaminace v Ázerbájdžánu vzrostly díky nedostatečné údržbě a následnému zaplavení ropných jezer stoupající vodou (Dumont, 1995). Dumont (1995) dále zmiňuje, že se v sedimentech u řeky Kura, která vtéká do Kaspického moře, hromadily těžké kovy, jako je měď a molybden, z těžebních a průmyslových oblastí podél jejího břehu. Řeka Ural byla kontaminována železem, mědí a zinkem z oceláren, dále hnojivy a pesticidy z okolních farem (Secor a kol., 2000). Pesticidy, těžké kovy a toxické chemikálie měly za následek mnoho úhynů ryb. Vše vyústilo v tisíce tun mrtvých jeseterů v roce 1988 v Kaspickém moři vlivem kombinace výše zmíněných polutantů (Shagaeva a kol., 1993). Jeseteři, kteří nebyli kontaminací zabiti, vykazovali ve svých gonádách, játrech a svalech vysokou hladinu těžkých kovů a pesticidů (Khodorevskaya a kol., 1997). Kontaminující látky jsou však i nyní součástí ekosystému Kaspického moře (Graham a Murphy, 2007).

Populace jesetera sibiřského jsou ovlivňovány rozvojem ropného průmyslu a zároveň využíváním pesticidů v zemědělství v povodí řeky Jenisej, což má za důsledek znečištění této sibiřské řeky (Ruban, 1997). Zvýšené znečištění má drastické účinky na fyziologii ryb, což následně vede ke snížení již tak nízké plodnosti všech druhů jeseterů (Akimova a Ruban, 1995). V 80. letech dokonce koncentrace ropných produktů desetinásobně překročila přípustné úrovně v řece Ob (Green, 1993). Mnoho sibiřských řek je navíc kontaminováno i radioaktivními látkami a východosibiřské řeky jsou znečištěny vlivem těžby zlata (Akimova a Ruban, 1995).

### **2.2.3. Pytlačení a nadměrný rybolov**

Jeseteři populace jsou mimořádně citlivé na pytláctví i legální odlov, což pramení především z jejich biologie, jelikož velmi pozdě pohlavně dospívají (Billard a Lecointre, 2001). To je patrné na příkladu vyzy velké, jejíž kaviár je nejžádanější. Billard a Lecointre (2001) uvádějí, že samcům trvá 10 – 16 let, než dosáhnou pohlavní dospělosti, samicím dokonce 13 – 22 let. Navíc se převážná většina jeseterů nevytírá každý rok, jejich generační interval může být i několik let, u jesetera sibiřského se tato doba v přirozených podmínkách pohybuje okolo 3 – 5 let (Ruban, 2018). Z toho plyne, že při nadměrném rybářském a pytláckém tlaku jsou jeseteři brzy po dosažení reprodukčního věku odloveni a mají pouze minimální šanci k opakovanému výtěru.

Podle Grahama a Murphyho (2007) je další problém, který přispívá k nadměrnému výlovu jesetera, absence vnějšího pohlavního dimorfismus. Na první pohled není

makroskopicky možné určit, zda se jedná o jikernačku. Při odlovu ryb za účelem zisku kaviáru tedy dochází k zabíjení obou pohlaví, což má znovu za následek snižování počtů těchto ryb (Graham a Murphy, 2007).

Nelegální rybolov je obrovským problémem, přičemž podle odhadů tvoří až 50 % světového obchodu s jesetery (USFWS, 1998). Podle DeMeulenaera a Raymakerse (1996) k němu dochází z důvodu vysoké ceny a poptávky po kaviáru, který může tvořit až 12 % hmotnosti jikernačky. Raymakers (2002) uvádí, že nelegální rybáři mohou mít až desetkrát vyšší příjem než legální rybáři. K pytláctví docházelo vždy, ale s moderními technologiemi, jako jsou GPS, echoloty či rychlejší lodě, a zároveň s klesajícími počty jeseterů, je jeho dopad ještě větší (Raymakers, 2002). Na příkladu vyzy velké, u níž je nelegální úlovek v Kaspickém moři považován za 6 – 10krát vyšší než legální úlovek (Speer a kol., 2000), lze pozorovat, o jak vážný problém se jedná. V Černém a Azovském moři je nezákonný úlovek dokonce 19 – 29krát vyšší než ohlášený úlovek (Pikitch a kol., 2005).

Také drastický úbytek jesetera čínského je částečně způsoben nezákonným rybolovem i náhodnými úlovky rybářů (odhadem 5000 jedinců za rok). Použití velkého počtu nezákonných lovných zařízení vede k nadměrnému odlovu generačních i juvenilních ryb (Cheng a kol., 2005).

Ve 30. letech dosáhl roční zaznamenaný úlovek jesetera sibiřského v povodí řeky Ob a jeho přítoku řeky Irtyš 1410 t. V roce 1994 tento počet klesl na 11 t (Ruban, 1999). Poměr mezi nezákonným a legálním odlovem jesetera sibiřského v řece Ob v roce 1994 byl odhadován na 300 t ku 11 t (Ruban, 1996).

### **2.3. Opatření k ochraně jeseterů**

Jak bylo zmíněno v bodech výše, jeseteři patří mezi vysoce ohrožené druhy ryb v důsledku vzniku migračních bariér, ničení habitatu, znečištění vody a nelegálnímu i legálnímu nadměrnému rybolovu kvůli vysoce ceněnému kaviáru. V mnoha zemích se zavádějí řady opatření, jejichž cílem je zvýšení početnosti nebo obnova populací těchto ryb. I věda se snaží značně napomoci k tomu, aby došlo k podpoře a zachování jeseterů ve volných vodách. Podle údajů z IUCN (2010) je dvacet sedm druhů jeseterů na Červeném seznamu IUCN, 63 % označených jako kriticky ohrožené, což je nejvyšší kategorie ohrožení Červeného seznamu. V této kapitole budou popsány hlavní opatření k ochraně jeseterů.

### 2.3.1. CITES

CITES (the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), v češtině Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, byla sjednána v roce 1973 ve Washingtonu. Hlavní cíl úmluvy spočívá v ochraně ohrožených druhů rostlin a živočichů před hrozbou vyhubení v přírodě z důvodu nadměrného využívání pro komerční účely. Úmluva má v současné chvíli 183 stran a Česká republika je smluvní stranou od 1.1.1993 (MŽP, 2020).

Podle CITES (2020) obchod s volně žijícími zvířaty a rostlinami překračuje hranice mezi zeměmi, proto je při jeho regulaci vyžadována mezinárodní spolupráce k ochraně vybraných druhů před nadměrným užíváním. CITES poskytuje různé stupně ochrany pro více než 37 000 druhů zvířat a rostlin, ať už se obchoduje s živými exempláři, částmi těl či výrobky z nich.

Hlavním nástrojem kontroly mezinárodního obchodu jsou povolení, která vydávají výkonné orgány jednotlivých stran a jsou kontrolována celními orgány všech zemí CITES, které se účastní uskutečňování obchodu. Pro získání výše zmíněných povolení musí vědecký orgán potvrdit, že obchod s živočichem (popřípadě rostlinou) z přírody nebude mít za důsledek ohrožení druhu vyhubením. Tato povolení jsou tedy dokladem toho, že je obchod v pořádku z hlediska ochrany přírody (MŽP, 2020).

Druhy chráněné CITES byly podle stupně ochrany, kterou potřebují, rozděleny do tří kategorií:

- 1) Druhy, které spadají do přílohy I k CITES, jsou přímo ohrožené vyhynutím.
- 2) Příloha II k CITES zahrnuje druhy, které nemusí být nutně ohroženy vyhynutím, ale obchod s nimi musí být kontrolován, aby se zabránilo využívání neslučitelné s jejich přežitím.
- 3) Příloha III k CITES zahrnuje druhy, které jsou chráněné na území alespoň jednoho státu, jenž požádal o regulaci mezinárodního obchodu s nimi.

Jak je to s jesetery a CITES? Jeseter krátkorypý (*Acipenser brevirostrum*) a jeseter velký (*Acipenser sturio*) jsou zařazeni do přílohy I, jedná se tedy o druhy, které jsou přímo ohroženy vyhynutím. Všichni ostatní jeseteři, včetně jesetera sibiřského, jsou zařazeni do přílohy II (CITES, 2019).



### 2.3.2. Omezení nadměrného rybolovu a pytláctví

Jelikož se nadměrný legální a ilegální rybolov řadí mezi hlavní důvody úbytku populací jeseterů, existuje snaha o jejich omezení napříč všemi státy s výskytem těchto ohrožených ryb.

Co se týká oblasti Kaspického moře, začal v ní řízený rybolov jeseterů v 50. letech 20. století a jeho předpisy se v průběhu let měnily (Khodorevskaya a kol., 2000). Zákaz mořského rybolovu v roce 1962 znamenal soustředění rybolovu do dolního toku řeky Volhy, což zlepšilo životní podmínky jeseterů v Kaspickém moři, jelikož na jejich populaci nebyl vyvíjen rybářský tlak. Juvenilní ryby mohly dosáhnout pohlavní zralosti, zvýšil se počet a velikost dospělých ryb a také produkce kaviáru (Barannikova a kol., 1995). Výlovek z řek ústíích do Kaspického moře byl přísně regulován omezením úlovků, vymezením období povoleného rybolovu či omezením vybavení (DeMeulenaer a Raymakers, 1996; Khodorevskaya a kol., 2000; Secor a kol., 2000). S rozpadem Sovětského svazu v roce 1991 se začaly objevovat problémy, jelikož rybolovná práva byla rozdělena mezi nově vzniklé nezávislé státy Ázerbájdžán, Kazachstán a Ruská federace. Mořský rybolov byl povolen až do roku 1996, v němž země v oblasti Kaspického moře podepsaly dohodu, která opět zakazuje mořský rybolov (USFWS, 2002). Ačkoli mnoho států, které umožňují rybolov v Kaspickém moři, tvrdí, že domácí obchod je extrémně regulován, ne všechna nařízení jsou dodržována (Raymakers, 2002). Kontrola dodržování předpisů byla z důvodu nedostatečné spolupráce mezi zeměmi obtížná, v důsledku toho se zvýšilo pytláctví a nelegální obchod (USFWS, 2002).

V Severní Americe existuje výrazná snaha chránit jesetery, aby nedocházelo k výrazným poklesům jejich populací, což lze usuzovat z příkladů omezení rybolovu v jednotlivých státech. Například komerční rybolov jesetera jezerního (*Acipenser fulvescens*) je ve státě Michigan zcela zakázán a sportovní rybolov značně omezen, rybář si může ponechat pouze 1 rybu ročně (DNR, 2020). Ve státě Kalifornie je možné ponechat si až 3 jesetery bílé (*Acipenser transmontanus*) za rok, ale všichni jeseteři zelení (*Acipenser medirostris*) musí být okamžitě vráceni do vody (CFF, 2020). Podobné podmínky platí i ve Washingtonu, kde je možné ponechat si 2 jesetery bílé za rok, jeseter zelený musí být okamžitě puštěn zpět (WDFW, 2019). Jakýkoliv odlov jesetera ostrorypého (*Acipenser oxyrinchus*) byl zakázán v roce 1998 a počítá se, že bude pokračovat minimálně do roku 2038 (ASMFC, 2017). Stejně tak komerční i sportovní

odlov jesetera krátkorypého je zakázáný, jelikož je tento druh zařazen mezi ohrožené druhy v Endangered Species Act (NOAA, 2020).

Čínská vláda zřídila záchrané stanice pro jesetera čínského a také zavedla zákaz komerčního rybolovu, systém rybářských povolení k rybolovu, omezení rybolovu pro vědecký výzkum a vytyčila oblasti a roční období, ve kterých se nemůže lovit (Wang a kol., 2011).

### 2.3.3. Programy na vysazování jeseterů do volných vod

Iani a kol. (2019) zmiňují, že jeseteři patří mezi nejcennější přírodní zdroje, které potřebují speciální ochranné programy s dlouhodobou vizí a účinkem.

Prudký demografický pokles početnosti v populacích jeseterů pozorovaný na celém světě upoutal pozornost vědců a vlád a zdůraznil potřebu naléhavých opatření k zachování populací jeseterů (Iani a kol., 2019). V 50. letech 20. století v Rusku byly provedeny první pokusy o umělé rozmnožování s cílem posílení divokých populací v Kaspickém a Azovském moři (Secor a kol., 2000). Trend vysazování a umělých výtěrů začal tedy v Sovětském svazu a v 70. letech 20. století byl rozšířen do dalších kaspických zemí, jako je Írán (Abdolhay a Tahori, 2006). Od 90. let 20. století Čína zavedla různá opatření na podporu populací jesetera jihočínského v řece Yangtze, jedním z nich bylo vysazování uměle odchovaných jedinců mezi 15 – 100 cm (Wu a kol., 2014). Larvy jeseterů jihočínských byly odchovány buď v nádržích, nebo v rybnících, a byly krmeny přirozenou potravou (například nitěnkami) i suchým krmivem (Wu a kol., 2014). Později v roce 2007 zahájila Francie programy na obnovu jesetera velkého vysazením uměle odchovaného plůdku do řek Garonna a Dordogne (Williot a kol., 2009) poté, co byly potřebné kroky vyzkoušeny na jeseteru sibiřském v Rusku (Williot a kol., 2002). Myšlenka prvního experimentálního vysazování jesetera ostrorypého do řeky Odry a jejích přítoků začala v roce 2006 (Wuertz a kol., 2011) a byla realizována v následujících letech. Brzy poté několik evropských zemí navázalo na snahu Francie a také zahájily záchrané programy pro jesetera velkého v řece Labi (Williot a kol., 2009; Williot a Kirschbaum, 2011) a pro jesetera jadranského (*Acipenser naccarii*) v řece Pád (Boscari a kol., 2014). V roce 2008 byl navržen další experimentální záchraný program s jeseterem velkým na řece Labi, který využíval označené juvenilní jedince pocházející z Francie, za účelem zjištění využívání habitatu a migračních tras v říčních podmínkách (Gessner, 2009). Druhé experimentální vysazení bylo v roce 2009 uskutečněno v řece Oste (Gessner

a kol., 2011). Ve stejném období si čínské orgány uvědomily, že podpůrné akce nestačily ke zvýšení počtu jesetera jihočínského, a proto v roce 2007 zahájily další vysazování (Wu a kol., 2014).

V Dunaji byly první pokusy o vysazování uměle odchovaných jeseterů provedeny v 90. letech minulého století Rumunskem a Bulharskem (Bacalbaşa-Dobrovici a Patriche, 1999). V průběhu těchto vysazování bylo do Dolního Dunaje vypuštěno více než jeden milion uměle odchovaných larev, plůdku i juvenilních ryb, zejména jesetera ruského (*Acipenser gueldenstaedti*) a hvězdnatého (*Acipenser stellatus*), jejich přežití však nebylo hodnoceno (Vassilev, 2006). Vassilev (2006) dále uvádí, že Ukrajina každoročně vysazuje okolo půl milionu uměle odchovaných larev jesetera ruského do řeky Dněpr. I přes tyto snahy vykazovaly populace jeseterů v Dunaji prudký pokles i nerovnováhu ve věkové struktuře (Suciu, 2008). Proto v roce 2005 Rumunsko zahájilo první podpůrný program vysazování uměle odchovaných jeseterů. Zpočátku byl podpůrný vysazovací program realizován po dobu pěti let, ale v průběhu, ani po jeho dokončení, nebylo provedeno žádné vyhodnocení úspěšnosti (Iani a kol., 2019). V roce 2013 byl realizován nový dvouletý program, který kvantifikoval účinnost vysazování a míru přežití (Ionescu a kol., 2017). Kromě toho byly ve fázi hodnocení provedeny další dvě podpůrné kampaně na vysazení tří uměle odchovaných anadromních druhů jeseterů (Cristea a kol., 2016), a sice vyzy velké, jesetera ruského a jesetera hvězdnatého.

Výsledkem těchto programů má být posílení přirozených populací či úplný návrat jeseterů zpět do míst jejich původního výskytu. S vysazováním uměle odchovaných ryb je ale spojena řada problémů, které jsou popsány v kapitole 2.5.

## **2.4. Vliv intenzivního chovu a domestikace na chování ryb**

Podmínky intenzivního chovu jsou značně odlišné od podmínek přirozeného prostředí (Gross, 1998) a ryby se jim musí přizpůsobit. Především změna fenotypu a chování slouží k přizpůsobení se novým podmínkám, jak je možné pozorovat během procesu domestikace (Pasquet, 2018), která může ovlivnit chování již po jedné generaci (Huntingford, 2004).

Pasquet (2018) také uvádí, že v některých ohledech je prostředí intenzivního chovu pro ryby méně náročné v porovnání s přirozenými podmínkami. Kvalitní krmivo plně pokrývající nutriční nároky je snadno dostupné, ryby jsou chráněny před predátory a některé nemoci jsou často ihned léčeny. V jiných ohledech je však prostředí intenzivního

chovu náročnější, protože jsou ryby často vyrušovány lidskou činností, žijí v nepřírodně vysokých hustotách, což může vést k vzájemnému poškozování ryb v důsledku kompetice o krmení či prostor.

Behaviorální změny patří mezi první projevy způsobené domestikací (Kohane a Parson, 1988). V následujících bodech jsou popsány hlavní změny v chování vznikající vlivem intenzivního chovu a domestikace.

### 2.4.1. Plavání

Podle Pasqueta (2018) není plavání v podmínkách intenzivního chovu již tak důležité jako v přírodě, jelikož ryby mají obecně k dispozici méně prostoru. Pokud během procesu domestikace dojde k selekci jedinců podle morfologických a fyziologických vlastností, může domestikace přímo ovlivnit jejich výkony v plavání (Basaran a kol., 2007).

Benhaïm a kol. (2012) testovali plavání v případě reakce na útok predátora na juvenilních (na začátku experimentu ve věku 55 a na konci 125 dní) mořčácích evropských (*Dicentrarchus labrax*). Zkoumaný jedinec byl natáčen při vystavení vizuálnímu a mechanickému podnětu ve formě padající černé trubice (průměr 1,5 cm a délka 5,5 cm) z výšky 50 cm, která byla pomocí rybářského vlasce usměrněna na dno nádrže s mořčákem. Hodnocena byla reakce a proměnné plavání jako celková uražená vzdálenost, úniková rychlost, doba nehybnosti a vzdálenost od stimulačního předmětu. U divokých mořčáků byla prokázána vyšší úniková rychlost a udržování větší vzdálenosti od neznámého objektu.

Dále byly pozorovány schopnosti ryb reagovat pomocí plavání na stresovou situaci v různých podmínkách, a sice znečištění na mořčáku evropském (Faucher a kol., 2006), teplota vody na pstruhovi obecném (*Salmo trutta*) (Johnsson, 1996) či hypoxie na mořčáku evropském (Lefrançois a Domenici, 2006). Ve všech případech vykazovaly divoké ryby vyšší únikovou rychlost a lepší plavecké schopnosti, proto se zdá, že má domestikace negativní vliv na plavecké výkony. Plavání intenzivně odchovaného kranase amerického (*Seriola dorsalis*) ve srovnání s divokými jedinci zkoumali Wegner a kol. (2018). Výsledky prokázaly, že ryby chované v akvakultuře měly statisticky prokazatelně nižší průměrnou maximální udržitelnou rychlost plavání ve srovnání s volně žijícími rybami. Navíc spotřeba kyslíku se ukázala jako významně vyšší u ryb chovaných v akvakultuře ve srovnání s volně žijícími jedinci.

### 2.4.2. Potravní chování

Prostředí intenzivního chovu je charakteristické dostatkem potravních zdrojů a jejich pravidelným přísunem, čímž se značně liší od přirozeného prostředí. Tato skutečnost může být nevýhodou při vysazování odchovaných ryb do volných vod za účelem podpory volně žijících populací (Pasquet, 2018).

Ryby mění své potravní návyky vlivem domestikace. Dánio pruhované (*Danio rerio*) (Robinson a Rowland, 2005) a losos kisuč (*Oncorhynchus kisutch*) (Reinhardt a kol., 2001) mění chování během krmení již po jedné generaci v intenzivním chovu. Domestikovaní jedinci dánia pruhovaného plavou blízko hladiny namísto spodní části vodního sloupce, jak je běžné u volně žijících jedinců (Robinson a Rowland, 2005). Stejný problém byl pozorován u juvenilních uměle odchovaných platýsů japonských (*Paralichthys olivaceus*), kteří se krmili u hladiny, což způsobilo nepřírodně vysokou úroveň plavání mimo oblast dna, a po vysazení se tak zvyšuje náchylnost k predaci (Furuta, 1996).

Přirozené prostředí na rozdíl od uměle vytvořeného nabízí velké množství různorodých situací, kterým se ryby musí poměrně rychle přizpůsobit (Pasquet, 2018). Odchované ryby vysazené do přirozeného prostředí mají během prvního týdne po vysazení nižší příjem potravy (Munaka a kol., 2000), dále nerozlišují, jaká potrava je pro ně z energetického hlediska nejvýhodnější (Reiriz a kol., 1998) a nevybírají si neznámý typ potravy (Sundström a Johnsson., 2001).

### 2.4.3. Prostředí bez predátorů

Prostředí intenzivních chovů postrádá přítomnost predátora, proto se předpokládá, že dochází ke změně reakce v případě rizika predace. Tento předpoklad byl podpořen studii na pstruhovi duhovém (*Oncorhynchus mykiss*) (Berejikian, 1995), pstruhovi obecném (Johnsson a kol., 1996) a lososovi obecném (*Salmo salar*) (Einum a Fleming, 1997).

Nižší aktivita, vyhýbání se rizikovým oblastem a používání úkrytů u divokých jedinců snižuje úmrtnost způsobenou predátory (Godin, 1997). Alvarez a Nicieza (2003) pozorovali, že pstruh obecný se po dvou generacích stal méně vnímavým na predací riziko. Pstruzi byli aktivní za denního světla, nikoli během noci jako divocí jedinci. Dále divoké ryby reagují na přítomnost predátora rychleji než ryby chované v intenzivních podmínkách (Berejikian a kol., 2003) a dokáží využívat přírodní úkryty k ochraně proti

predaci (Griffiths a Armstrong, 2002). Domestikace může ovlivnit reakci na nový neznámý objekt v prostředí, chované ryby se k němu snadněji přibližují a jsou schopny více riskovat (Sundström a kol., 2004). Tento rozdíl v chování souvisí s fyziologickými změnami, jako je srdeční aktivita, pohyblivost či schopnosti plavání (Einum a Fleming, 1997). Výsledky však nejsou tak jasné a ve velkém počtu případů jsou reakce chovaných ryb na predátory proměnlivé a nekonzistentní (Yamamoto a Reinhardt, 2003).

Některé novější publikace potvrzují složitost vztahů mezi antipredačním chováním a umělým odchovem. Salvanes (2017) zkoumal antipredační chování u juvenilního lososa obecného (věková kategorie 1+), který pocházel z jiker divokých jedinců a byl odchován v intenzivních podmínkách ve srovnání s divokými jedinci pocházejícími ze stejné populace. Ryby byly testovány ve dvou prostředích, v prvním došlo k jejich vystavení simulovanému útoku predátora a ve druhém bylo sledováno chování ve volném prostoru (open-field test). Napodobenina predátora byla vytvořena z vodovodního kohoutku připomínajícího ptačí hlavu a byla z dálky spouštěna nad sledované akvárium pomocí struny připevněné ke kohoutku. Test se zmíněnou napodobeninou ptačího predátora neprokázal rozdíly ve spontánní únikové reakci, nicméně po této první reakci zůstali intenzivně odchovaní juvenilní lososi kratší dobu v úkrytu z květináče než divocí jedinci. V případě open-field testu byli jedinci z intenzivního chovu více aktivní a trávili méně času v oblasti stěn akvária ve srovnání s druhou testovanou skupinou divokých ryb. Stejný výsledek pozoroval Tang a kol. (2017) u plůdku amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*), kdy obě testované skupiny vykazovaly antipredační chování, intenzivně odchovaní jedinci se však pohybovali v rizikových oblastech a při vystavení skutečnému rybímu predátorovi v podobě vřeténky mandarín (*Synchiropus splendidus*) byla většina z nich ukořistěna. Tyto studie ukazují, že intenzivně odchované ryby sice stále mohou reagovat na přítomnost predátora, nicméně vykazují odvážnější chování, které jejich náchylnost k predaci zvyšuje.

#### **2.4.4. Sociální chování**

Sociální chování, jako je například hejnové chování, patří do života ryb a je popsáno u více než 25 000 druhů (Shaw, 1978). Obecně hejno zajišťuje ochranu před potenciálním predátorem díky tomu, že konkrétní kořist je ve skupině nezjistitelná. Hejno také zvyšuje účinnost hledání potravy a zároveň je množství potravy připadající na jednotlivce ve skupinách vyšší než u samotářských ryb (Pasquet, 2018). V intenzivním chovu dochází

k výrazné změně prostředí ve srovnání s volnými vodami a omezený prostor může mít za následek sníženou reakci ryb na environmentální podněty (Wood-Gush a Westergaard, 1989) V intenzivních podmínkách jsou ryby krmeny *ad libitum* (dle libosti), tím pádem dochází ke snížení intenzity prozkoumávání okolního prostředí (Wright a kol., 2006) a vyhýbání se predátorům (Lucas a kol., 2004). Některé studie prokazují, že dochází k nárůstu agresivity, například u medaky japonské (*Oryzias latipes*) (Ruzzante a Doyle, 1993), i že je agresivita vyšší u domestikované linie pstruhů duhových, chované v zajetí přes 100 let (minimálně 25 generací) (Lucas a kol., 2004).

Selekce podle ekonomických kritérií, jako jsou velikost či růst, může sekundárně vést k selekci nejvíce odvážných a agresivnějších jedinců (Lorenzo a kol., 2012). Studie Berejikiana a kol. (1999) prokázala, že losos kisuč chovaný na farmě po mnoho generací je agresivnější a odvážnější než jedinci, kteří se sice vylíhli na farmě, ale pocházejí od divokých rodičů. Konkurenční chování je u volně žijících a intenzivně chovaných ryb stejné, avšak liší se v provedení a intenzitě (Berejikian a kol., 2001). Například vysoká hustota chovaných pstruhů obecných v nádržích vyvolala menší teritorialitu, a tak nižší agresivitu během konfrontací (Sundström a kol., 2003). Kompetice a dominance byly testovány u lososa čavyča (*Oncorhynchus tshawytscha*) a výsledky ukázaly, že divoké ryby byly agresivnější než jedinci z první generace (F1) chované v akvakultuře (Pearsons a kol., 2007). Obecně je důsledkem dominance lepší míra růstu dominantních jedinců bez ohledu na jejich původ (divoké nebo intenzivně chované ryby).

Důležitým důsledkem úrovně agresivity mezi jednotlivci je vznik kanibalismu (Baras, 2012). Kanibalismus je přírodní jev, který slouží k regulaci přirozených populací mnoha druhů ryb, ale v intenzivních chovech má kanibalismus negativní vliv na přežití, někteří jednotlivci přecházejí od poskytovaného plnohodnotného krmiva k útokům a konzumaci ostatních ryb z obsádky (Pasquet, 2018).

## **2.5. Vysazování intenzivně odchovaných ryb do volných vod a problémy s tím spojené**

Vysazování uměle odchovaných ryb do volných vod se často využívá k podpoře a zachování rybích populací, zejména ve sladkovodních ekosystémech (Lorenzen a kol., 2012). Programy spojené s vysazováním ryb jsou považované za úspěšné, pokud uměle odchované ryby ve volných vodách přežijí a poté i rostou, což přispívá k udržování

ohrožených či ubývajících populací a zároveň ke zvýšení rybářských úlovků (Tsuboi a kol., 2019).

Pro úspěšnou podporu přirozených populací je stěžejní přežití vysazených ryb. Svasand a kol. (1989) uvádějí, že odhadovaná úmrtnost vysazené tresky obecné (*Gadus morhua*) je alespoň dvakrát vyšší než u volně žijících nedospělých jedinců. Uměle odchovaný platýs japonský také vykazuje masivní úroveň úmrtnosti v prvních dnech po vysazení, především kvůli ztrátám ryb, které postrádají vhodné pigmentové vzorce (Blaxter, 2000) a vykazují nevhodné reakce na přítomnost predátora (Furuta, 1996). Úmrtnost je vyšší v prvních dnech po vysazení, nikoli v následujících měsících (Blaxter, 2000; Svasand a kol., 2000). Pokud se uměle odchovaným rybám podaří přežít první týden v přírodních podmínkách, je šance na dlouhodobé přežití značně zvýšena (Brown a Smith 1998). Tato krátká doba po vysazení představuje hlavní cílové období, na které by měl být směřován budoucí výzkum.

Jak už bylo zmíněno v předchozí kapitole, chování, které zamezuje predaci, je u uměle odchovaných ryb špatně vyvinuté. Ryby chované v zajetí nejsou připraveny na přítomnost dravců, jelikož s nimi nemají žádné zkušenosti z prostředí intenzivního chovu. Predace je považována za hlavní příčinu úmrtnosti vysazených ryb (Howell, 1994). Navíc jedinci, kteří mají problém s příjmem přirozené potravy, jsou oslabeni hladověním, náchylnější k riskování a pravděpodobněji se stanou obětí predace.

Jelikož se v intenzivním chovu používá uměle vyráběné krmivo, které je předkládáno v pravidelných intervalech na stejné místo (zpravidla na hladinu) a ve stejném množství, dochází ke změně potravního chování. Jedním z hlavních problémů je skutečnost, že si ryby zvyknou na předkládání krmiva na hladinu (Robinson a Rowland, 2005) a jsou poté snadno viditelné a ukořistěné rybožravými predátory. Stunz a kol. (2001) ve své studii zjistili, že se uměle odchované juvenilní smuhy červené (*Sciaenops ocellatus*) v nádrži zdržují ve vodním sloupci jen pár centimetrů pod hladinou. Na druhou stranu při sledování chování divokých jedinců smuhy v nádržích bylo zjištěno, že vyhledávají oblasti s úkryty u dna a tato stanoviště příliš neopouštějí.

Navíc po vysazení mají intenzivně odchované ryby často problémy s příjmem potravy. Mnoho z nich nemusí přijímat potravu několik dní (Paszkowski a Olla, 1985), týdnů (Miller, 1954) nebo až měsíc (Usher a kol., 1991).

Lorenzen a kol. (2012) i Klefoth a kol. (2012) uvádějí, že domestikované ryby jsou odváznější a rychleji rostou, díky čemuž vykazují vyšší míru příjmu potravy a jsou tak náchylnější k odlovu rybáři. Uměle odchované ryby také mají větší sklony



k prozkoumávání okolí než divocí jedinci (Klefoth a kol. 2012; Koeck a kol. 2019). Další studie prokazují, že domestikované lososovité i kaprovité ryby je mnohem snadnější ulovit než jedince s nižším stupněm domestikace (Mezzera a Largiadèr, 2001; Klefoth a kol., 2012). Podle několika studií se předpokládá, že pasivní lovná zařízení, jako jsou tenatové sítě nebo rybářské náčiní, selektivně loví odvážné, explorativní, agresivní, stresu odolné, aktivní a riskující ryby (Biro a Post 2008; Arlinghaus a kol. 2017; Diaz Pauli a Sih 2017; Louison a kol. 2017; Klefoth a kol. 2017).

Vysazování uměle odchovaných ryb může mít navíc i negativní vliv na původní populace ryb vyskytujících se ve volných vodách. White (1995) poukazuje, že vysazené ryby mohou v důsledku predace, zvýšené konkurence, dřívější migrace, genetického driftu, atraktivitě pro predátory a přenosu nemocí negativně ovlivnit divoké ryby. Ačkoliv někteří autoři (Brännäs, 1995; Glova a Field-Dodgson, 1995) pozorovali konkurenční nadřazenost lososovitých ryb žijících v přírodním toku nad vysazenými rybami, Nickelson a kol. (1986) naopak popisují konkurenční výhody uměle odchovaných ryb, které způsobily až vytlačení divokých ryb z jejich původních stanovišť.

Avise a Hamrick (1996) uvádí, že vysazování jedinců z neautochtonních populací by mohlo mít závažné účinky na genetickou strukturu místních populací a vážně ohrozit jejich udržení vlivem škodlivých účinků inbreedingu a outbreedingu, což má za následek snížení přizpůsobení k místním podmínkám. Například Duftner a kol. (2005) zjistili, že genetické složení populace lipanů podhorního (*Thymallus thymallus*) z řeky Drávy v jižních Alpách se vážně změnilo díky vysazování ryb patřících k severoalpské linii, jelikož pouze 62 % ryb, z nichž byly odebrány vzorky, neslo haplotypy původní jihoalpské linie. Proto je třeba zdůraznit skutečnost, že se musí pečlivě zvážit výběr násadového materiálu, má-li se zabránit genetickému „znečištění“ volně žijící populace (Doyle a kol., 2001). Ideálně by zdroj generačních ryb měl být z populace, která má být podpořena. V některých případech (např. líhně na lososy ve Velké Británii) jsou generační ryby odchyťovány během místních výtěrů každou sezónu (Brown a Day, 2002)

### **2.5.1. Adaptace intenzivně odchovaných ryb na prostředí volných vod**

V této podkapitole jsou uvedeny konkrétní příklady vysazení uměle odchovaných ryb do přirozeného prostředí, a především výsledky této činnosti, která bude v budoucnu důležitá pro posílení ohrožených populací či jejich úplnou obnovu.

Turek a kol. (2010a) zkoumali růst a migraci od bodu vysazení lipana podhorního v řece Blanici. Vysazení lipani pocházeli z rybníka, kde byli krmeni přirozenou potravou, z umělého chovu krmeni suchým krmivem a poslední skupinou byli divocí jedinci z řeky. Ryby byly individuálně označeny a po 168 dnech po vysazení bylo zjištěno, že divoké ryby z kontroly vykazovaly vyšší pravděpodobnost, že budou znovu odchyceny než jedinci z rybníka a umělého chovu, a také více zůstávaly na stanovištích, kam byly vysazeny. Též bylo pozorováno, že počáteční nižší kondice uměle odchovaných ryb byla po odchytu vyrovnána na úroveň divokých jedinců, což napovídá, že jedinci, kteří po vysazení zůstali ve studovaných sekcích, byli schopni přizpůsobit se podmínkám řeky.

Dále Turek a kol. (2010b) vysadili uměle odchovaného pstruha obecného do tří sekcí řeky Blanice. V těchto sekcích navíc označili divoké populace pstruha obecného a lipana podhorního. Jako kontrola byly další tři sekce pouze s označenými divokými rybami bez přítomnosti vysazených ryb. Po šesti měsících bylo zjištěno, že vysazení uměle odchovaných ryb nemělo vliv na růst divokých jedinců. V kontrolních úsecích byla zaznamenána statisticky nižší míra opuštění původní sekce výskytu juvenilních pstruhů obecných (9 %) oproti sekcím s přítomností uměle odchovaných vysazených ryb (36 %), což naznačuje, že vysazení pstruhů může mít výrazný vliv na část divoké populace.

Horká a kol. (2015) zjistili statistické rozdíly v migraci mezi uměle odchovanými a divokými jedinci lipana podhorního. Uměle odchované ryby urazily celkově vyšší celkovou migrační vzdálenost, hlavně v důsledku poproudové migrace. Moore a kol. (2012) zkoumali přežití a migraci uměle odchovaného pstruha duhového ve srovnání s divokými rybami v průběhu tří let. Dvě zkoumané populace uměle odchovaných jedinců pocházely ze dvou líhní (v každé byly odchovány obě populace), ve kterých se lišilo odchovné prostředí (hustota obsádky a tvar nádrží). Ryby odchované v nižších hustotách a v kruhových nádržích vykazovaly stejné přežití jako divocí jedinci. Avšak ryby chované ve vyšších hustotách a v obdélníkových nádržích vykazovaly snížené přežití ve srovnání s volně žijícími rybami. Moore a kol. (2012) také zjistili, že rozsah migrace pro ryby z obou líhní byl menší než u divokých pstruhů.

Taylor a kol. (2017) porovnávali využití prostoru a aktivitu divokých a odchovaných smuh japonských (*Argyrosomus japonicus*) za použití akustické telemetrie. Dospělí jedinci byli v řece sledováni po dobu 288 hodin. Ryby odchované v líhni využívaly výrazně větší prostor s vyšší mírou aktivity než volně žijící ryby, což může zapříčinit zvýšení náchylnosti k predaci. Porovnáním počátečního pohybu po vysazení, využití habitatu, růstu a úmrtnosti mezi uměle odchovanými a divokými juvenilními okounky

floridskými (*Micropterus floridanus*) pomocí radiové telemetrie se zabýval Thomson a Porak (2016). Výsledky ukázaly, že označené vysazené ryby z intenzivních podmínek sice vykazovaly větší pohyb a vyšší podíl ryb vzdálených od pobřeží, ale zároveň pomalejší růst a vyšší náchylnost na predaci než divocí okounci.

V případě jeseterů byla v nedávné době provedena studie Iani a kol. (2019), kteří na řece Dunaj zjišťovali migraci uměle odchovaných jeseterů na trdliště. V této studii byly odchyceny 4 exempláře jeseterů ze záchranných programů z celkového počtu 34 jedinců migrujících proti proudu řeky na trdliště. Úlovky byly zaznamenávány po dobu 42 dnů vědeckého rybolovu na 50,23% šířky Dunaje. Během odlovu byly odchyceny tři ze čtyř původních druhů: 4 vyzy velké, 27 jeseterů hvězdnatých a 3 jeseteři ruští. Ze záchranných programů byli tři jeseteři ruští a jeden jeseter hvězdnatý. Zachycené exempláře nepředstavují pouze první registrované jedince, kteří se vrací do své domovské řeky, ale také skutečnou šanci na obnovení populace jesetera ruského v Dunaji. Iani a kol. (2019) také uvádějí, že se podle jejich informací jedná o první záznam návratu vysazených jeseterů do jejich domovské řeky a že určení hlavních faktorů, které to umožnily, může být zásadní a představuje skutečný průlom v ochraně jesetera. Podle Ianiho a kol. (2019) je úspěch vysazování více pravděpodobný za přítomnosti divokých jedinců, od kterých se vysazení jedinci mohou „naučit“ cestu na trdliště.

### **2.5.2. Podpora adaptace intenzivně odchovaných ryb na přirozené prostředí**

Existuje řada strategií, jako je snížení hustoty ryb, krmení živou potravou či simulované útoky predátorů, které mohou intenzivně odchované ryby lépe připravit na podmínky volných vod (Brown a kol., 2003; Lee a Berejikian, 2009; Brockmark a Johnsson, 2010). Ukázalo se, že všechny tyto úpravy podmínek odchovu napomáhají k vyššímu přežití po vysazení ryb do přirozených podmínek. Například pokud byla mořská forma pstruha obecného chovaná od stádia očních bodů v nádržích (1 x 1 m) v nízkých (150 jedinců), středně hustých (600 jedinců) a vysokých obsádkách (2500 jedinců), rostli pstruzi z nádrže s nízkou obsádkou v intenzivním chovu rychleji než ostatní skupiny. Navíc při vysazení ryb do experimentální části toku, která byla 95 metrů dlouhá a ohraničená pletivem z nerezové oceli, vykazovali pstruzi chovaní ve vysoké hustotě nejnižší přežití a jedinci chovaní v nízké hustotě obsádky rostli nejrychleji i v přírodních podmínkách (Brockmark a Johnsson, 2010). Také lososi obecní, kteří se

živili přirozenou potravou a byli vystaveni simulovaným útokům predátorů, vykazovali nižší odvahu ve srovnání s jedinci chovanými v běžných podmínkách (Roberts a kol., 2011). Tyto studie ukazují, že chovné podmínky, které napodobují přírodní prostředí, by mohly podpořit přežití vysazovaných ryb.

Brignon a kol. (2018) porovnali odvahu a chování při získávání potravy u divokého a odchovaného sivena velkohlavého (*Salvelinus confluentus*). Jedinci z volných vod a jedinci odchovaní v zajetí v komplexních podmínkách (přidání 2,5 – 5 cm kamenů na dno pro vytvoření přírodě bližších podmínek) vykazovali vyšší úroveň odvahy a schopnosti lovit kořist než ryby chované v běžných podmínkách umělého chovu. Tyto výsledky naznačují, že chov ryb v nepřírodných, nicméně komplexnějších podmínkách prostředí by mohl vytvořit fenotyp, který bude bližší volně žijícím rybám ve srovnání s konvenčním odchovem.

Podle McLeana (1997) je jedním z klíčových aspektů úspěšné reintrodukce zajistit, aby prostředí chovu podněcovalo vývoj přírodě blízkého chování. Studie Maynarda a kol. (1996a) prokazuje, že pokud se uměle odchovaný plůdek lososa čavyča, který byl odchováván po dobu tří měsíců, krmil každé ráno živou potravou (larvy hmyzu) a teprve poté mu bylo podáváno suché krmivo, tak i tato jedna dávka zlepšila schopnost lokalizace živé potravy a ryby se navíc více pohybovaly v oblasti dna, nejspíše vzhledem k přítomnosti pakomárů na dně nádrže během příkrmování. To může mít za důsledek výrazně vyšší míru přežití po vysazení. Naeslund (1992) zjistil, že pstruh obecný chovaný v rybnících po vysazení do toku vykazoval vyšší přežití než ryby standardně uměle odchované. Ryby jsou totiž v rybníčních podmínkách vystaveny přirozené teplotě, světelnému režimu, složitější struktuře habitatu, omezeným zásobám živé kořisti a také tlaku ptačích predátorů.

U ryb je známo, že předchozí zkušenosti s predátory výrazně zlepšují reakce na jejich další útoky (Brown a Warburton, 1999). Ryby mohou dokonce vykazovat zvýšené přežití interakcí s jednotlivci, kteří mají zkušenosti s predátory (Brown a Laland, 2001). Brown a Laland (2001) navrhují, že by se „trénování“ na přítomnost predátorů mohlo zavádět ve velkém měřítku. Vše nasvědčuje tomu, že by tato činnost mohla proběhnout relativně rychle, jelikož ryby, které přežijí první dny po vysazení, si ihned osvojí schopnosti nutné pro přežití v přírodě. Studie Olly a Davise (1989) i Hossaina a kol. (2001) nasvědčují, že pouhá jediná expozice predátorům může podstatně změnit chování ryb při jejich následné interakci s predátorem. Laboratorní experimenty také ukazují, že chování při hledání potravy závisí na předchozí zkušenosti ryb (Stradmeyer a Thorpe, 1987; Reiriz a kol.,

1998). Učení umožňuje jednotlivcům zlepšit rozpoznávání kořisti či režim útoku, což je nezbytné pro zvýšení účinnosti hledání potravy v přírodě (Hughes a kol., 1992).

Jak ukázaly výše zmíněné studie, bylo by možné zavést mnoho opatření pro zvýšení přežití uměle odchovaných ryb po vysazení do přírody. Mnoho z uvedených doporučení by mohlo být realizováno relativně snadno a může přinést velká zlepšení. Uskutečnění zmiňovaných opatření nemusí být časově náročné ani nákladné vzhledem k rychlému učení ryb.

### 3. Materiál a metodika

V Laboratoři řízené reprodukce a intenzivního chovu ryb Fakulty rybářství a ochrany vody v Českých Budějovicích (FROV JU) byl od 26.11.2019 do 4.3.2020 proveden experiment, jehož hlavním cílem bylo optimalizovat krmnou technologii v intenzivním chovu jesetera sibiřského a potlačit negativní návyky, které při stávající technologii odchovu u tohoto druhu vznikají, především se jedná o eliminaci příjmu krmiva z hladiny. Během experimentu byly ryby v pravidelných intervalech umístěny do pozorovacích nádrží a natáčeny videokamerami (DS-2CD2043G0-I, Hikvision, Hangzhou, Čína). Záznamy videa byly následně analyzovány za účelem zjištění vlivu různých krmných režimů a také vlivu pětidenního a desetidenního hladovění na chování jeseterů.

#### 3.1. Původ a rozkrm larev jesetera sibiřského

Plůdek jesetera sibiřského (4. den po vylíhnutí (dph); počáteční tělesná hmotnost  $0,04 \pm 0,01$  g; celková délka  $17 \pm 0,7$  mm) byl získán z líhně Fischzucht Rhönforelle GmbH & Co. KG, Gersfeld, Německo. Ryby byly přepraveny autem v polyethylenových vácích umístěných v termoboxu do Ústavu akvakultury a ochrany vod Fakulty rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Polyethylenové vaky byly z 1/3 naplněny vodou a ze 2/3 kyslíkem. Na obrázku č. 1 je zobrazen plůdek po otevření polyethylenového pytle.

Po postupné aklimatizaci ryb na parametry vody v recirkulačním systému (zvyšování teploty o  $1\text{ }^{\circ}\text{C}$  za hodinu z  $12\text{ }^{\circ}\text{C}$  na  $18\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) byli jeseteři umístěni do šesti bílých obdélníkových nádrží s rozměry  $23 \times 33,5 \times 84,5$  cm a objemem vody 24 l, ve kterých docházelo k výměně vody 3,5krát za hodinu. Koncentrace kyslíku (%), pH a teplota ( $^{\circ}\text{C}$ ) byly během experimentu dvakrát denně monitorovány pomocí multimetru (Hach Lange HQ40d, Německo). Koncentrace amoniaku ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) a dusitanů ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) byly měřeny každý druhý den přenosným spektrofotometrem (DR 2800, Hach Lange, USA). V tabulce č. 1 jsou uvedeny průměrné hodnoty těchto sledovaných parametrů během trvání celého experimentu. Intenzita světla byla nastavena na 200 - 300 luxů na vodní hladině (DT-8809, Cem, Čína) a fotoperioda byla konstantní (12 hodin světlo, 12 hodin tma).

S počátkem exogenního příjmu potravy, který nastává okolo 10. dph, byly larvy po dobu 10 dní krmeny 5krát denně směsí nauplií žábřonožky solné (*Artemia salina*) ve

velikosti 430 - 460  $\mu\text{m}$  (líhivost nad 260 000 nauplii  $\cdot \text{g}^{-1}$ ; Ocean Nutrition) a nasekané živé nítěnky (*Tubifex tubifex*) v poměru 50 : 50. Poté byly ryby po dobu čtyř dnů (20 – 23 dph) postupně převáděny na komerční peletované krmivo (Nutra 0,5 mm, Skretting, Norsko), při tomto převodu byly ručně krmeny ve dvouhodinových intervalech od 8:00 do 18:00.



**Obrázek č. 1:** Rozplavaný plůdek jesetera sibiřského přepravovaný v polyethylenovém pytli.

**Tabulka č. 1:** Průměrné parametry sledovaných hodnot vody.

Parametr	Průměrná hodnota
Teplota ( $^{\circ}\text{C}$ )	$19 \pm 1$
pH	$7 \pm 0,3$
$\text{O}_2$ (%)	$90 \pm 5$
$\text{NH}_4^+$ ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )	$0,05 \pm 0,01$
$\text{NO}_2^-$ ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )	$0,05 \pm 0,02$

### 3.2. Popis krmeného experimentu a systému pro odchov

Jeseteři převedení na suché krmivo (23 dph) byli náhodně rozesazeni do 12 nádrží s rozměry  $23 \times 33,5 \times 84,5$  cm, objemem vody 50 l a výměnou vody v nádrži 1,6krát za hodinu v hustotě  $5,7 \text{ jedinců} \cdot \text{l}^{-1}$ . Pro zvýšení kondice a přežití docházelo až do věku 46 dph k příkrmování směsí nitěnky a suchého krmiva. Hustota obsádky jeseterů (46 dph) byla vyrovnána na  $2,5 \text{ jedinců} \cdot \text{l}^{-1}$ . Ve věku 48 dph byly zavedeny čtyři režimy krmení (experimentální skupiny) ve třech opakováních:

1. DFSF – krmení na hladinu ve dne
2. NFSF – krmení na hladinu v noci
3. DFBF – krmení na dno ve dne
4. NFBB – krmení na dno v noci

Jeseteři byli krmeni komerčními peletami (Nutra 0,5 - 1 mm, Skretting, Norsko) předkládanými na vodní hladinu (DFSF a NFSF) nebo na dno (DFBF a NFBB). Krmení bylo na dno odváděno pomocí přivrtaného trychtýře, na který byla napojena hadička o průměru 1,5 cm. Odchovné nádrže před umístěním automatických krmítek jsou zobrazeny na obrázku č. 2. Ryby byly 6krát denně krmeny automatickými krmítky (Eheim, model 3582, Německo), u denního režimu krmení probíhalo v 8:00, 10:00, 12:00, 14:00, 16:00, 18:00 a 20:00, u nočního režimu ve 20:00, 22:00, 24:00, 2:00, 4:00, 6:00 a 8:00. V nádržích byly umístěny vzduchovací válce, které zajišťovaly dostatečnou koncentraci rozpuštěného kyslíku ve vodě. Odstranění hrubých částic větších než  $70 \mu\text{m}$  bylo zajištěno mechanickým bubnovým filtrem (AEM Products, Basic model). Odstranění amoniaku z vody probíhalo v ponořeném biologickém nitrifikačním filtru, jehož náplň tvořily plastové elementy (RATZ), které sloužily jako podklad pro nitrifikační bakterie. Pokud byla v důsledku funkce biologického filtru naměřena nižší hodnota pH, došlo k jeho navýšení pomocí sody.

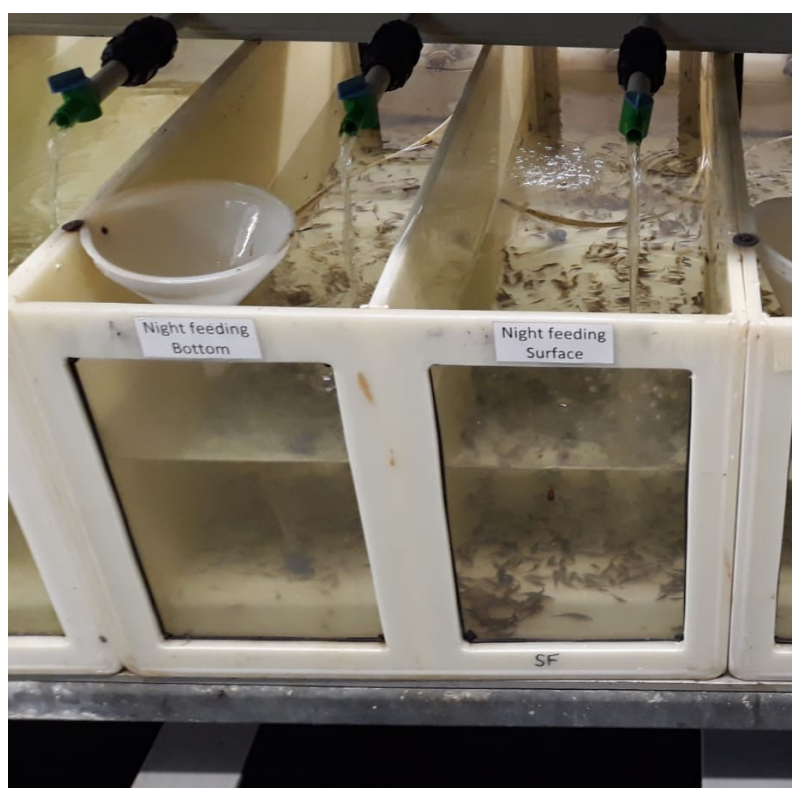
Ve věku 48 dph bylo provedeno první natáčení videozáznamu pro zjištění chování jeseterů před zavedením krmných režimů. Po zavedení krmných režimů probíhalo každých 20 dní natáčení jeseterů pro zjištění vlivu krmných režimů na chování ryb. Pro natáčení bylo z každé z 12 odchovných nádrží vybráno 20 ryb. Po jejich natočení byly testované ryby (tj. 20 ryb z každé odchovné nádrže) přemístěny do 12 nádrží určených pro hladovění ( $23 \times 33,5 \times 84,5$  cm; objem vody 50 l), přičemž i v těchto nádržích byly ryby rozesazeny podle toho, do jaké testované skupiny patřily (NFBB, NFSF, DFBF nebo



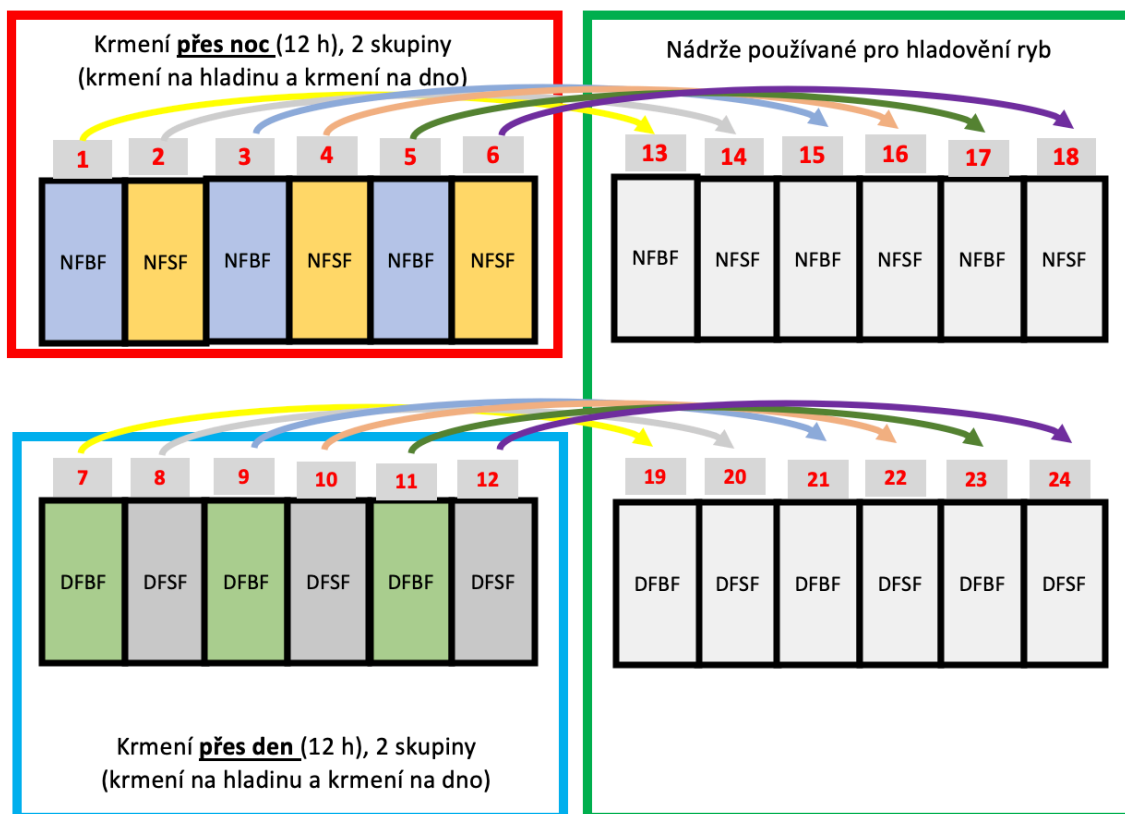
DFSF), aby mohlo dojít k porovnání vlivu hladovění na jednotlivé skupiny. Do každé z těchto nádrží bylo umístěno právě 20 ryb. Vliv hladovění na chování ryb nebyl vzhledem k malé velikosti zkoumán u jeseterů před zavedením krmných režimů (48 dph).

Pro lepší pochopení je schéma rozmístění nádrží zobrazeno na obrázku č. 3. Hladovění probíhalo tak, že testované ryby nebyly krmeny po dobu 5 dní, poté byly natočeny a vráceny zpět do nádrží na hladovění. Po dalších 5 dnech hladovění (celkově tedy 10 dní) byly naposledy natočeny. Po desetidenním hladovění byly testované ryby vyřazeny z experimentu, aby nedošlo k jejich opakovanému použití.

Celý experiment včetně rozkrmu trval 100 dní.



**Obrázek č. 2:** Popsané odchovné nádrže s trychtýři před umístěním automatických krmítek a hadiček, které vedly vodu z přítoku do trychtýře a zajišťovaly odvod krmiva.



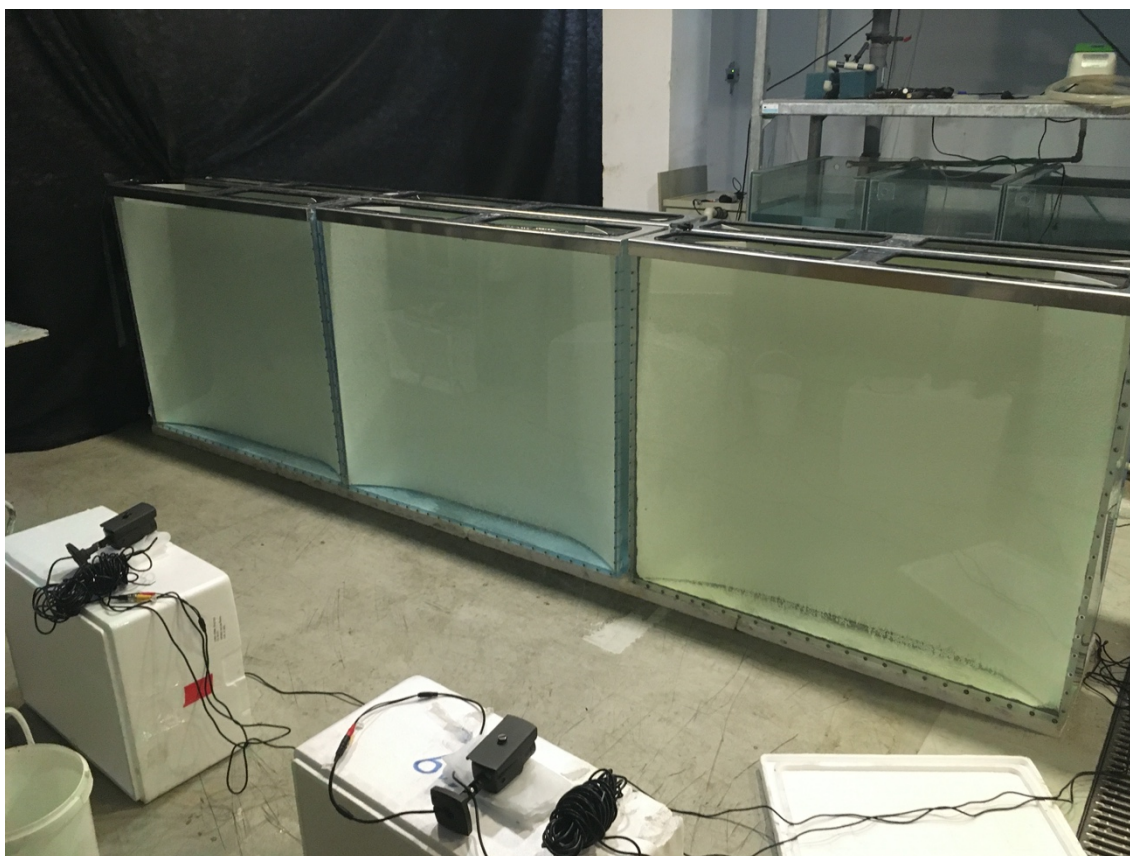
**Obrázek č. 3:** Schéma rozmístění nádrží na odchov a hladovění jeseterů.

### 3.3. Natáčení chování jeseterů pomocí kamer s videorekordérem

Natáčení videa probíhalo v akrylátových průhledných pozorovacích nádržích s rozměry 1000 × 1000 × 200 mm a objemem vody 200 l (obrázek č. 4). Do nádrží byly vloženy bílé plastové desky, jejichž úkolem bylo vytvořit jednotné pozadí bez odrazů ryb, které by měly za následek ovlivnění výsledků experimentu. Před natáčením ve věku 68 dph byly tyto desky po stranách provrtány a za ně bylo umístěno vzduchování ve formě vzduchovacích válců, aby nedocházelo k deficitům kyslíku, což by mělo znovu za následek změnu chování ryb a ovlivnění výsledků. Před každým natáčením byly nádrže naplněny vodou z odchovného systému (kyslík > 90 %, pH 7 ± 0,3, teplota 19 ± 1 °C). Jak již bylo zmíněno, první natáčení proběhlo ve věku 48 dph za účelem zjištění chování jeseterů před zavedením krmných režimů, kdy bylo náhodně vybráno 60 ryb, které byly po 20 jedincích umístěny do pozorovacích nádrží. Od této chvíle bylo každých následujících 20 dní (tj. 68., 88. a 108. dph) do pozorovací nádrže umístěno 20 ryb z každé odchovné nádrže, celkem 60 ryb z každé testované skupiny, které byly následně natočeny pomocí videokamer umístěných 100 cm před nádržemi. Na obrázku č. 4 jsou zobrazeny

videokamery zabírající připravené nádrže pro natáčení. Před každým natáčecím dnem proběhla hodinová adaptace ryb v pozorovacích nádržích pro zotavení ze stresu z přelovení. Poté byly každé čtyři hodiny natočeny hodinová videa. Video byla natáčena vždy v následujících časových intervalech 8:00 – 9:00, 12:00 – 13:00, 16:00 – 17:00, 20:00 – 21:00, 24:00 – 1:00, 4:00 – 5:00. Horní část nádrží byla zakryta pomocí sakoviny, aby nedocházelo k vyskakování jeseterů.

Natáčení ryb po pětidenním hladovění proběhlo ve věku 73, 93 a 113 dph. Jeseteři po desetidenním hladovění byli natočeni ve věku 78, 98 a 118 dph. Natáčení ryb, které byly vystaveny procesu hladovění, probíhalo ve stejných pozorovacích nádržích a byl dodržován stejný postup, který je popsán výše.



**Obrázek č. 4:** Videokamery zabírající jednotlivé pozorovací nádrže před nasazením jeseterů sibiřských.

### 3.4. Analýza videí

Analýza videí probíhala pomocí softwaru MATLAB. Vstupní data byla tvořena videozáznamy jeseterů v pozorovací nádrži ve formátu mp4 s rozlišením 1920 x 1080.

Délka každého videozáznamu byla 60 minut. Na obrázku č. 5 je možné vidět, jakým způsobem natočené video před úpravou vypadalo. Pohled kamery čelně zabíral nádrž o rozměrech 1 x 1 m. Videozáznam pokrýval sledovanou nádrž i části okolních nádrží. Jeseteři volně plavali v nádrži. Záznamy byly pořizovány jak během dne, tak během noci, přičemž denní záznam byl pořízen ve viditelném spektru, noční záznam v blízkém infračerveném spektru při použití infračerveného osvětlovače a infračervené kamery.



**Obrázek č. 5:** Ukázka vstupních video záznamů. V nádrži uprostřed videa se vyhodnocuje chování jeseterů.

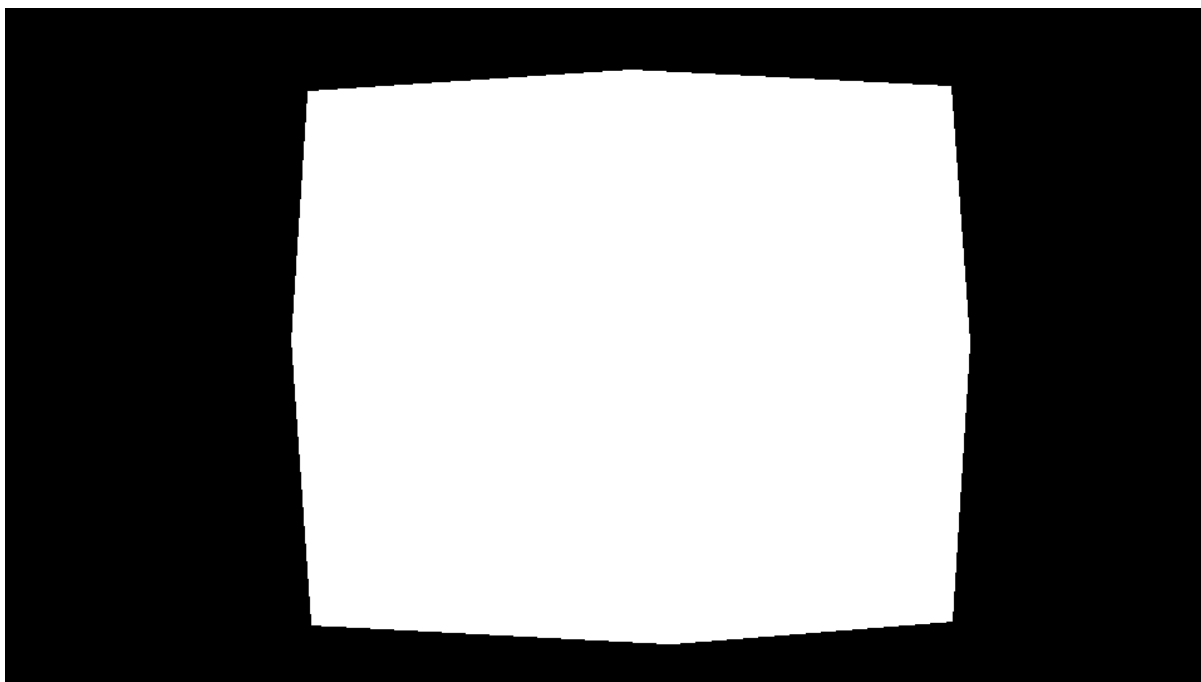
Zpracování videí proběhlo ve třech krocích:

- 1) Manuální vytvoření masky pro aktuální nádrž
- 2) Detekce pohybujících se objektů (jeseterů) a jejich lokalizace
- 3) Výpočet popisných parametrů chování z pozic objektů

- 1) Manuální vytvoření masky pro aktuální nádrž

Uprostřed každého videozáznamu se nacházela sledovaná nádrž, pro kterou se analyzovalo chování jeseterů a kolem této nádrže byly i další objekty. Proto bylo nutné ručně označit oblast hlavní nádrže a pro každý videozáznam byla ručně vytvořena maska. Maska byla tvořena osmiúhelníkem, který označoval sledovanou nádrž. Ukázka masky je zobrazena na obrázku č. 6, kde černá oblast definuje okolí a bílá oblast definuje

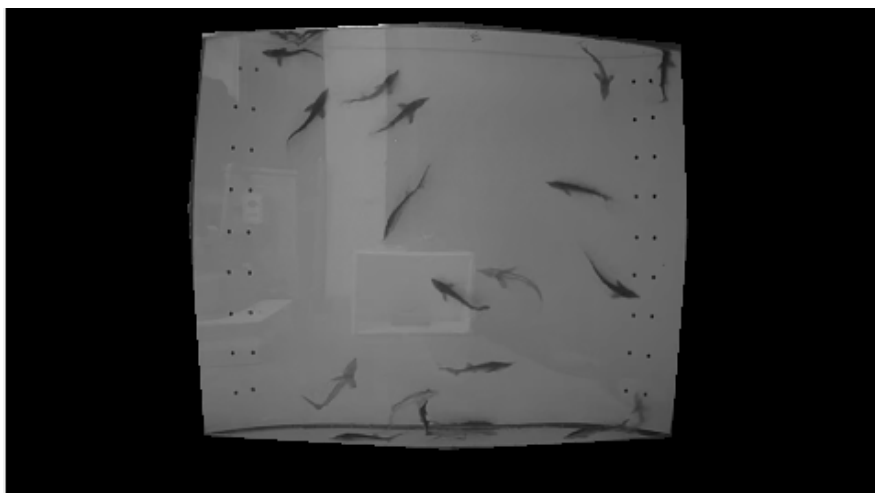
sledovanou nádrž. Masky byly vytvořeny pro všechna videa a odpovídaly rozlišení daného videozáznamu.



**Obrázek č. 6:** Ukázka ručně vytvořené masky. Bílá oblast označuje sledovanou nádrž, černá oblast označuje okolí.

## 2) Detekce pohybujících se objektů (jeseterů) a jejich lokalizace

Lokalizace objektů (jeseterů) byla provedena pro každé video samostatně. Pro video byla načtena ručně vytvořená maska. Tato maska byla použita k zamaskování okolí nádrže, jak je možné pozorovat na obrázku č. 7.

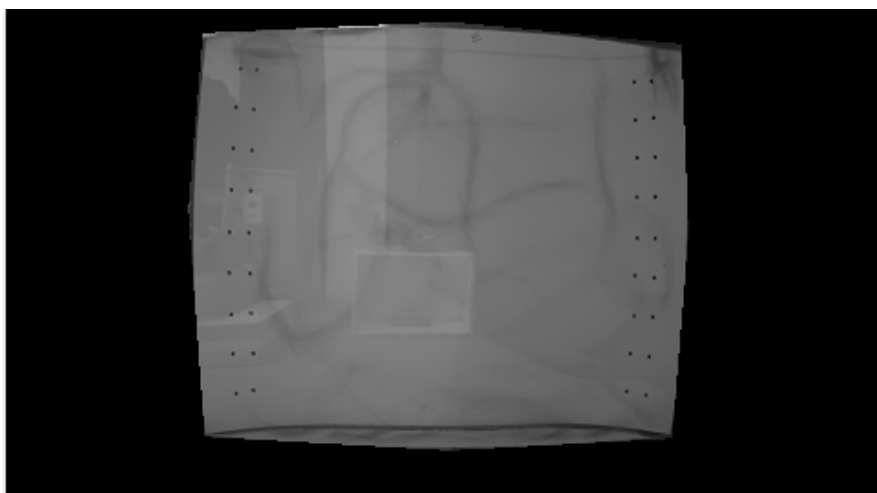


**Obrázek č. 7:** Aplikace masky na video. Viditelná je pouze oblast sledované nádrže.

Po zamaskování okolí byl vytvořen model pozadí nádrže. Jedná se o statistický model, který pro každý bod obrazu vypočítá průměrnou hodnotu barvy a její rozptyl. Model předpokládá, že většinu času se v daném bodě nevyskytuje žádný objekt, a proto většina snímků obsahuje informaci o barvě pozadí. Model byl vytvořen z prvních 200 snímků videozáznamu a následně byl aktualizován v průběhu zpracování celého videa. Obrázek č. 8 zobrazuje průměrnou hodnotu pozadí a obrázek č. 9 rozptyl každého bodu pozadí. Na obou obrázcích jsou patrné pohyby jeseterů.

Pro každý následující obrázek byla provedena detekce objektů odlišných od pozadí. Aktuální obrázek s jesetery byl odečten od modelu pozadí. Rozdíl, který byl větší než 3 směrodatné odchylky (dané variací pozadí) byl považován za bod, který byl odlišný od pozadí (obrázek č. 10).

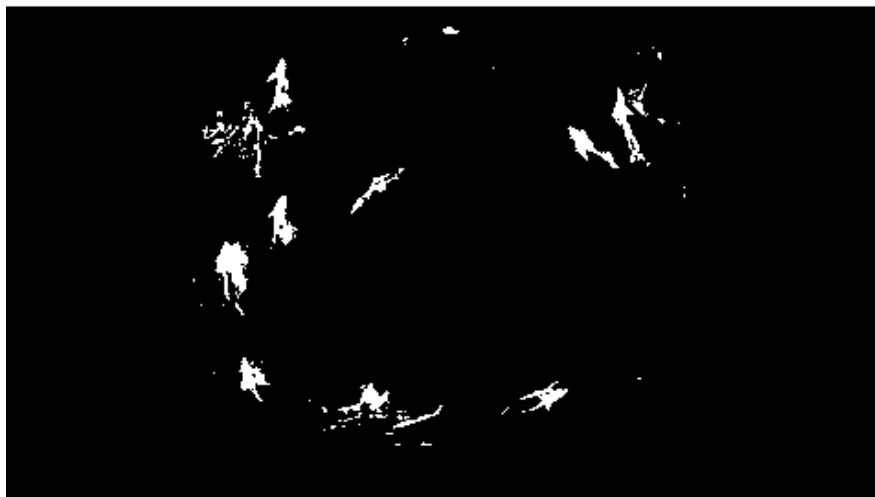
Bílé body představovaly body odlišné od modelu pozadí a byly sdruženy do objektů na základě jejich polohy. Následně proběhla filtrace příliš malých a příliš velkých objektů pro odstranění šumu z obrazu. Pro každý objekt byl spočítán jeho centroid a ten byl uložen do textového souboru. Textový soubor obsahoval pro každý zpracovaný snímek jednu řádku. Na řádce bylo zaznamenáno číslo snímku a také x, y pozice všech detekovaných objektů.



**Obrázek č. 8:** Ukázka modelu pozadí – průměrná hodnota pozadí.



**Obrázek č. 9:** Ukázka modelu pozadí – rozptyl každého bodu pozadí.



**Obrázek č. 10:** Ukázka detekce objektů.

### 3) Výpočet parametrů chování z pozic objektů

Pro všechna videa byla provedena lokalizace objektů a byly sledovány následující parametry popisující chování jeseterů:

Čas strávený v jednotlivých zónách – v každém snímku bylo vyhodnoceno, kde se ryba nachází. Pro tuto oblast byl zvýšen příslušný čas o časový rozdíl mezi snímky. Poté bylo toto číslo normalizováno počtem ryb, celkovým počtem snímků ve videu a počtem snímků za sekundu. Pokud by všechny ryby zůstaly jen v jedné oblasti po celou dobu videa, pak by pro tuto oblast bylo číslo jedna. Zjednodušeně čas strávený v jednotlivých zónách vyjadřuje, kolik času ryby procentuálně pobývaly v definované oblasti. Byly sledovány tyto parametry: celkový čas strávený v dolních 10 % nádrže, celkový čas

strávený v dolních 25 % nádrže, celkový čas strávený v horních 25 % nádrže a celkový čas strávený v horních 10 % nádrže.

Celková aktivita – v každém snímku bylo spočítáno, jak daleko ryba uplavala od snímku předchozího. Uplavané vzdálenosti všech ryb byly sečteny a vyděleny počtem ryb (tím se normalizovalo na počet ryb). Výsledkem bylo, jak daleko průměrně ryby uplavaly v jednom snímku. Výsledné číslo bylo vynásobeno rozměrem nádrže a vyjadřovalo, kolik metrů jeseteři průměrně uplavali za 1 sekundu.

Vypočítané parametry byly uloženy do xls souboru pro následné zpracování.

### **3.5. Statistická analýza**

Data o pohybu jeseterů v zónách a celkové aktivitě byla editována do tabulek v softwaru Excel. Grafy byly konstruovány rovněž v programu Excel. Ke statistickému vyhodnocení výsledků byl použit software STATISTICA 12. Průkazné rozdíly byly testovány na hladině statistické významnosti  $\alpha = 0,05$ . Nejprve vždy byly otestovány předpoklady pro analýzu ANOVA, a to Cochran-Hartley-Bartlet testem. Pro ověření hypotézy, že se chování ryb mění v čase během hladovění, byla použita sumární data bez přiřazení příslušnosti ke skupinám lišícím se způsobem aplikace krmiva. Data v grafech jsou prezentována jako průměry a směrodatné odchylky.



## 4. Výsledky

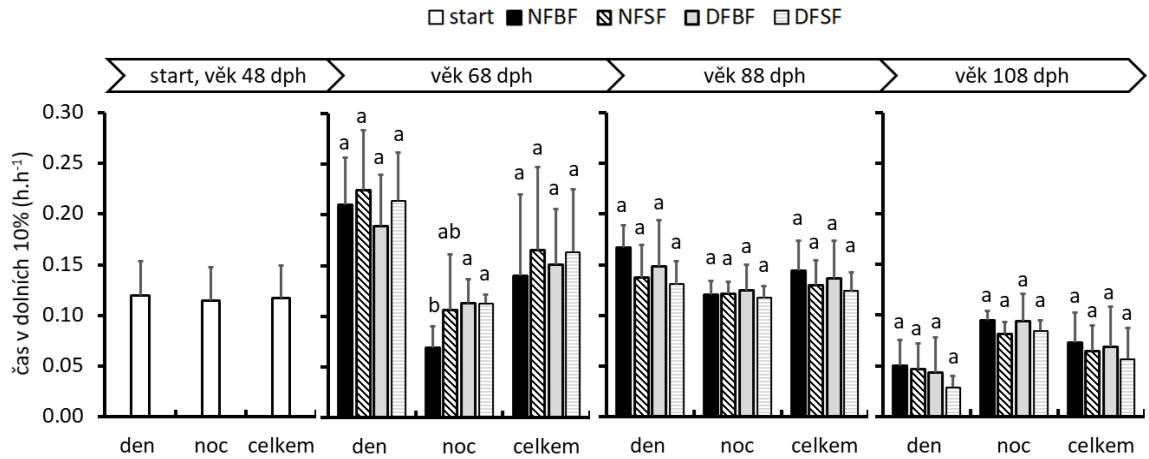
Během experimentálního odchovu v recirkulačním akvakulturním systému bylo hodnoceno chování jeseterů před aplikací experimentálních krmných režimů (48. dph) bez následného hladovění. Poté 68., 88. a 108. dph následovalo natáčení ryb za účelem zjištění vlivu čtyř různých krmných režimů (DFSF – krmení na hladinu ve dne, NFSF – krmení na hladinu v noci, DFBF – krmení na dno ve dne, NFBBF – krmení na dno v noci) na chování jeseterů sibiřských po přemístění z odchovných nádrží do pozorovacích nádrží (1000 x 1000 x 200 mm). Dále byly tyto ryby přemístěny do nádrží na hladovění. Po pěti a desetidenním hladovění byl pomocí videa zjišťován vliv tohoto procesu na chování ryb. Naměřená data jsou podrobněji popsána v následujících kapitolách.

### 4.1. Vliv krmných režimů na chování ryb v průběh odchovu (48 – 108 dph)

V první části výsledků je popsán vliv krmných režimů na pohyb ryb v různých částech pozorovací nádrže a na celkovou aktivitu.

#### 4.1.1. Pohyb ryb v dolních 10 % pozorovací nádrže

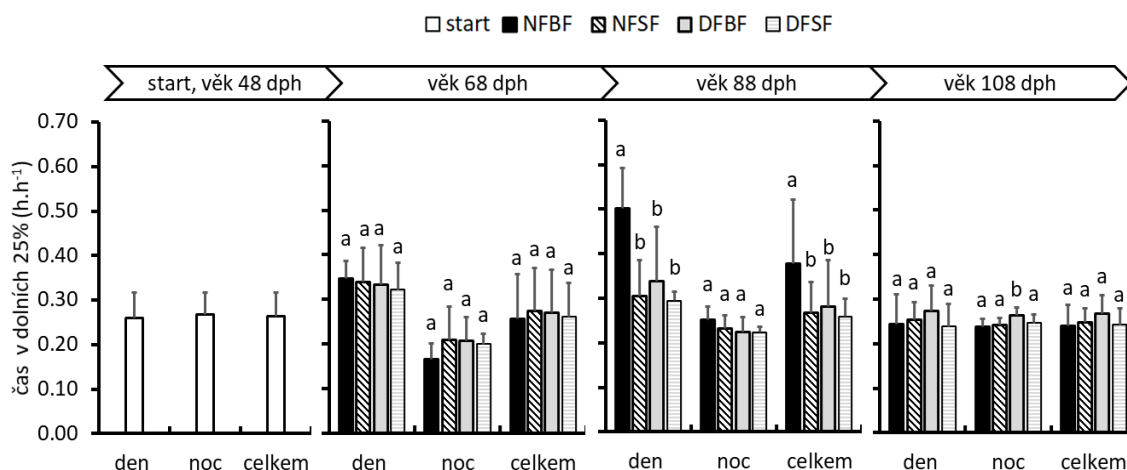
Na grafu č. 1 je možné vidět basální hodnoty pohybu ryb (48 dph) ve spodních 10 % nádrže před zavedením krmných režimů. Dále lze pozorovat, že se zvyšujícím věkem se měnil pohyb ryb v této sledované oblasti nádrže během dne a noci. Tento rozdíl byl statisticky signifikantní pro pohyb v tomto transektu ve dne ( $p < 0,01$ ) i v noci ( $p < 0,01$ ). Ve věku 68 dph se v dolních 10 % nádrže ryby pohybovaly především přes den, ve věku 88 dph už se čas strávený rybami ve sledované oblasti přes den a přes noc vyrovnal, a nakonec ve věku 108 dph převažoval pohyb ryb v této oblasti v noci. Pohyb juvenilních jeseterů v dolních 10 % nádrže se mezi jednotlivými skupinami statisticky lišil pouze v jednom případě. Skupina NFBBF se přes noc ve věku 68 dph pohybovala statisticky méně ve spodních 10 % nádrže ve srovnání se skupinami kmenými přes den. Nicméně mezi výsledky po celodenním natáčení nebyly nalezeny statistické rozdíly mezi jednotlivými krmnými režimy.



**Graf č. 1:** Porovnání času stráveného v dolních 10 % nádrže na začátku a v průběhu experimentu. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

#### 4.1.2. Pohyb ryb v dolních 25 % pozorovací nádrže

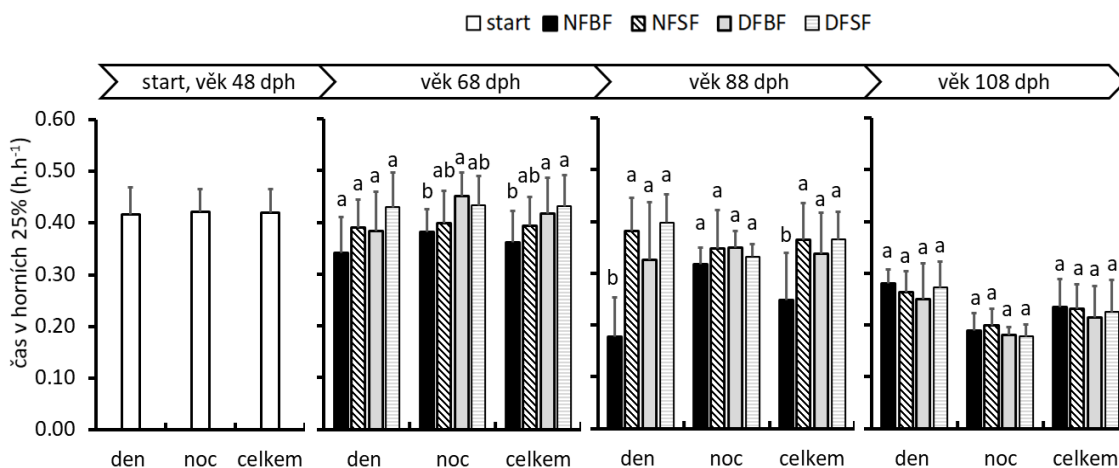
Při pohledu na graf č. 2 je možné pozorovat, že se jeseteři před zavedením krmných režimů (48 dph) pohybovali ve spodních 25 % nádrže shodně přes den i přes noc. Všechny skupiny ryb se ve sledované části nádrže ve věku 68 a 88 dph pohybovaly především přes den, nicméně ve věku 108 dph byl pohyb přes den a přes noc ve spodních 25 % nádrže srovnatelný. Tento rozdíl byl statisticky signifikantní pro pohyb v daném transektu ve dne ( $p < 0,01$ ) i v noci ( $p < 0,01$ ). Ve věku 88 dph se skupina NFBB pohybovala statisticky více ve sledované oblasti přes den i celkově v porovnání s ostatními skupinami. Dále se ve věku 108 dph skupina DFBB v noci pohybovala ve spodních 25 % pozorovací nádrže statisticky více než ostatní skupiny.



**Graf č. 2:** Porovnání času stráveného v dolních 25 % nádrže na začátku a v průběhu experimentu. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

#### 4.1.3. Pohyb ryb v horních 25 % pozorovací nádrže

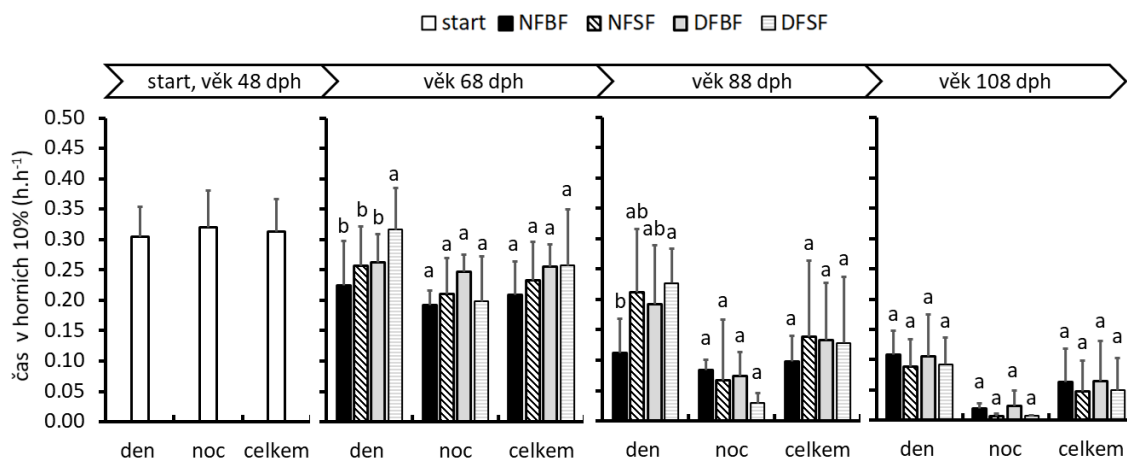
Průměrné hodnoty pohybu ryb před zavedením krmných režimů (48 dph) v zóně horních 25 % nádrže přes den i přes noc jsou téměř totožné. Dále bylo pozorováno, že se průměrný rybami strávený čas v této oblasti pozorovací nádrže snižoval se zvyšujícím se věkem. Všechny skupiny jeseterů se ve věku 108 dph pohybovaly ve sledované oblasti více přes den než přes noc. Tento rozdíl byl statisticky signifikantní pro pohyb v tomto transektu ve dne ( $p < 0,01$ ) i v noci ( $p < 0,01$ ). Skupina NFBF se ve věku 88 dph přes den i celkově pohybovala statisticky méně v horních 25 % nádrže než ostatní skupiny a ve věku 68 dph méně než skupiny DFSF a DFBF, jak je možné vidět na grafu č. 3.



**Graf č. 3:** Porovnání času stráveného v horních 25 % nádrže na začátku a v průběhu experimentu. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

#### 4.1.4. Pohyb ryb v horních 10 % pozorovací nádrže

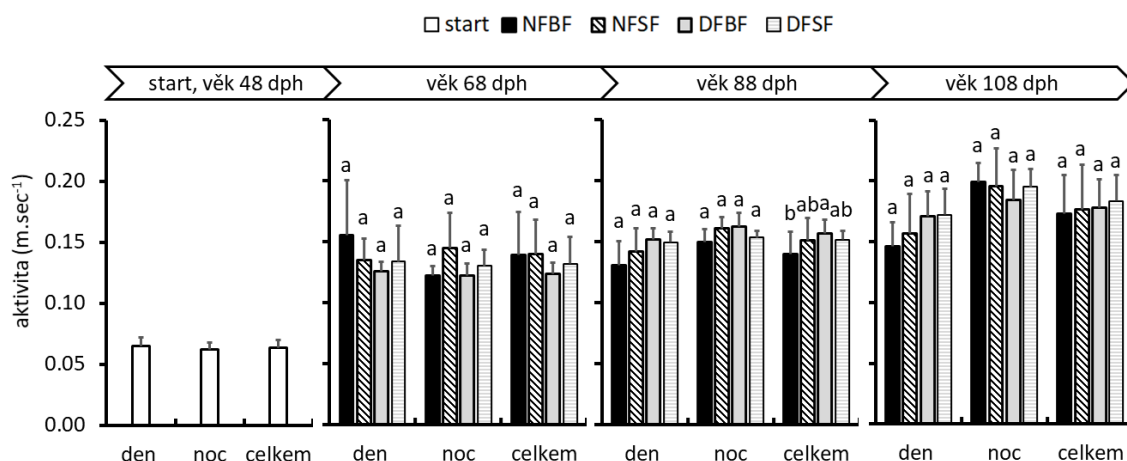
Obecně lze pozorovat, že se rybami strávený čas v horních 10 % pozorovací nádrže snižoval se zvyšujícím se věkem jeseterů a byl tudíž nejvyšší na začátku experimentu (48 dph). Tento rozdíl byl statisticky signifikantní pro pohyb v daném transektu ve dne ( $p < 0,01$ ) i v noci ( $p < 0,01$ ). Stejně tak je možné na grafu č. 4 vidět, že ryby v této oblasti trávily více času spíše přes den, a při posledním natáčení (108 dph) trávili jeseteři v horních 10 % nádrže průměrně nejméně času. Ve věku 68 dph byl přes denní natáčení zjištěn statistický rozdíl mezi skupinou DFSF a ostatními skupinami, kdy se zmiňovaná skupina pohybovala více v horních 10 % nádrže. Dále je možné na grafu č. 4 vidět, že se přes den ve věku 88 dph skupina NFBF pohybovala ve sledovaných svrchních 10 % nádrže méně než ostatní skupiny a statisticky se lišila od skupiny DFSF.



**Graf č. 4:** Porovnání času stráveného v horních 10 % nádrže na začátku a v průběhu experimentu. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

#### 4.1.5. Celková aktivita

Na grafu č. 5, který znázorňuje aktivitu jednotlivých sledovaných skupin, je možné pozorovat, že tato hodnota rostla se zvyšujícím se věkem. Tento rozdíl byl statisticky signifikantní pro aktivitu ve dne i v noci ( $p < 0,01$ ). Je možné vidět, že jeseteři ve věku 48, 68 a 88 dph vykazovali podobnou aktivitu přes den i přes noc, ale zdá se, že ve věku 108 dph byly ryby aktivnější v noci. Statistický rozdíl v tomto parametru byl pozorován pouze mezi skupinami DFBF a NFBF ve věku 88 dph, kdy jeseteři ze skupiny NFBF vykazovali signifikantně nižší aktivitu.



**Graf č. 5:** Porovnání celkové aktivity na začátku a v průběhu experimentu. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

## 4.2. Vliv hladovění na chování ryb

Celkově byly provedeny tři cykly hladovění. Natočení videozáznamů chování jeseterů po pětidenním hladovění proběhlo ve věku 73, 93 a 113 dph. Ryby po deseti dnech hladovění byly natočeny ve věku 78, 98 a 118 dph. Vliv hladovění na chování ryb je popsán v následujících podkapitolách.

### 4.2.1. Pohyb ryb v dolních 10 % pozorovací nádrže

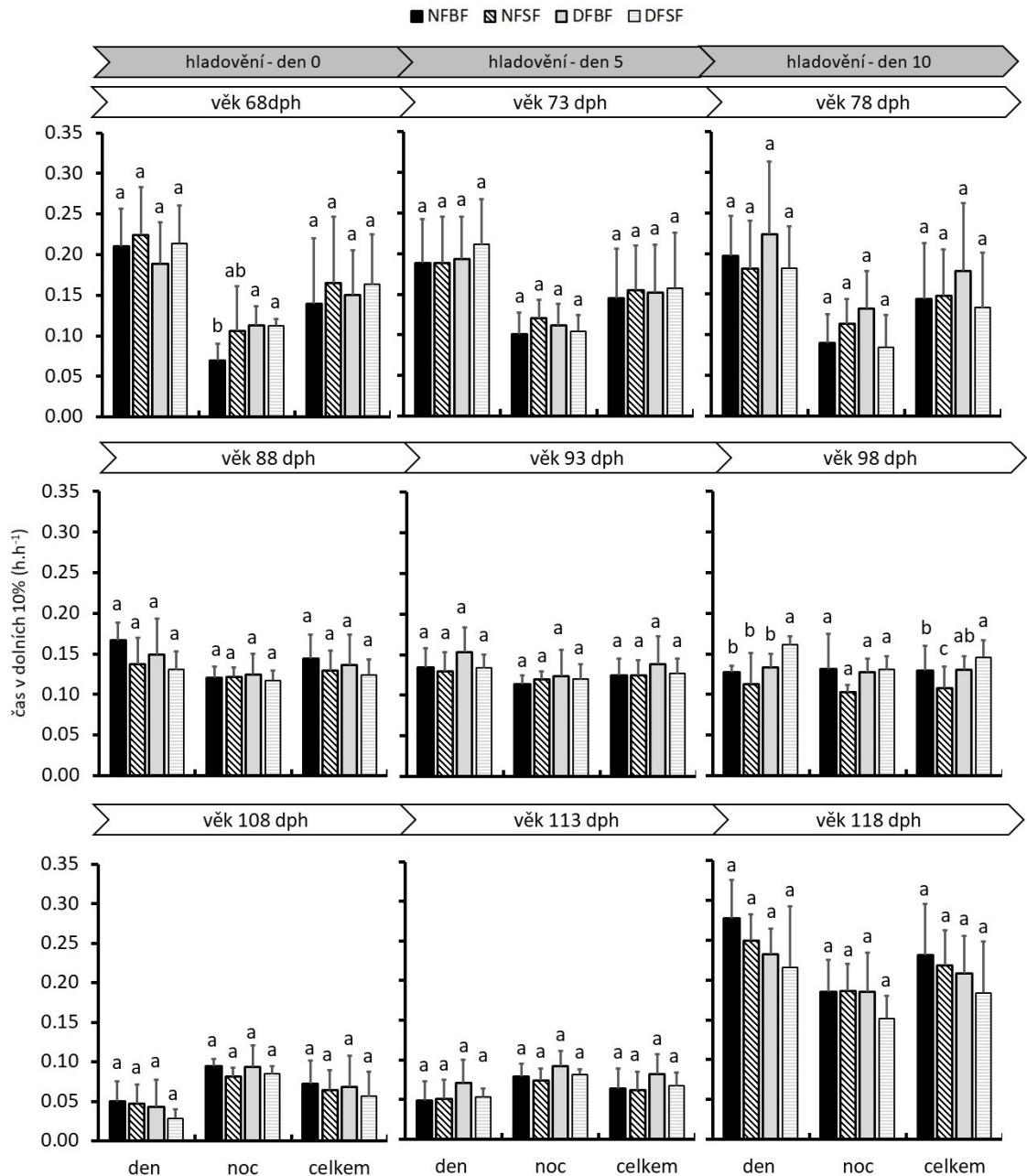
Graf č. 6 v první části zobrazuje vliv prvního cyklu hladovění na pohyb jeseterů ve věku 73 a 78 dph ve spodních 10 % pozorovací nádrže. Stejně jako před hladověním se ryby po pěti a deseti dnech bez krmení pohybovaly v této oblasti více přes den než přes noc. Celkový pohyb jeseterů v této části nádrže byl před a po hladovění v průměru podobný. Po desetidenním hladovění (78 dph) se skupina DFBF v průměru pohybovala ve spodních 10 % nádrže více než ostatní skupiny, ale statistické rozdíly mezi jednotlivými skupinami nebyly v žádném případě u hladovějících ryb pozorovány.

U jeseterů ve věku 93 a 98 dph po druhém cyklu hladovění bylo pozorováno, že se průměrná doba strávená rybami v dolních 10 % nádrže nezměnila. Jeseteři v této části nádrže trávili průměrně více času přes den, a to před i po hladovění, jak lze pozorovat v druhé části grafu č. 6. Po pětidenním hladovění (93 dph) nebyl mezi skupinami pozorován žádný statistický rozdíl, ačkoliv se ryby ze skupiny DFBF pohybovaly ve

spodních 10 % nádrže průměrně nejvíce ze všech skupin. Po desetidenním hladovění (98 dph) se ve spodní části nádrže statisticky nejméně pohybovaly ryby ze skupiny NFSF, následovala skupina NFBF a nejvíce času v této části nádrže strávili jeseteři z DFSF. Poslední skupina DFBF se statisticky nelišila od DFSF ani NFBF.

Graf č. 6 ve své poslední části demonstruje, že výsledky po pětidenním hladovění ve věku 113 dph byly v průměru velmi podobné jako před procesem hladovění ve věku 108 dph. Po deseti dnech hladovění se v průměru výrazně zvýšila doba ryb strávených v dolních 10 % pozorovací nádrže. Také se v tomto věku (118 dph) oproti předchozím pozorováním (108 a 113 dph) změnila doba, kdy se ryby více pohybovaly ve sledované oblasti z noci na den. Ačkoliv se po deseti dnech hladovění skupina DFBF pohybovala ve spodních 10 % nádrže průměrně nejvíc, nebyly pozorovány statistické rozdíly.

U prvního a druhého cyklu hladovění nebyly pozorovány rozdíly v čase stráveném v dolních 10% nádrže v průběhu dne a noci ( $p > 0,01$ ), za to čas strávený v této části pozorovací nádrže byl ve třetím cyklu hladovění během dne a noci ( $p < 0,01$ ) signifikantně závislý na době hladovění.



**Graf č. 6:** Porovnání času stráveného v dolních 10 % nádrže před hladověním, po pěti a desetidenním hladovění. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

#### 4.2.2. Pohyb ryb v dolních 25 % pozorovací nádrže

Bylo pozorováno, že se jeseteři v prvním cyklu hladovění pohybovali v dolních 25 % pozorovací nádrže více přes den než v noci a průměrný čas ve sledované oblasti se zdál být podobný jako před hladověním. Jeseteři ze skupiny DFSF, která byla před hladověním krmena přes den a na hladinu, se po pěti i desetidenním hladovění (73 a 78 dph)

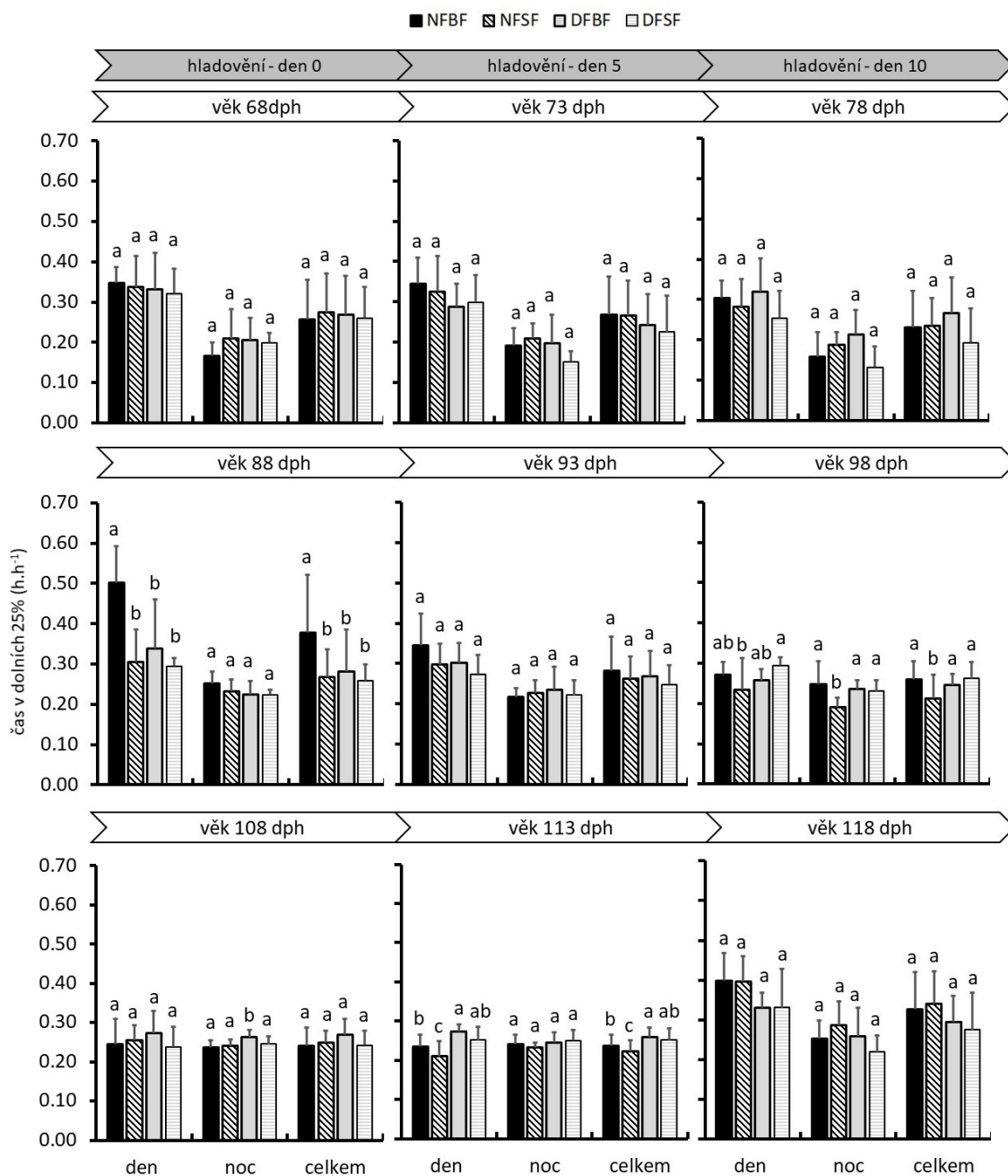


pohybovali ve spodních 25 % nádrže průměrně méně než ostatní skupiny. Skupiny krmené na dno naopak vykazovaly nejvyšší průměrné hodnoty pohybu v této oblasti, po pětidenním hladovění to byla skupina NFBBF a po desetidenním hladovění DFBBF, nicméně v žádném případě nebyly nalezeny statistické rozdíly, jak je možno pozorovat v první části grafu č. 7.

Graf č. 7 dále ve své druhé části zobrazuje, že se průměrná doba strávená jesetery v dolních 25 % nádrže s pokračujícím hladověním (93 a 98 dph) lehce snižovala, avšak stejně jako před hladověním se v ní ryby pohybovaly především přes den. Po deseti dnech hladovění je možné pozorovat, že se jeseteři ze skupiny NFSF ve věku 98 dph pohybovali v dolní čtvrtině nádrže statisticky méně než ostatní sledované skupiny.

V průměru se po třetím cyklu desetidenního hladovění (118 dph) zvýšila doba ryb strávená v dolních 25 % nádrže oproti datům zjištěným před a po pětidennímu hladovění (108 a 113 dph). Ryby ve věku 118 dph se v této oblasti pohybovaly v průměru více přes den než v noci. Po pětidenním hladovění se ve sledované části nádrže statisticky nejméně pohybovala skupina krmená na hladinu NFSF. Po deseti dnech bez příjmu potravy se od sebe skupiny statisticky nelišily, i když se ve sledované oblasti v průměru nejvíce pohybovaly skupiny jeseterů krmené přes noc, jak je zobrazeno ve třetí části grafu č. 7.

Čas strávený v dolních 25 % nádrže byl u všech třech cyklů hladovění přes den signifikantně závislý na době hladovění ( $p < 0,01$ ), naopak čas strávený v této oblasti během noci nebyl závislý na době hladovění ( $p > 0,01$ ).



**Graf č. 7:** Porovnání času stráveného v dolních 25 % nádrže před hladověním, po pěti a desetidenním hladověním. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

#### 4.2.3. Pohyb ryb v horních 25 % pozorovací nádrže

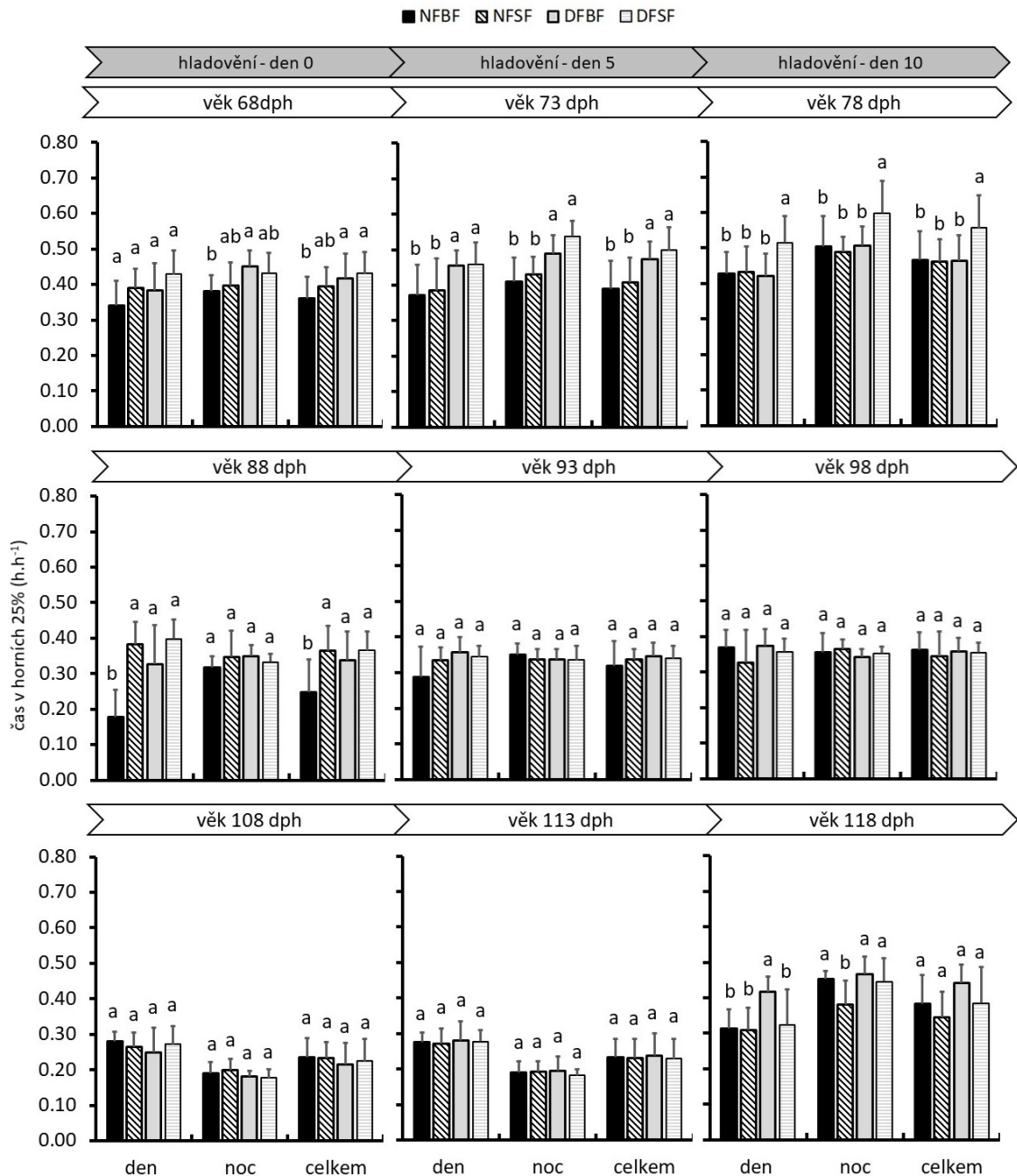
V prvním cyklu hladovění (73 a 78 dph) se s přibývajícými dny hladovění průměrný čas jeseterů strávený v horních 25 % nádrže zvyšoval. V pohybu v horních 25 % nádrže byly mezi jednotlivými skupinami pozorovány statistické rozdíly po pěti i desetidenním hladověním. Jak zobrazuje graf č. 8 ve své první části, po pětidenním hladověním (73 dph)

se skupiny původně krmené přes noc (NFBF a NFSF) pohybovaly statisticky méně v horních 25 % nádrže. Po desetidenním hladovění (78 dph) bylo zjištěno, že se skupina DFSF, jež byl původně krmena přes den na hladinu, pohybovala statisticky více ve sledované horní části nádrže ve srovnání s rybami z ostatních pozorovaných skupin.

Průměrná doba strávená jesetery po druhém cyklu hladovění v horních 25 % nádrže byla podobná jako před hladověním. Po pěti ani po deseti dnech hladovění (93 a 98 dph) nebyly nalezeny statistické rozdíly mezi jednotlivými skupinami, což je patrné v druhé části grafu č. 8.

Po třetím cyklu hladovění se průměrné hodnoty pohybu ryb v horních 25 % nádrže před hladověním příliš nelišily od hodnot zjištěných po pěti dnech bez příjmu potravy, což je možné vidět ve třetí části grafu č. 8. Po desetidenním hladovění se čas strávený v této části nádrže průměrně zvýšil. Všechny skupiny jeseterů se ve věku 118 dph pohybovaly ve sledované oblasti průměrně více přes noc než přes den, ačkoliv nebyla tato skutečnost statisticky testována. Skupina DFBF se ve věku 118 dph přes den pohybovala statisticky více v horních 25 % nádrže než ostatní skupiny a skupina NFSF se v této oblasti pohybovala přes noc statisticky méně ve srovnání s ostatními testovanými skupinami.

Čas strávený v horních 25 % nádrže byl u prvního a třetího cyklu hladovění během dne a noci ( $p < 0,01$ ) signifikantně závislý na době hladovění. Na druhou stranu čas strávený v této oblasti nádrže u druhého cyklu hladovění během dne a noci ( $p > 0,01$ ) nebyl signifikantně závislý na době hladovění.



**Graf č. 8:** Porovnání času stráveného v horních 25 % nádrže před hladověním, po pěti a desetidenním hladovění. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

#### 4.2.4. Pohyb ryb v horních 10 % pozorovací nádrže

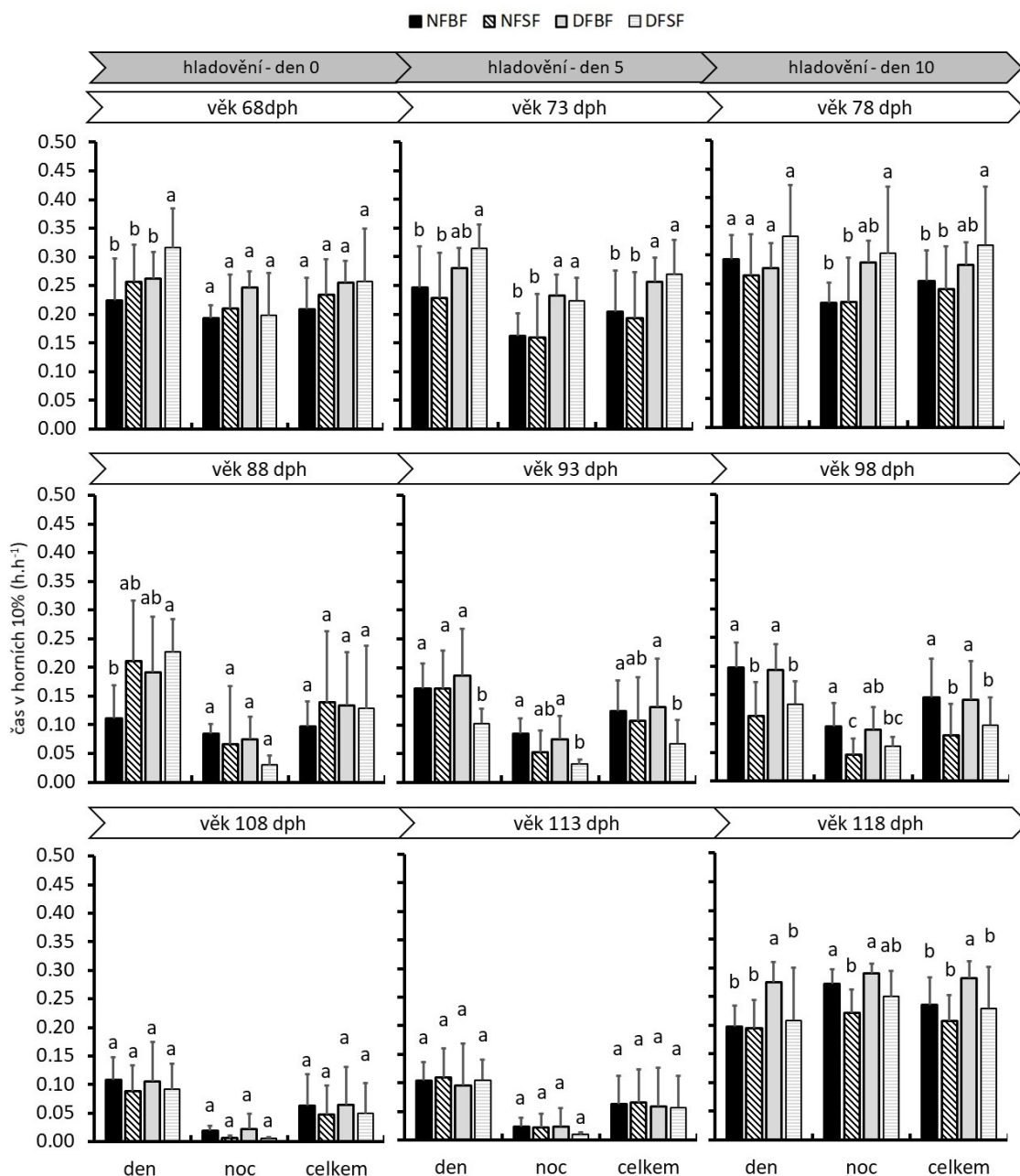
V prostoru nejbliže u hladiny se jeseteři ze skupin původně krmených v noci (NFBF a NFSF) po prvním cyklu pětidenního hladovění (73 dph) pohybovaly statisticky méně, než skupiny krmené přes den. Po deseti dnech tomu bylo stejně, jen skupina DFBF se

statisticky nelišila od skupin krmených v noci ani od skupiny DFSF. Tyto výsledky zobrazuje první část grafu č. 9.

Před i po druhém cyklu hladovění se jeseteři ve svrchních 10 % nádrže pohybovali více přes den než přes noc, ačkoliv nebyla tato skutečnost statisticky testována. Po pěti dnech hladovění (93 dph) se skupina DFSF pohybovala v této oblasti signifikantně méně než skupiny NFBF a DFBF. Po deseti dnech hladovění se paradoxně skupiny krmené na dno NFBF a DFBF pohybovaly statisticky více v horních 10 % nádrže než skupiny krmené na hladinu, jak můžeme vidět v druhé části grafu č. 9.

Prostor nejbliže u hladiny vyhledávali jeseteři ve třetím cyklu hladovění po deseti dnech bez příjmu potravy (118 dph) v průměru častěji a více přes noc, což byla změna oproti hodnotám zjištěným ve věku 108 a 113 dph. Po deseti dnech hladovění (118 dph) se skupina DFBF v této oblasti pohybovala statisticky více než ostatní skupiny, jak je možné pozorovat ve třetí části grafu č. 9.

Čas strávený v horních 10 % nádrže během dne a noci ( $p < 0,01$ ) byl ve třetím cyklu hladovění signifikantně závislý na době hladovění, u prvních dvou cyklů hladovění tomu tak nebylo ( $p > 0,01$ ).



**Graf č. 9:** Porovnání času stráveného v horních 10 % nádrže před hladověním, po pěti a desetidenním hladovění. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.

#### 4.2.5. Celková aktivita

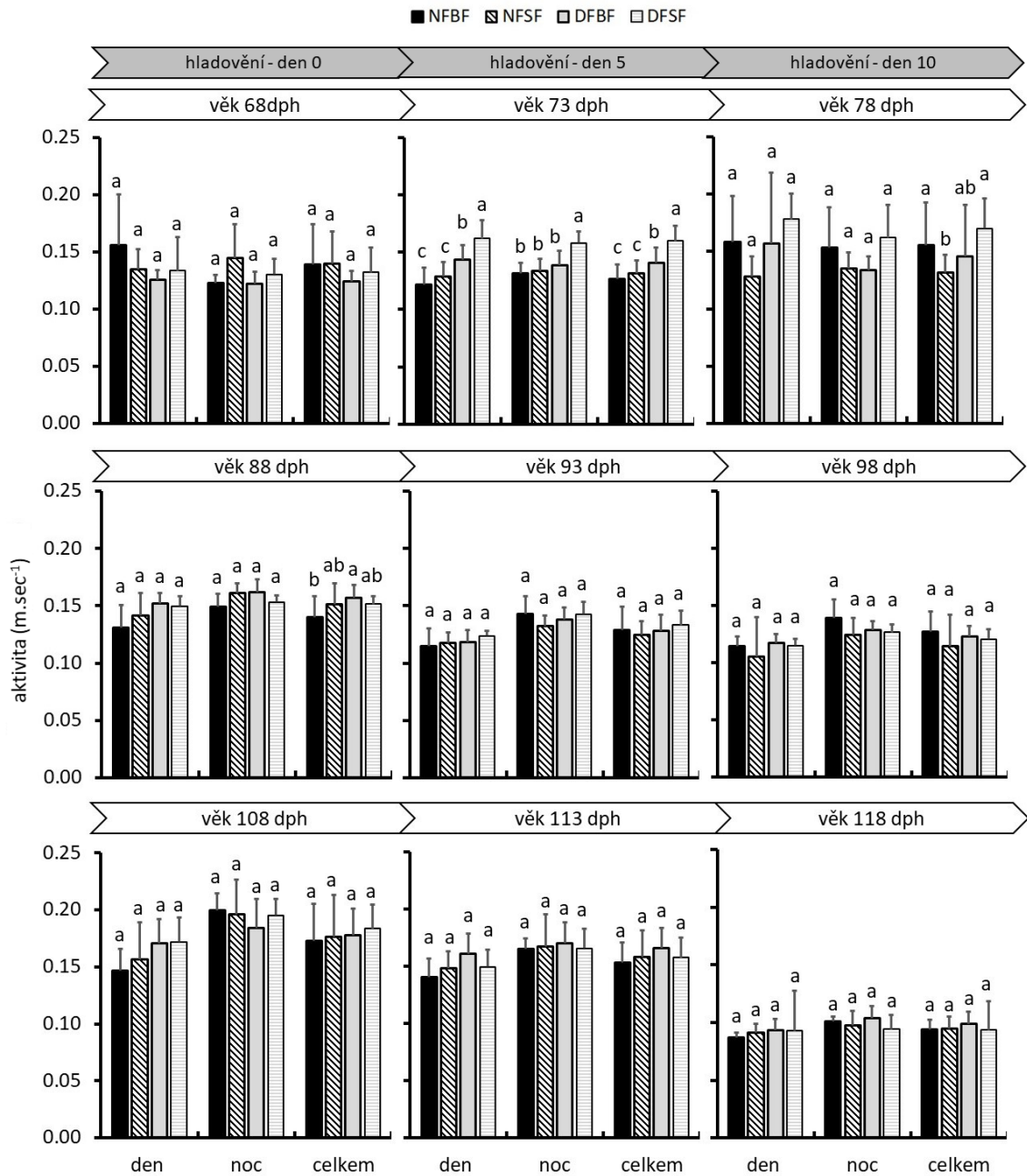
Na grafu č. 10 můžeme vidět, že v prvním cyklu hladovění byly oproti době před hladověním nalezeny statistické rozdíly mezi skupinami. Po pětidenním hladovění (73 dph) vykazovala statisticky nejvyšší aktivitu skupina DFSF, následována skupinou DFBF, která vykazovala statisticky vyšší aktivitu než skupiny krmené přes noc. Po

desetidenním hladovění (78 dph) byla nejnižší aktivita pozorována u skupiny NFSF, nicméně skupina DFBF se od ní statisticky nelišila.

Ve druhém cyklu hladovění se průměrná aktivita před a po hladovění snižovala a stejně jako ve věku 88 dph byla aktivita po pěti a desetidenní periodě bez přísunu krmení vyšší přes noc než přes den, ačkoliv nedošlo ke statistickému testování této skutečnosti. Graf č. 10 ve své druhé části zobrazuje, že se jako nejaktivnější ve věku 93 dph zdála být skupina DFSF a ve věku 98 dph NFBF, nicméně mezi skupinami nebyly nalezeny statistické rozdíly.

Ve třetí části grafu č. 10 můžeme vidět, že se průměrná aktivita ve třetím cyklu bez krmení s délkou hladovění zkracovala. Dále lze pozorovat, že ryby byly v průměru více aktivní přes noc než přes den, a to ve všech případech (108, 113 i 118 dph). Statistické rozdíly mezi skupinami nebyly zjištěny.

Aktivita během dne a noci ( $p < 0,01$ ) byla u všech třech cyklů hladovění signifikantně závislá na době hladovění.



**Graf č. 10:** Vliv pěti a desetidenního hladovění na celkovou aktivitu. Mezi sloupci označenými stejnými indexy nebyly nalezeny signifikantní rozdíly mezi experimentálními skupinami ( $p < 0,05$ ) v daný čas.



## 5. Diskuze

Jeseteři se řadí mezi nejvíce ohrožené skupiny zvířat (IUCN, 2010). Například veslonos čínský, který patřil, stejně jako jeseteři, mezi chrupavčité ryby, byl na základě studie Zhanga a kol. (2019) prohlášen v roce 2020 za vyhynulého. Mezi hlavní příčiny úbytků populací těchto ryb patří především nadměrný rybolov a pytláctví pro maso a drahocenný kaviár (DeMeulenaera a Raymakerse, 1996), stavby přehrad a jiných překážek na toku, které zamezují migraci na trdliště (Lenhardt a kol., 2004a), znečištění (Williot a kol., 2002) či destrukce jejich přirozeného prostředí. V případě jesetera sibiřského došlo ve třech hlavních řekách jeho výskytu (Ob, Jenisej a Lena) ke snížení úlovků o více než 94 % (Ruban, 2005). Tato čísla jasně nasvědčují o výrazném úbytku populací daného druhu, proto právě na něj byla zaměřena má práce. I přes existenci řady opatření jako omezení nadměrného rybolovu a pytláctví (Wang a kol., 2011), CITES či vysazování uměle odchovaných jeseterů do volných vod (Wu a kol., 2014) dochází k prudkému poklesu početnosti populací jeseterů po celém světě a je žádoucí zavést opatření, která budou mít za důsledek zlepšení této situace (Iani a kol., 2019). Mezi strategie pro podporu volně žijících populací ryb, která je často diskutovaná z mnoha pohledů, patří vysazování uměle odchovaných jedinců (Ireland a kol., 2002; Brown a Day, 2002). Nicméně bylo zjištěno, že se intenzivně odchované ryby po vypuštění do volných vod často potýkají s řadou problémů (Secor a Houde, 1998; Svasand a kol., 2000; Myers a kol., 2004; Bell a kol., 2006; Baer a kol., 2007). V prostředí intenzivních chovů jsou totiž vytvořeny zcela odlišné podmínky ve srovnání s těmi přírodními, jako je například hustota obsádky ryb, přístup k potravě či přítomnost predátorů (Pasquet, 2018). Přizpůsobení daným podmínkám může mít rychlý vliv na fitness ryb (Araki a kol. 2008). Ryby po vysazení musí začít přijímat přirozenou potravu. Tento problém byl popsán u několika druhů, jako je losos obecný (Jokikokko a kol., 2006), pstruh obecný (Czerniawski a kol., 2011) či mořská forma pstruha obecného (Krepski a Czerniawski, 2019). V důsledku hladovění i nedostatku dalších nezbytných dovedností k přežití, jako je vyhýbání se predátorům (Tang a kol., 2017), využívání úkrytů (Griffiths a Armstrong, 2002) či dobré plavecké schopnosti (Wegner a kol., 2018), dochází k vysoké mortalitě vysazených ryb. Jedním z hlavních důvodů, proč byla má studie zaměřena na optimalizaci intenzivního odchovu jesetera, je právě nízké přežití uměle odchovaných jedinců v porovnání s těmi divokými. Například devatenáct let dlouhá studie Sulaka a kol. (2014) prokázala, že roční mortalita uměle odchovaného jesetera ostrorypého po vysazení do

toku (220 dph, velikost od 296 – 337 mm) byla 26,6 %, kdežto u podobně velkých divokých označených jedinců se pohybovala jen přes 11 %. Kumulativní mortalita uměle odchovaných ryb po 19 letech studie byla stanovena na 99,87 %, což napovídá, že dospělosti se dožije jen minimum z vysazených uměle odchovaných jedinců. Na druhou stranu se jako nadějně jeví zjištění Ianiho a kol. (2019). V jejich studii byli v řece Dunaj odchyceni 4 jeseteři z vysazovacích programů, kteří směřovali proti proudu řeky na trdliště, což naznačuje, že i jeseteři, kteří nežijí celý život v přírodě, se mohou zapojit do rozmnožování, čímž podpoří volně žijící populaci. Proto je podobně jako v naší studii nutné, aby byla věnována pozornost inovaci odchovných podmínek pro jesetery, kteří mají být následně vysazeni do volných vod a přežít až do doby, kdy budou schopni reprodukce.

### **5.1. Vliv krmných režimů na chování ryb**

Pohyb blízko vodní hladiny se jeví jako úspěšná strategie ve standardních podmínkách intenzivního chovu ryb a stupňuje se u ryb s vyšší úrovní domestikace (Lucas a kol., 2004; Robinson a Rowland, 2005). Podle Robinsona a Rowlanda (2005) je vyšší preference oblasti v horní části vodního sloupce během domestikace ryb způsobena dvěma hlavními faktory. Prvním je snížená reakce na stresor, která byla pozorována u domestikovaných lososovitých ryb (Einum a Fleming, 1997; Alvarez a Nicieza, 2003), platýsovců tmavoskvrného (*Paralichthys dentatus*) (Kellison a kol., 2000) i dáňů pruhoaného (Robinson a Rowland, 2005). Snížená reakce na stresor je pravděpodobně spojená s úplnou absencí predátorů v prostředí intenzivního chovu (Waples, 1991). Jako druhá příčina se jeví právě podávání krmiva na hladinu.

Hypotézu, že ryby odchované v nepřírodných podmínkách vykazují jiné chování než divoké ryby, potvrdila studie Stunze a kol. (2001), která demonstrovala, že se juvenilní uměle odchované smuhy červené v nádrži zdržovaly ve vodním sloupci pár centimetrů pod hladinou, zatímco divocí jedinci se po přemístění z přírody do nádrží okamžitě přesunuli do úkrytů u dna a tato stanoviště příliš neopouštěli. Studie Reinhardta (2001) prokázala odlišné chování volně žijících a intenzivně odchovaných lososů masu (*Oncorhynchus masou*) ve věku 3 – 4 měsíců. Mezi krmeními zůstávaly divoké ryby ve svých nádržích více u dna než intenzivně odchovaní lososi. Zmíněná zjištění podporují myšlenku, s níž bylo pracováno i v mé studii, že divoké ryby mají tendenci trávit více času v oblasti dna, jelikož je tato strategie v přírodě úspěšnější, navíc juvenilní

jeseteři sibiřští patří mezi bentické druhy, v přírodních podmínkách vyhledávají oblasti u dna (Gisbert a kol., 1999) a živí se zoobentosem (Ruban a Konoplya, 1994).

Jako jedna z možností, jak uměle odchované ryby lépe připravit na přírodní podmínky, se jeví upravení konvenčních podmínek chovu (Brignon a kol., 2018). Například v této práci zkoumaná úprava krmné technologie může mít za důsledek snížení pohybu ryb v oblastech u hladiny, kde jsou ryby snadněji dosažitelné pro rybožravé ptáky či jiné dravé druhy ryb, a snížit tak jejich mortalitu po vysazení (Maynard a kol., 1996b).

Jednou ze studií, která zkoumala vliv různých metod krmení na chování ryb, provedli Maynard a kol. (2001). Lososům čavyča bylo krmení podáváno ručně na hladinu či automatickými krmítky pod vodní hladinu. Podobně jako v mém experimentu byl analyzován pohyb ryb ve čtyřech oblastech nádrže (zóna u hladiny, u dna, horní a dolní polovina) a lososi během natáčení nebyli krmeni. Na konci pokusu se ukázalo, že krmné techniky neměly vliv na preferenci některé ze sledovaných oblastí vodního sloupce, jelikož mezi skupinami nebyly nalezeny statistické rozdíly. Toto zjištění není v souladu s výsledky mé práce, jelikož u jeseterů byla nalezena řada statistických rozdílů mezi jednotlivými skupinami, které byly krmeny buď na hladinu, nebo na dno (graf č. 1 – 4). Daný výsledek napovídá, že odlišné rybí druhy mohou reagovat změnou chování na krmení na dno a na hladinu s různými výsledky. Maynard a kol. (2001) dále zjistili, že ručně krmení lososi mají při přítomnosti člověka tendenci vyjíždět k hladině a ztrácí tak svou přirozenou plachost. Automatická krmítka se mohou jevit jako lepší způsob podávání krmení pro ryby, které mají být následně vysazeny do volných vod, ačkoliv autor si nemyslí, že by tato skutečnost mohla mít významný vliv na přežití ryb v přírodě. I z tohoto důvodu byla v mém pokusu využita automatická krmítka.

V mé studii byly zjištěny statistické rozdíly především u jeseterů ze skupiny NFBB, kterým bylo krmení podáváno v noci na dno, v porovnání s ostatními krmnými režimy. Ve věku 68 a 88 dph se experimentální skupina NFBB pohybovala statisticky méně v horních 25 % nádrže než ryby z ostatních skupin (graf č. 3). Ve věku 88 dph se jeseteři ze zmiňované skupiny navíc pohybovali ve spodních 25 % nádrže přes den i celkově signifikantně více než zbylé tři skupiny (graf č. 2). Tato skutečnost by nasvědčovala tomu, že krmení na dno by mělo mít za následek menší pohyb u hladiny, nicméně skupina krmená na dno přes den (DFBB) nevykazovala tak průkazné výsledky jako NFBB. DFBB se od skupin krmených na hladinu statisticky lišila jen ve dvou případech, kdy se ve věku 108 dph pohybovala přes noc signifikantně více v dolních 25 % nádrže, jak je možné vidět na grafu č. 2, a poté se ve věku 68 dph pohybovala přes den méně v horních 10 %

nádrže než skupina DFSF (graf č. 4). Toto zjištění naznačuje, že noční režim krmení mohl mít v kombinaci s podáváním krmení na dno vliv na nižší preferenci horní oblasti nádrže u jeseterů. K vysvětlení toho, proč jeseteři reagovali na krmení na dno během noční fáze lépe než během dne, je třeba dalších studií. Nejvýznamnějším způsobem vyhledávání potravy je u jeseterů čich, díky němuž dokáží rychle vyhledat oblasti s nejvyšší koncentrací potravy (Kasumyan, 2002). Laboratorní studie dále ukázaly, že jeseteři jsou velmi citliví na volné aminokyseliny, což podporuje myšlenku, že chemický stimul může být primárním spolehlivým senzoryckým mechanismem při hledání potravy (Kasumyan, 2002; Zhuang a kol., 2008).

Při posledním natáčení ve věku 108 dph, kdy už jeseteři dosahovali průměrné velikosti  $24,1 \pm 2,9$  cm, byl celkově nalezen pouze jediný statistický rozdíl (zminěno výše) mezi testovanými skupinami a ryby průměrně méně vyhledávaly spodních i horních 10 % nádrže, což napovídá, že se držely spíše ve střední části pozorovací nádrže. Nezdá se tedy, že u takto velkých ryb by v podmínkách mého experimentu mělo krmení podávané na hladinu a na dno vliv na chování, což mohlo být způsobeno menšími rozměry odchovných nádrží, ve kterých byla hloubka 33,5 cm. Pro takto velké ryby již nebyl tak znatelný rozdíl mezi krmnými režimy na hladinu a na dno jako u menších jedinců. Dále se také zvyšovala biomasa v nádržích, ryby měly méně prostoru a docházelo k více interakcím. Pokud by se měl zkoumat vliv různých krmných technik pro větší ryby, bylo by nutné přesadit je do nádrží s větší hloubkou. Další ovlivnění výsledků mohlo způsobit pozdější zavedení krmných režimů (48 dph). V ideálním případě by byly zavedeny ihned po rozkrmení, ale vzhledem k nižší kondici jeseterů bylo přistoupeno k delšímu časovému úseku, kdy byly ryby rozkrmovány artémií a následně směsí suchého krmiva s nítěnkou. To mělo za důsledek zvýšení vitality ryb a jistotu, že ryby nebudou vykazovat vysokou mortalitu. Důvod, že ve věku 88 dph bylo nalezeno nejvíce statistických rozdílů, lze vysvětlit tak, že ve věku 68 dph neměli jeseteři dostatek času zvyknout si na krmné režimy a ve věku 108 dph už byli na odchovné nádrže příliš velké.

V experimentu Reinhardta (2001) bylo zjištěno, že krmení lososů masu na hladinu znamenalo signifikantní posun průměrné pozice ryb směrem k hladině, a to nejen u divokých, ale i u intenzivně chovaných lososů, což naznačuje, že krmení na hladinu může částečně potlačit vrozené vyhýbání se této oblasti i u divokých jedinců. Dané výsledky však nekorelují se zjištěním v mé práci, jelikož pozice jeseterů, kterým bylo krmení podáváno na hladinu po nejdelší časový úsek (108 dph), se neposunula směrem k hladině,

v horních 10 i 25 % nádrže se pohybovali průměrně méně než ve věku 88, 68 i 48 dph (graf č. 3 a graf č. 4).

Zajímavé výsledky přinesla recentní studie Krepskiho a Czerniawskiho (2019), kde autoři zkoumali vliv krmení na hladinu a na dno na přežití a růst pstruha obecného po vysazení do toku. Stejně jako v mé práci byla předpokládána hypotéza, že ryby, které se během chovu krmí potravou na dno, by měly mít větší šanci k přežití ve volné přírodě ve srovnání s rybami krmenými na hladinu. V důsledku této změny chování by zarybňování volných vod mohlo být efektivnější, jelikož by ryby ve spodní části vodního sloupce měly být méně náchylné na predaci. Ačkoliv v případě výše zmíněného experimentu nebyly ryby natáčeny, byla autory pozorována velká změna v chování během krmení. Pstruzi krmení na hladinu se při příjmu potravy pohybovali právě v horní části nádrže, zato pstruzi krmení na dno se při krmení zdržovali pouze ve spodní části nádrže. Ačkoliv při natáčení chování jeseterů v mém pokusu nedocházelo k podávání krmiva, byly také zjištěny rozdíly mezi rybami krmenými na hladinu a na dno. Na konci studie Krepskiho a Czerniawskiho (2019) bylo zjištěno, že přežití ryb krmených na hladinu bylo vyšší v hlubokém toku a přežití ryb krmených na dno zase v mělkém toku s rychlým proudem, což naznačuje, že krmné režimy mohou být uzpůsobeny podle místa, do kterého budou ryby vysazeny.

Na základě studií Reinhardta (2001) a Stunze a kol. (2001) lze tvrdit, že jeseteři ze skupiny NFBB se svým chováním nejvíce přibližují divokým rybám. Dále bylo ve zmíněné studii Reinhardta (2001) zjištěno, že pokud byli lososi masu krmeni pomalu se potápějícím krmením, divocí jedinci na něj útočili ze spodní části nádrže, zatímco domestikované ryby zůstávaly u hladiny. Tato skutečnost potvrzuje, že je třeba testovat strategie, které by měly za výsledek změnu chování intenzivně odchovaných ryb, které mají být následně vysazeny do volných vod. Můj experiment naznačil, že jednou z možností může být optimalizace krmných režimů. Podle zjištění z dalších studií můžou k tomuto cíli napomoci i strategie přiblížení prostředí intenzivního chovu přírodním podmínkám, jako je snížení hustoty obsádky (Brockmark a Johnsson, 2010), simulované útoky predátorů a krmení živou potravou (Roberts a kol., 2011) či vytvoření přírodě blízkých podmínek v odchovných nádržích (Brignon a kol., 2018). Kombinace těchto přístupů by se mohla stát předmětem dalšího výzkumu a napomoci tak ke zvýšení adaptability a přežití ryb po vysazení do přírody.

Vzhledem ke zjištěným výsledkům se NFBB jeví jako nejvhodnější krmný režim, jenž je možné použít pro jesetery. Ryby ze zmiňované skupiny se ve věku 68 i 88 dph

pohybovaly v horních 25 % nádrže statisticky nejméně ze všech testovaných režimů (pouze ve věku 68 dph se od ní nelišila skupina NFSF). V horních 10 % nádrže strávili jeseteři ze skupiny NFBB ve věku 68 a 88 dph průměrně nejméně času, ačkoliv nebyly pozorovány statistické rozdíly. Navíc NFBB vykazovala průměrně nejnižší aktivitu ve věku 88 dph. Pokud budou jeseteři sibiřští chováni v nádržích podobných těm, které byly využity v mém pokusu, jsou ryby ve věku 88 dph ze skupiny NFBB nejvhodnější pro vysazení do volných vod. Navíc je testovaná technologie finančně nenáročná a velmi jednoduchá na provedení, jelikož se jedná pouze o montáž trychtýře, na který bude následně napojena hadička, jež odvede krmení na dno, ve spojení s nastavením automatických krmítek na noční režim.

## 5.2. Vliv hladovění na chování ryb

Vliv hladovění jako příčina snížení pohybu u dna byl pozorován u larev, juvenilů i dospělců několika druhů ryb (Croy a Hughes, 1991; Hossain a kol., 2001; Miyazaki a kol., 2000). Beukema (1968) poukázal na to, že koljuška tříostná (*Gasterosteus aculeatus*) vykazovala častější plavání a příjem potravy mimo oblast dna, když doba bez krmení vzrostla z 16 na 88 hodin. Ve studii Lü a kol. (2019) vykazoval platýs japonský již při zvýšení doby bez krmení z 12 na 24 hodin vyšší čas strávený mimo oblast dna, kde se jinak tento druh přirozeně pohybuje.

Vliv hladovění na chování platýsů japonských zkoumal také Miyazaki a kol. (2000). Cílem této studie bylo stejně jako v případě mého pokusu snaha o optimalizaci intenzivního odchovu pro následnou větší úspěšnost při vysazování do volných vod. Studie ukázala, že se ryby při krmení po čtyřdenním hladovění pohybovaly signifikantně více mimo oblast dna než ryby, které hladověly pouze 1 den. V mém experimentu sice ryby nebyly při natáčení chování krmeny, nicméně bylo zjištěno, že se obecně ryby po deseti dnech hladovění ve věku 78 a 118 dph pohybovaly průměrně více v horních 25 % nádrže (graf č. 8), stejně tak v horních 10 % ve věku 118 dph než před hladověním (graf č. 9).

Furuta (1998) ve své publikaci uvádí, že náchylnost divokých platýsů japonských vůči predaci vrostla po tří a sedmidenním hladovění. Hlavním důvodem bylo větší množství času stráveného ve vodním sloupci namísto oblasti dna a také častější pohyb. Zjištění o zvyšující se uplavané vzdálenosti bylo učiněno i v mém pokusu u jeseterů po pěti a desetidenním hladovění ve věku 73, respektive 78 dph. Avšak v dalších dvou

cyklech hladovění se aktivita ryb oproti době před hladověním snižovala, což je možné vidět na grafu č. 10. Toto zjištění je možné vysvětlit tak, že větší ryby snášely proces hladovění lépe, proto nevykazovaly takovou aktivitu jako menší ryby.

Jedním ze zajímavých zjištění mé práce bylo zvýšení průměrného stráveného času jeseterů po desetidenním hladovění ve věku 118 dph ve všech čtyřech sledovaných oblastech, což naznačuje, že ryby nevyhledávaly oblasti ve střední části nádrže a zdržovaly se hlavně u hladiny nebo naopak u dna. Proč došlo k situaci je nejasné a je třeba dalších studií pro vysvětlení této události.

I přes celou řadu statistických rozdílů mezi jednotlivými experimentálními skupinami (NFBF, NFSF, DFBF, DFSF) zjištěnými po pěti i desetidenním hladovění nebyl pozorován žádný trend, který by potvrdil vliv některých z krmných režimů na chování jeseterů po procesu hladovění. Proto lze konstatovat, že hladovění ryb potlačuje získané výhody plynoucí z pozitivního vlivu krmných režimů na chování jeseterů, jak bylo pozorováno u skupiny NFBF.

### **5.3. Další zjištění během pokusu**

Jedno ze zajímavých zjištění bylo pozorováno při vylovení ryb z odchovných nádrží s následným přesazením do nádrží na natačení. Jeseteři jsou velmi citliví na stres a ve stresových situacích vylučují velké množství slizu (Liubov a kol., 2002). Po vypuštění do pozorovacích nádrží se jeseteři obvykle pohybovali převážně v oblasti dna, kde zůstávali desítky minut a zotavovali se z této stresující situace. Proto bylo zcela nutné dodržovat minimálně hodinu adaptace na nové prostředí, popřípadě by bylo možné v dalších pokusech tento čas ještě prodloužit, nicméně hodina adaptace se osvědčila jako dostačující. Navíc tento postup do určité míry simuluje vysazení ryb do nového prostředí. Překvapivé bylo zjištění, že rybám, které prošly hladověním, a tudíž s nimi bylo manipulováno vícekrát (z odchovných nádrží se přemístily do pozorovacích nádrží, z nich pak do nádrží na hladovění a následně byly znovu natačeny), stačila mnohem kratší doba na tuto adaptaci. Některé ryby dokonce vůbec neklesaly na dno a hned volně plavaly bez příznaků prodělání stresové situace. Tato zjištění se shodují s výsledky studie Takahashiho a Masudy (2018), která prokázala změnu behaviorálních charakteristik juvenilních pražmanů japonských (*Pagrus major*) poté, co byly ryby dvakrát denně dvě minuty po dobu tří týdnů pronásledovány sítíkou. Ryby, které byly vystavovány chytání sítíkou, vykazovaly rychlejší opuštění úkrytu a začaly rychleji přijímat potravu ve

srovnání s kontrolou, navíc vykazovaly vyšší míru vyhýbání se predátorovi než ryby z kontrolní skupiny. To naznačuje, že expozice novému objektu v podobě sítě může zlepšit toleranci vůči stresu vyvolanému neznámým objektem, změnou prostředí a bdělostí vůči novému objektu. Ryby, jež prošly hladověním, měly navíc prázdný trávicí trakt, díky čemuž se snižovaly jejich nároky na spotřebu kyslíku (Secor a Niklitschek, 2001). Z toho je možné usuzovat, že s rostoucí zkušeností se stresovou situací, kterou představovalo přelovení a přemístění do jiných nádrží, a také v důsledku toho, že ryby nemusely trávit pozřené krmivo, se snižovala stresová odpověď jeseterů.

Jednou z komplikací během pokusu bylo poměrně vysoké množství jeseterů (odhadem 20 %), u kterých došlo k plynatosti v důsledku přítomnosti plynu v tělní dutině. Tyto ryby byly u hladiny otočeny břichem vzhůru, nepřijímaly potravu a časem hynuly. Po konzultaci s Ing. Davidem Gelou, Ph.D., který má letité zkušenosti s odchovem jeseterů, bylo zjištěno, že i přes snahy, jako byly perforace a odstranění plynu, koupele, zředění obsádky či podávání různých typů a velikosti krmiv včetně příměsí písku, nedošlo k eliminaci zmíněného problému a vždy se u části obsádky onemocnění objevila (osobní sdělení). Při ředění obsádky (46 dph) byla snaha o jejich vyřazení z pokusu. Nicméně se i v následujícím období objevilo v odchovných nádržích několik jedinců s přítomností plynu v tělní dutině. Při vybírání ryb do pozorovacích nádrží tedy muselo dojít k vyloučení těchto jeseterů, jelikož by jejich pohyb u hladiny a neschopnost potopit se mohla zásadním způsobem ovlivnit výsledky celého experimentu. Tato komplikace se objevila u jeseterů ve všech odchovných nádržích, proto nelze potvrdit, že by na vznik zmiňovaného onemocnění mohl mít vliv způsob krmného režimu, nicméně se jedná o zjištění, které by se mohlo stát předmětem dalšího testování. Stejným problémem se zabývala i studie Tureho a kol. (2018) na juvenilním jeseterovi ruském, který pocházel z rybí farmy v Turecku. Při vypuknutí onemocnění došlo k úhynu 15 % obsádky jesetera o váze 2,7 – 4,2 g. Na základě biochemických charakteristik tato studie odhalila, že původce onemocnění je bakterie *Aeromonas* sp. Nejdůležitějšími klinickými příznaky bylo plavání břichem vzhůru a absence příjmu potravy. Ryby vykazovaly zvětšené břicho kvůli problému s nahromaděním plynu v plynovém měchýři, což odpovídá pozorovaným symptomům u jesetera sibiřského v mém pokusu.



## 6. Závěr

Na základě výsledků pokusu lze konstatovat, že různé krmné režimy mají vliv na chování jeseterů sibiřských v určitých fázích odchovu. Byla pozorována řada statistických rozdílů mezi testovanými skupinami především v pohybu v horních a dolních 25 % pozorovací nádrže. Statistické rozdíly byly také pozorovány mezi jednotlivými skupinami po pěti a desetidenním hladovění.

V pohybu v dolních 25 % nádrže ve věku 88 dph vykazovala signifikantně nejvíce stráveného času skupina ryb krmená na dno během noční fáze. V horních 25 % nádrže se signifikantně nejméně pohybovala znovu skupina jeseterů krmená na dno během noční fáze, a to ve věku 88 a 68 dph (ve věku 68 dph se od ní nelišila jen skupina krmená na hladinu přes noc). V horních ani dolních 10 % pozorovací nádrže nebyly po celodenním natáčení nalezeny žádné statistické rozdíly. V celkové aktivitě byl nalezen jen rozdíl mezi skupinou krmenou na dno přes noc a skupinou krmenou na dno přes den ve věku 88 dph, kdy první zmiňovaná skupina vykazovala nejnižší aktivitu. Výsledky po periodě hladovění nejsou zcela průkazné. Přestože byla nalezena řada rozdílů mezi skupinami, nebyl pozorován žádný konstantní trend. Stejně tak se nepodařilo nalézt ani návaznost na data, která byla zjištěna před hladověním. Proto lze konstatovat, že hladovění ryb potlačuje získané výhody plynoucí z pozitivního vlivu krmných režimů na chování jeseterů, jak bylo pozorováno u skupiny krmené na dno během noci.

Z práce vyplývá, že krmení na dno v noci bylo v podmínkách našeho experimentu hodnoceno jako nejvhodnější z pozorovaných variant krmných režimů pro jesetery sibiřské, kteří by následně měli být vysazeni do volných vod s cílem minimalizovat negativní projevy v chování vznikající při intenzivním chovu. Ryby z této testované skupiny se totiž ve věku 68 a 88 dph pohybovaly nejméně v horních 25 % pozorovací nádrže a ve věku 88 dph navíc nejvíce v dolních 25 % nádrže, což může vést ke snížení náchylnosti na predaci a tím pádem ke zvýšení přežití v přírodě. Do budoucna se jeví jako vhodné zkoumat strategie přiblížení prostředí intenzivního chovu přírodním podmínkám, jako jsou například simulované útoky predátorů, snížení hustoty obsádky, krmení živou potravou či vytvoření přírodě blízkých podmínek v odchovných nádržích. Využití těchto strategií v kombinaci nočního krmení na dno by mohlo mít za důsledek zvýšení adaptability jeseterů, což by znamenalo vyšší přežití po vysazení do volných vod. Je nutné věnovat se dalším pokusům a zjistit, jaké přežití intenzivně odchováni jeseteři, na kterých budou aplikovány metody pro zvýšení adaptability, vykazují po vysazení do přírody.

## 7. Přehled použité literatury

- Abdolhay, H.A., Tahori, H.B., 2006. Fingerling production and Release for Stock Enhancement of Sturgeon in the Southern Caspian Sea: an overview. *Journal of Applied Ichthyology* 22, pp. 125-131.
- Adámek, Z., Kouřil, J., 1996. Nepůvodní druhy ryb posledních let v České republice z hlediska původní ichtyofauny. In: Lusk, S., Halačka, K. (Eds.), *Biodiverzita ichtyofauny České republiky (I)*. Ústav ekologie krajiny AV ČR, Brno, pp. 34-41.
- Akimova, N.V., Ruban, G.I., 1995. Reaction of reproductive system of sturgeons on anthropogenic impacts as a factor of population dynamics // *Ecology of populations: structure and dynamics*. Moskow. Part II, pp. 491-500.
- Alvarez, D., Nicieza, A.G., 2003. Predator avoidance behaviour in wild and hatchery-reared brown trout: The role of experience and domestication. *Journal of Fish Biology* 63, 1565-1577.
- Araki, H., Berejikian, B.A., Ford, M.J., Blouin, M.S., 2008. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications* 1(2), 342-355.
- Arlinghaus, R., Laskowski, K. L., Alós, J., Klefoth, T., Monk, C. T., Nakayama, S., Schröder, A., 2017. Passive gear-induced timidity syndrome in wild fish populations and its potential ecological and managerial implications. *Fish and Fisheries* 18(2), 360-373.
- ASMFC (Atlantic States Marine Fisheries Commission), 2017. Atlantic Sturgeon Benchmark Stock Assessment Indicates Slow Recovery Since Moratorium; Resource Remains Depleted. Dostupné z: <http://www.asmfmc.org/uploads/file/59ef8ce6pr51AtlanticSturgeonBenchmarkStockAssmt.pdf>, (navštíveno 21.2.2020).
- Avise, J.C., Hamrick, J.L., 1996. *Conservation genetics: case histories from nature*. Chapman et Hall, New York, 512 pp.
- Bacalbaşa-Dobrovici, N., Patriche, N., 1999. Environmental studies and recovery actions for sturgeon in the Lower Danube River system. *Journal of Applied Ichthyology* 15, 114-115.
- Baer, J., Blasel, K., Diekmann, M., 2007. Benefits of repeated stocking with adult, hatchery reared brown trout, *Salmo trutta*, to recreational fisheries? *Fisheries Management and Ecology* 14, 51-59.
- Barannikova, I.A., Burtsev, I.A., Vlasenko, A.D., Gershanovich, A.D., Markarov, E.V., Chebanov, M.S., 1995. Sturgeon Fisheries in Russia. *Proceedings of the Second*

- International Symposium on Sturgeons, September 6-11, 1993. VNIRO Publication. Moscow-Kostroma-Moscow, 130 pp.
- Baras, E., 2012. Cannibalism in fish larvae: What have we learned? In: Qin, J.G. (Ed.), Larval Fish Aquaculture. New York: Nova Science Publishers, pp. 1-37.
- Basaran, F., Ozbilgin, H., Ozbilgin, Y.D., 2007, Effect of lordosis on the swimming performance of juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.). Aquaculture Research 38, 870-876.
- Beamesderfer, R.C.P., Farr, R.A., 1997. Alternatives for the protection and restoration of sturgeons and their habitat. Environmental Biology of Fishes 48, 407-417.
- Bell, J.D., Bartley, D.M., Lorenzen, K., Loneragan, N.R., 2006. Restocking and stock enhancement of coastal fisheries: Potential, problems and progress. Fisheries Research 80(1), 1-8.
- Benhaïm, D., Samuel Péan, S, Lucasa, G., Blanc, N., Chatain B., 2012. Early life behavioural differences in wild caught and domesticated sea bass (*Dicentrarchus labrax*). Applied Animal Behaviour Science 141, 79-90.
- Berejikian, B. A., 1995. The effect of hatchery and wild ancestry and experience on the relative ability of steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) to avoid a benthic predator. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52, 2476-2482.
- Berejikian, B., Tezak, E., Schroder, S., Flagg, T., Knudsen, C., 1999. Competitive differences between newly emerged offspring of captive-reared and wild coho salmon. Transactions of The American Fisheries Society 128, 832-839.
- Berejikian, B.A., Tezak, E. P., Park, L., LaHood, E., Schroder, S.L., Beall, E., 2001. Male competition and breeding success in captive reared and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58, 804-810.
- Berejikian, B.A., Tezak, E.P., LaRae, A.L., 2003. Innate and enhanced predator recognition in hatchery-reared Chinook salmon. Environmental Biology of Fishes 67, 241-251.
- Bernet, D., Schmidt, H., Meier, W., Burkhardt-Holm, P., Wahli, T., 1999. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. Journal of Fish Diseases 22, 25-34.
- Beukema, J.J., 1968. Predation by the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.): the influence of hunger and experience. Behaviour 31(1-2), 1-125.
- Billard, R., Lecointre, G., 2001. Biology and conservation of sturgeon and paddlefish. Reviews in Fish Biology and Fisheries 10, 355-392.

- Biro, P.A., Post, J.R., 2008. Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. *Proceeding of the National Academy of Science U.S.A.* 105(8), 2919-2922.
- Blaxter, J.H.S., 2000. The enhancement of marine fish stocks. *Advances in Marine Biology* 38, 2-54.
- Boscari, E., Pujolar, J.M., Dupanloup, I., Corradin, R., Congiu, L., 2014. Captive breeding programs based on family groups in polyploid sturgeons. *PloS one* 9, e110951.
- Brännäs, E., 1995. First access to territorial space and exposure to strong predation pressure: a conflict of early emerging Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Evolutionary Ecology* 9, 411-420.
- Brignon, W.R., Pike, M.M., Ebbesson, L.O.E., Scholler, H.A., Peterson, J.T., Schrek, C.B., 2018. Rearing environment influences boldness and prey acquisition behaviour, and brain and lens development of bull trout. *Environmental Biology of Fishes* 101, 383-401.
- Brockmark, S., Johnsson, J.I., 2010. Reduced hatchery rearing density increases social dominance, postrelease growth, and survival in brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(2), 288-295.
- Bronzi, P., Chebanov, M., Michaels, J.T., Wei, Q., Rosenthal, H., Gessner, J., 2019. Sturgeon meat and caviar production: Global update 2017. *Journal of Applied Ichthyology* 35, 257-266.
- Brown, C., Davidson, T., Laland, K., 2003. Environmental enrichment and prior experience of live prey improve foraging behaviour in hatchery-reared Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 63(1), 187-196.
- Brown, C., Day, R. L., 2002. The future of stock enhancements: lessons for hatchery practice from conservation biology. *Fish and Fisheries* 3(2), 79-94.
- Brown, C., Laland, K.L., 2001. Social learning and life skills training for hatchery reared fish. *Journal of Fish Biology* 59, 471-493.
- Brown, C., Warburton, K., 1999. Differences in timidity and escape responses between predator-naive and predator-sympatric rainbow fish populations. *Ethology* 105, 491-502.
- Brown, G.E., Smith, R.J.F., 1998. Acquired predator recognition in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): conditioning hatchery-reared fish to recognize chemical cues of a predator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 611-617.
- CFR (California Freshwater Fishing), 2020. Sturgeon Regulations. Dostupné z: <http://www.eregulations.com/california/fishing/freshwater/sturgeon-regulations>, (navštíveno 20.2.2020).

- CITES (the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), 2020. What is CITES?. Dostupné z: <https://www.cites.org/eng/disc/what.php>, (navštíveno 26.1.2020).
- CITES (the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), 2019. Appendices I, II and III. Dostupné z: <https://www.cites.org/eng/app/appendices.php>, (navštíveno 26.1.2020).
- Cristea, V., Suciu, R., Ionescu, T., 2016. Evaluarea supraviețuirii și răspândirii în Marea Neagră a puilor de sturioni din specii amenințate critic, lansați în Dunărea inferioară România (2013-2015), 1-121.
- Croy, M.I., Hughes, R.N., 1991. The influence of hunger on feeding behaviour and on the acquisition of learned foraging skills by the fifteen-spined stickleback, *Spinachia spinachia* L. *Animal Behaviour* 41(1), 161-170.
- Czerniawski, R., Pilecka-Rapacz, M., Domagala, J., 2011. Stocking experiment with Atlantic salmon and sea trout parr reared on either live prey or a pellet diet. *Journal of Applied Ichthyology* 27, 984-989.
- Dashdorzh, A., 1955. Fish fauna of the upper courses of the Selenga and Amur rivers in Mongolian territory. *Russian Journal of Zoology* 34(3), 570-577.
- DeMeulenaer, T., Raymakers, C., 1996. Sturgeons of the Caspian Sea and investigation of the international trade in Caviar. *TRAFFIC Int.*, Cambridge, pp. 1-71.
- Diaz Pauli, B., Sih, A., 2017. Behavioural responses to human-induced change: Why fishing should not be ignored. *Evolutionary Applications* 10(3), 231-240.
- DNR (the Department of Natural Resources), 2020. Lake Sturgeon. Dostupné z: [https://www.michigan.gov/dnr/0,4570,7-350-79119\\_79146\\_82434---,00.html](https://www.michigan.gov/dnr/0,4570,7-350-79119_79146_82434---,00.html), (navštíveno 20.2.2020).
- Doyle, R.W., Perez-Enriquez, R., Takagi, M., Taniguchi, N., 2001. Selective recovery of founder genetic diversity in aquacultural broodstocks and captive, endangered fish populations. *Genetica* 111, 291-304.
- Duftner, N., Koblmüller, S., Weiss, S., Medgyesy, N., Sturmbauer, C., 2005. The impact of stocking on the genetic structure of European grayling (*Thymallus thymallus*, Salmonidae) in two alpine rivers. *Hydrobiologia* 542, 121-129.
- Dumont, H., 1995. Ecocide in the Caspian Sea. *Nature* 377, 673-674.
- Einum, S., Fleming, I. A., 1997. Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 50, 634-651.

- Elvira, B., Almodóvar, A., 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59, 323-331.
- Faucher, K., Fichet, D., Maramand, P., Lagardère, J.P., 2006. Impact of acute cadmium exposure on the trunk lateral line neuromasts and consequences on the C-start response behaviour of the sea bass (*Dicentrarchus labrax* L., Teleostei, Monoridae). *Aquatic Toxicology* 76, 278-294.
- Furuta, S., 1996. Predation on juvenile Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*) by diurnal piscivorous fish: field observations and laboratory experiments. In: Watanabe, Y., Yamashita, Y., Oozeki, Y. (Eds.), *Survival Strategies in Early Life Stages of Marine Resources*. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 285-294.
- Furuta, S., 1998. Effects of starvation on feeding behavior and predation vulnerability of wild Japanese flounder juvenile. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 64(4), pp. 658-664.
- Gela, D., Kahanec, M., Rodina, M., 2012. Metodika odchovu raných stadií jeseterovitých ryb. *Edice metodik (Technologická řada)*, FROV JU, Vodňany, č. 126, 46 s.
- Gessner, J., 2009. Remediation of the European Atlantic sturgeon (*Acipenser sturio*). (Proceedings of the Progress in Marine Conservation in Europe Stralsund, Germany, 2009). In: von Nordheim, H., Krause, J.C., Maschner, K. (Eds.), *Federal Agency for Nature Conservation*, pp. 137-148.
- Gessner, J., Spratte, S., Kirschbaum, F., 2011. Historic overview on the status of the European Sturgeon (*Acipenser sturio*) and its fishery in the North Sea and its tributaries with a focus on German waters. In: *Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758*. Springer, pp. 195-219.
- Gisbert, E., Williot, P., Castelló-Orvay, F., 1999. Behavioural modifications in the early life stages of Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*, Brandt). *Journal of Applied Ichthyology* 15(4-5), 237-242.
- Glova, G.J., Field-Dodgson, M.S., 1995. Behavioral interactions between chinook salmon and brown trout juveniles in a simulated stream. *Transactions of American Fisheries Society* 124, 194-206.
- Godin, G.J., 1997. Evading predators. In: Godin, G.J. (Ed.), *Behavioural Ecology of Teleost Fishes*. New York: Oxford University Press, pp. 191-236.
- Graham, L.J., Murphy, B.R., 2007. The decline of the Beluga sturgeon: a case study about fisheries management. *Journal of Natural Resources and Life Sciences Education* 36, 66-75.

- Green, E., 1993. Poisoned legacy: Environmental Quality in the newly independent States. *Environmental Science and Technology* 27, 590-595.
- Griffiths, S.W., Amstrong, J.D., 2002. Rearing conditions influence refuge use among overwintering Atlantic salmon juveniles. *Journal of Fish Biology* 60, 363-369.
- Gross, M.R., 1998. One species with two biologies: Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the wild and in aquaculture. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(1), 131-144.
- Hochleithner, M., Gessner, J., 1999. The sturgeon and paddlefishes (Acipenseriformes) of the world: biology and aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology* 15, 281-281.
- Horká, P., Horký, P., Randák, T., Turek, J., Rylková, K., Slavík, O., 2015. Radio-telemetry shows differences in the behaviour of wild and hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* in response to environmental variables. *Journal of Fish Biology* 86, 544-557.
- Hossain, M.A.R., Tanaka, M., Masuda, R., 2001. Predator-prey interaction between hatchery-reared Japanese flounder juvenile, *Paralichthys olivaceus*, and sandy shore crab, *Matuta lunaris*: daily rhythms, anti-predator conditioning and starvation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 267, 1-14.
- Howell, B.R., 1994. Fitness of hatchery-reared fish for survival in the sea. *Aquaculture and Fisheries Management* 25(Suppl. 1), 3-17.
- Hughes, R.N., Kaiser, M.J., Mackney, P.A., Warburton, K., 1992. Optimizing foraging behaviour through learning. *Journal of Fish Biology* 41(Suppl. B), 77-91.
- Humborg, C., Kollé, C., 1999. Integrated coastal management from the perspective of nutrient control. *Journal of Coastal Conservation* 5, 135-144.
- Huntingford, F.A., 2004. Implications of domestication and rearing conditions for the behaviour of cultivated fishes. *Journal of Fish Biology* 65, 122-142.
- Chang, J., 1999. Structure and dynamics of the spawning stock of Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*, in the Yangtze River. *Acta Biochimica et Biophysica Sinica* 239, 712-720.
- Chen, X., 2007. Biological characteristics and current situation of resource of species of Acipenseriformes. Ocean Publishing House, Beijing, 32 pp.
- Cheng, J., Gao, J., Liu, J., 2005. Discussions on *Acipenser sinensis* status and its conservation strategy. *Modern Fishing* 3, 3-4.
- Iani, M., Paraschiv, M., Hont, S., Holostenco, D., Ciorpac, M., Taflan, E., Suci, R., Tošić, K., Georgescu, L., Iticescu, C., Topa, M., 2019. A Glimpse of a Better Future for the Danube's Flagship Species - First Return of Stocked Sturgeons into the River. 24, 31-40.

- Ionescu, T., Onăra, D., Ciorpac, M., Holostenco, D.N., Taflan, E., Honț, Ș., Paraschiv, M., Iani, M., Bushuiev, S., Chashchyn, O., Memis, D., Komakhidze, G., Cristea, V., Suciu, R., 2017. Black Sea sturgeon diversity: genetic distribution and meta-population structure in coastal areas. In: 8th International Symposium on Sturgeons. Vol. 8. World Sturgeon Conservation Society Vienna, Austria, September, 2017, pp. 1.
- Ireland, S.C., Siple, J.T., Beamesderfer, R.C.P., Paragamian, V.L., Wakkinen, V.D., 2002. Success of hatchery-reared juvenile white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) following release in the Kootenai River. Idaho. Journal of Applied Ichthyology 18, 642-650.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature), 2010. Sturgeon more critically endangered than any other group of species. Dostupné z: <http://www.iucn.org/?4928/Sturgeon-more-critically-endangered-than-any-other-group-of-species>, (navštíveno 5.2.2020).
- Jankovic, D., 1993. Populations of Acipenseridae prior and after the construction of the HEPS Djerdap I and II. Ichthyologia 25(1), 29-34.
- Jirásek, J., Spurný, P., Mareš, J., Ondra, R., Peňáz, M., Baruš, V., Prokeš, M., 1997. Biologické a ekologické aspekty intenzivního odchovu plůdku jeseterů v podmínkách ČR. Závěrečná zpráva o řešení grant. projektu GA ČR. č. 509/94/0345. MZLU v Brně a ÚEK AV ČR v Brně. 143 pp.
- Johnsson, N., Johnsson, B., Hansen, L.P., 1990. Partial segregation in the timing of migration of Atlantic salmon of different ages. Animal Behaviour 40, 313-321.
- Johnsson, N., Petersson, E., Jonsson, B., Bjornsson, B., Jarvi, T., 1996. Domestication and growth hormone alter antipredator behavior and growth patterns in juvenile brown trout *Salmo trutta*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53, 1546-1554.
- Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I., Saloniemi, I., Jutila, E., 2006. The survival of semi-wild, wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts of the Simojoki River in the Baltic Sea. Journal of Fish Biology 68, 430-442.
- Jones, P.W., Martin, F.D., Hardy, J.D., 1978. Development of fishes of the Mid-Atlantic Bight. An atlas of eggs, larval and juvenile stages, volume 1. Acipenseridae through Ictaluridae. U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-78/12, 6.
- Kasumyan, A.O., 2002. Sturgeon food searching behaviour evoked by chemical stimuli: a reliable sensory mechanism. Journal of Applied Ichthyology 18(4-6), 685-690.
- Keith, P., Allardi, J., 2001. Atlas des poissons d'eau douce de France. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Patrimoines naturels 47, 1-387.



- Kellison, G.T., Eggleston, D.B., Burke, J.S., 2000. Comparative behaviour and survival of hatchery-reared versus wild summer flounder (*Paralichthys dentatus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57(9), 1870-1877.
- Khodorevskaya, R.P., Dovgopol, G.F., Zhuravleva, O.L., Vlasenko, A.D., 1997. Present status of commercial stocks of sturgeons in the Caspian Sea basin. Environmental Biology of Fishes 48(1-4), 209-220.
- Khodorevskaya, R.P., Krasikov, E.V., Dovgopol, G.F., Zhuravleva, O.L., 2000. Formation of the stock of the Caspian Acipenserids under present-day conditions. Journal of Ichthyology 40, 602-609.
- Klefoth, T., Skov, C., Krause, J., Arlinghaus, R., 2012. The role of ecological context and predation risk-stimuli in revealing the true picture about the genetic basis of boldness evolution in fish. Behavioral Ecology and Sociobiology 66(4), 547-559.
- Klefoth, T., Skov, C., Kuparinen, A., Arlinghaus, R., 2017. Toward a mechanistic understanding of vulnerability to hook-and-line fishing: Boldness as the basic target of angling-induced selection. Evolutionary Applications 10(10), 994-1006.
- Koeck, B., Závorka, L., Aldvén, D., Näslund, J., Arlinghaus, R., Thörnqvist, P., Winberg, S., Björnsson, B. T., Johnsson, J.I., 2019. Angling selects against active and stress-resilient phenotypes in rainbow trout. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 76(2), 320-333.
- Kohane, M.J., Parsons, P.A., 1988. Domestication. Evolutionary change under stress? Evolutionary Biology 23, 31-48.
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin, pp. 646.
- Krepski, T., Czerniawski, R., 2019. Can we teach a fish how to eat? The impact of bottom and surface feeding on survival and growth of hatchery-reared sea trout parr (*Salmo trutta trutta* L.) in the wild. PloS one, 14.
- Lee, J.S., Berejikian, B.A., 2009. Structural complexity in relation to the habitat preferences, territoriality, and hatchery rearing of juvenile China rockfish (*Sebastes nebulosus*). Environmental Biology of Fishes 84(4), 411-419.
- Lefrançois, C., Domenici, P., 2006. Locomotor kinematic sand behaviour in the escape response of European sea bass *Dicentrarchus labrax* L. exposed to hypoxia. Marine Biology 149, 969-977.

- Lenhardt, M., Cakic, P., Kolarevic, J., 2004a. Influence of the HEPS Djerdap I and Djerdap Ildam construction on catch of economically important fish species in the Danube River. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4(4), 499-502.
- Lenhardt, M., Kolarevic, J., Jaric, I., Cvijanovic, G., Mickovic, B., Gacic, Z., Cakic, P., Nikcevic, M., 2004b. Assessment concepts for river ecosystems characterization based on sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) population research. In: Garcia, D.J.L., Martinez, P.V. (Eds), *Aquatic Habitats: Analysis & Restoration, Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics Aquatic Habitats: Analysis & Restoration*, Madrid, 12–17 September, 2004, pp. 153-156.
- Liubov, B., Barannikova, I., Semenkova, T., 2002. Sturgeon stress reaction in aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology* 18, 397-404.
- Lorenzen, K., Beveridge, M.C.M., Mangel, M., 2012. Cultured fish: Integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biological Reviews* 87(3), 639-660.
- Louison, M.J., Adhikari, S., Stein, J.A., Suski, C.D., 2017. Hormonal responsiveness to stress is negatively associated with vulnerability to angling capture in fish. *Journal of Experimental Biology* 220(14), 2529-2535.
- Lü, H., Chapelsky, A., Fu, M., Xi, D., Zhang, Z., Zhang, X., 2019. Effect of sand grain size on substrate preference and burial behaviour in cultured Japanese flounder juvenile, *Paralichthys olivaceus*. *Aquaculture Research* 49(4), pp. 1664-1671.
- Lucas, M.D., Drew, R.E., Wheeler, P.A., Verrell, P.A., Thorgaard, G.H., 2004. Behavioral differences among rainbow trout clonal lines. *Behavior Genetics* 34, 355-365.
- Ludwig, A., Lippold, S., Debus, L., Reinartz, R., 2009. First evidence of hybridization between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. *Biological Invasions* 11(3), 753-760.
- Maury-Brachet, R., Rochard, E., Durrieu, G., Boudou, A., 2008. The ‘storm of the century’ (December 1999) and the accidental escape of Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) into the Gironde Estuary (southwest France). *Environmental Science and Pollution Research* 15, 89.
- Maynard, D.J., Flagg, T.A., Mahnken, C.V.W., 1996b. Development of a natural rearing system to improve supplemental fish quality. Bonneville Power Administration, Progress Report DE-AI79-91BP20651, Portland, Oregon, 160 pp.
- Maynard, D.J., Hackett, J.L., Wastel, M.R., LaRae, A.L., McDowell, G.C., Flagg, T.A., Mahnken, C.V., 2001. The effect of automated sub-surface feeders on the behavior and

- predator vulnerability of fall chinook salmon. Development of a Natural Rearing System to Improve Supplemental Fish Quality, 6.
- Maynard, D.J., McDowell, G.C., Tezak, E.P., Flagg, T.A., 1996a. Effects of diets supplemented with live food on the foraging behaviour of cultured fall chinook salmon. *Progressive Fish Culturist* 58, 187-191.
- McLean, I.G., 1997. Conservation and the ontogeny of behaviour. In: Clemmons, J.R., Buchholz, R. (Eds.), *Behavioural Approaches to Conservation in the Wild*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 132-156.
- McLean, J.E., Bentzen P., Quinn T.P., 2003. Differential reproductive success of sympatric, naturally spawning hatchery and wild steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) through the adult stage. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60, 433-440.
- Mezzerà, M., Largiadèr, C.R., 2001. Evidence for selective angling of introduced trout and their hybrids in a stocked brown trout population. *Journal of Fish Biology* 59(2), 287-301.
- Miller, R.B., 1954. Comparative survival of wild and hatchery-reared cutthroat trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 83, 120-130.
- Miyazaki, T., Masuda, R., Furuta, S., Tsukamoto, K., 2000. Feeding behaviour of hatchery-reared juveniles of the Japanese flounder following a period of starvation. *Aquaculture* 190(1-2), 129-138.
- Moore, M., Berejikian, B.A., Tezak, E.P., 2012. Variation in the early marine survival and behavior of natural and hatchery-reared Hood Canal steelhead. *PloS ONE* 7(11), e49645.
- Munaka, A., Björnsson, B. T., Jonsson, E., Amano, M., Ikuta, K., Kitamura, S., Kurokawas, T., Aida, K., 2000. Post-release adaptation processes of hatchery-reared honmasu salmon parr. *Journal of Fish Biology* 56, 163-172.
- Myers, R.A., Levin, S.A., Lande, R., James, F.C., Murdoch, W.W., Paine, R.T., 2004. Hatcheries and endangered salmon. *Science* 303, 1980.
- MŽP (Ministerstvo životního prostředí), 2020. CITES – základní informace. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/cites\\_obchod\\_ohrozenymi\\_druhy/\\$FILE/O DOIMZ-CITES\\_ZAKLADNI\\_%20INFO-200327.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/cites_obchod_ohrozenymi_druhy/$FILE/O DOIMZ-CITES_ZAKLADNI_%20INFO-200327.pdf), (navštíveno 21.1.2020).
- Naeslund, I., 1992. Survival and distribution of pond and hatchery-reared 0+ browntrout, *Salmo trutta* L., released in a Swedish stream. *Aquaculture and Fisheries Management* 23, 477-488.
- Near, T.J., Eytan R.I., Dornburg A., Kuhn K.L., Moore J.A., Davis M.P., Wainwright P.C., Friedman M., Smith W.L., 2012. Resolution of ray-finned fish phylogeny and timing of diversification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 13698-13703.

- Nickelson, T.E., Solazzi, M.F., Johnson, S.L., 1986. Use of hatchery coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) presmolts to rebuild wild populations in Oregon coastal streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43, 2443–2449.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), 2020. Shortnose Sturgeon. Dostupné z: <https://www.fisheries.noaa.gov/species/shortnose-sturgeon#conservation-management2296>, (navštíveno 21.2.2020).
- Olla, B.L., Davis, M.W., 1989. The role of learning and stress in predator avoidance of hatchery reared coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) juveniles. Aquaculture 76, 209-214.
- Pasquet, A., 2018. Effects of Domestication on Fish Behaviour. In: Animal Domestication, IntechOpen, 18 pp.
- Paszkowski, C.A., Olla, B.L., 1985. Foraging behaviour of hatchery produced coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolts on live prey. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42, 1915-1921.
- Pearsons, T.N., Fritts, A.L., Scott, J.L., 2007. The effect of hatchery domestication on competitive dominance of juvenile spring Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 64, 803-812.
- Pikitch, E.K., Doukakis, P., Lauck, L., Chakraharty, P., Erickson, D.L., 2005. Status, trends, and management of sturgeon and paddlefish fisheries. Fish and Fisheries 6, 233-265.
- Raymakers, C., 2002. Study on the social and economic aspects of illegal fishing in the Caspian Sea. Traffic Europe: WWF, 47 pp.
- Reinhardt, U.G., 2001. Selection for surface feeding in farmed and sea-ranched masu salmon juveniles. Transactions of the American Fisheries Society 130(1), 155-158.
- Reinhardt, U.G., Yamamoto, T., Nakano, S., 2001. Effects of body size and predators on intracohort competition in wild and domesticated juvenile salmon in a stream. Ecological Research 16, 327-334.
- Reiriz, L., Nicieza, A.G., Brana, F., 1998. Prey selection by experienced and naive juvenile Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 53, 100-114.
- Roberts, L.J., Taylor, J., Garcia de Leaniz, C., 2011. Environmental enrichment reduces maladaptive risk-taking behavior in salmon reared for conservation. Biological Conservation 144, 1972–1979.
- Robinson, B.D., Rowland, W., 2005. A potential model system for studying the genetics of domestication: Behavioral variation among wild and domesticated strains of zebra fish (*Danio rerio*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62, 2046-2054.

- Rochard, E., Castelnaud, G., Lepage, M., 1990. Sturgeons (Pisces: Acipenseridae); threats and prospects. *Journal of Fish Biology* 37, 123-132.
- Ruban, G.I., 1996. The Siberian sturgeon, *Acipenser baerii baerii*, population status of the Ob' River. *Sturgeon Quarterly* 4, 8-10.
- Ruban, G.I., 1997. Species structure, contemporary distribution and status of Siberian sturgeon, *Acipenser baerii*. *Environmental Biology of Fishes* 48(1-4), 221-230.
- Ruban, G.I., 1999. The Siberian sturgeon *Acipenser baerii* Brandt (Structure and Ecology of the Species). Moscow, GEOS publishers, 235 pp.
- Ruban, G.I., 2005. The Siberian sturgeon, *Acipenser baerii* Brandt: species structure and ecology. Demand GmbH, pp. 203-203.
- Ruban, G.I., 2018. Geographical distribution, ecological and biological characteristics of the Siberian sturgeon species. In: *The Siberian Sturgeon (Acipenser baerii, Brandt, 1869) Volume 1-Biology*. Springer, Cham, pp. 3-28.
- Ruban, G.I., Konoplya, L.A., 1994. Diet of the Siberian Sturgeon, *Acipenser baeri*, in the Indigirka and Kolyma rivers. *Journal of Ichthyology*, 1.
- Ruban, G.I., Zhu, B., 2010. *Acipenser baerii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T244A13046607, 13 pp.
- Ruzzante, D.E., Doyle, R.W., 1993. Evolution in a social behavior in a resource-rich, structured environment selection experiments with medaka (*Oryzias latipes*). *Evolution* 47, 456-470.
- Salvanes, A.G.V., 2017. Antipredator behaviours of hatchery *Salmo salar* juveniles similar to wild juveniles. *Journal of Fish Biology* 98, 1785-1796.
- Secor, D.H., Arefiev, V., Nikolaev, A., Sharov, A., 2000. Restoration of sturgeons: lessons from the Caspian Sea sturgeon ranching programme. *Fish and Fisheries* 1, 215-230.
- Secor, D.H., Houde, E.D., 1998. Use of larval stocking in restoration of Chesapeake Bay striped bass. *ICES Journal of Marine Science* 55, 228-239.
- Secor, D.H., Niklitschek, E.J., 2001. Hypoxia and sturgeons: Report to the Chesapeake Bay Program dissolved oxygen criteria team. 26 pp.
- Shagaeva, V.G., Nokolskaya, M.P., Akimova, N.V., Nikolskaya, N.G., 1993. A study of the early ontogeny of Volga sturgeon (*Acipenseridae*) subjected to human activity. *Journal of Ichthyology* 33, 23-41.
- Shaw, E., 1978. Schooling fishes. *American Scientist* 66, 166-175.

- Sokolov, V., Vasilev, P., 1989. *Acipenser baerii* Brandt, 1869. In: Holčík, J. (Ed), The freshwater fishes of Europe. Vol. I/II: General introduction of fishes. Acipenseriformes. Wiesbaden, AULA-Verlag., pp. 263-284.
- Speer, L., Lauck, L., Pikitch, E., Boa, S., Dropkin, L., Spruill, V., 2000. The decline of sturgeon in the Caspian Sea and the road to recovery. *Caviar Emptor*. Springer, pp. 195-219.
- Stradmeyer, L., Thorpe, J.E., 1987. Feeding behaviour of wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr in mid to late summer in a Scottish river. *Aquaculture and Fisheries Management* 18, 33-49.
- Stunz, G.W., Levin, P.S., Minello, T.J., 2001. Selection of estuarine nursery habitats by wild-caught and hatchery-reared juvenile red drum in laboratory mesocosms. *Environmental Biology of Fishes* 61, 305-313.
- Suciu, R., 2008. Sturgeons of the NW Black Sea and the Lower Danube river countries. In: Proceedings of the International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Findings, Cancun, Mexico, 17-22 November, 2008, 27 pp.
- Sundström, L.F., Johnsson, J.I., 2001. Experience and social environment influence the ability of young brown trout to forage on live novel prey. *Animal Behaviour* 61, 249-255.
- Sundström, L.F., Lhomus, M., Johnsson, J.L., 2003. Investment in territorial defence depends on rearing environment in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 54, 249-255.
- Sundström, L.F., Peterson, E., Hojesjo, E., Johnsson, J.I., Jarvi, T., 2004. Hatchery selection promotes boldness in newly-hatched brown trout (*Salmo trutta*): Implications for dominance. *Behavioral Ecology* 15, 192-198.
- Svasand, T., Kristiansen, T.S., Pedersen, T., Salvanes, A.G.V., Engelsen, R., Naevdal, G., Nodtvedt, M. 2000. The enhancement of cod stocks. *Fish and Fisheries* 1, 173-205.
- Svasand, T., Skilbrei, O.T., van der Meer, G.I., Holm, M., 1989. Review of morphological and behavioural differences between reared and wild individuals: implications for sea-ranching of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., Atlantic cod, *Gadus morhua* L. and European lobster, *Homarus gammarus* L. *Fisheries Management and Ecology* 5, 1-18.
- Takahashi, K., Masuda, R., 2018. Net-chasing training improves the behavioral characteristics of hatchery-reared red sea bream (*Pagrus major*) juveniles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75(6), 861-867.

- Tang, L., Jacquin, L., Lek, S., Liu, H., Li, Z., Liu, J., Zhang, T., 2017. Differences in anti-predator behavior and survival rate between hatchery-reared and wild grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*). *International Journal of Limnology* 53, 361-367.
- Taylor, M.D., Laffan, S.W., Fairfax, A.V., Payne, N.L., 2017. Finding their way in the world: Using acoustic telemetry to evaluate relative movement patterns of hatchery-reared fish in the period following release. *Fisheries Research* 186, 538-543.
- Thompson, B.C., Porak, W.F., 2016. Using radiotelemetry to compare the initial behaviour and mortality of hatchery-reared and wild juvenile Florida bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 145, 374-385.
- Tsuboi, J., Kaji, K., Baba, S., Arlinghaus, R., 2019. Trade-offs in the adaptation towards hatchery and natural conditions drive survival, migration, and angling vulnerability in a territorial fish in the wild. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1757-1767.
- Ture, M., Ozcelep, T., Akbulut, B., Kutlu, I., 2018. Disease of Russian sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*) caused by *Aeromonas* sp. *Genetics of Aquatic Organisms* 2(2), 43-47.
- Turek, J., Horký, P., Velíšek, J., Slavík, O., Hanák, R., Randák, T., 2010b. Recapture rate and growth of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta m. fario*, L.) in Blanice River and the effect of stocking on wild brown trout and grayling (*Thymallus thymallus*, L.). *Journal of Applied Ichthyology* 26, 881-885.
- Turek, J., Randák, T., Horký, P., Žlábek, V., Velíšek, J., Slavík, O., Hanák, R., 2010a. Post-release growth and dispersal of pond and hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* compared with their wild conspecifics in a small stream. *Journal of fish biology* 76, 684-93.
- USFWS (US Fish and Wildlife Service), 1998. News release: New caviar import measures protect imperiled sturgeon. Dostupné z: <https://www.fws.gov/news/Historic/NewsReleases/1998/19980325a.pdf>, (navštíveno 24.2.2020).
- USFWS (US Fish and Wildlife Service), 2002. Endangered and threatened wildlife and plants: listing the beluga sturgeon (*Huso huso*) as endangered. *Federal Register* 67, 49657-49665.
- Usher, M.L., Talbot, C., Eddy, F.B., 1991. Effects of transfer to seawater on growth and feeding Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 94, 309-326.
- Vassilev, M., 2006. Lower Danube - the last refuge for surviving of sturgeon fishes in the Black Sea Region. In: *Water Observation and Information System for Decision Support. Conference Proceedings, Balwois, Ohrid, Macedonia, 2006*, 10 pp.

- Wang, J., Wei, Q., Zou, Y., 2011. Conservation strategies for the Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*: An overview on 30 years of practices and future needs. *Journal of Applied Ichthyology* 27, 176-180.
- Waples, R.S., 1991. Genetic interactions between hatchery and wild salmonids: lessons from the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(1), 124-133.
- WDFW (Washington Department of Fish and Wildlife), 2019. Fishing Rule Change. Dostupné z: <https://fortress.wa.gov/dfw/erules/efishrules/erule.jsp?id=2296>, (navštíveno 21.2.2020).
- Wegner, N.C., Drawbridge, M. A., Hyde, J. R., 2018. Reduced swimming and metabolic fitness of aquaculture-reared California yellowtail (*Seriola dorsalis*) in comparison to wild-caught conspecifics. *Aquaculture* 486, 51-56.
- Wei, Q., Ke, F., Zhang, J., Zhuang, P., Luo, J., Zhou, R., Yang, W., 1997. Biology, fisheries, and conservation of sturgeons and paddlefish in China. *Environmental Biology of Fishes* 48, 241-255.
- White, R. J. (1995). Better roles for fish stocking in aquatic resource management. Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems, 527-547.
- Williot, P., Arlati, G., Chebanov, M., Gulyas, T., Kasimov, R., Kirschbaum, F., Patriche, N., Pavlovskaya, L.P., Poliakova, L., Pourkazemi, M., Kim, Y., Zhuang, P., Zholdasova, I.M., 2002. Status and management of Eurasian sturgeon: an overview. *International Review of Hydrobiology* 87(5-6), 483-506.
- Williot, P., Kirschbaum, F., 2011. The French-German cooperation: the key issue for the success of the preservation and restoration of the European sturgeon, *Acipenser sturio*, and its significance for other sturgeon issues. In: *Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser sturio* L. 1758. Springer, pp. 499-513.
- Williot, P., Rochard, E., Rouault, T., Kirschbaum, F., 2009. *Acipenser sturio* recovery research actions in France. In: *Biology, conservation and sustainable development of sturgeons*. Springer, pp. 247-263.
- Wood-Gush, D.G.M., Westergaard, K., 1989. Exploratory behavior and the welfare of intensively kept animals. *Journal of Agricultural Ethics* 2, 161-169.
- Wright, D., Nakamichi, R., Krause, J., Butlin, R.K., 2006. Analysis of behavioral and morphological differentiation between wild and laboratory zebrafish (*Danio rerio*). *Behavior Genetics* 12, 1-14.
- Wu, J., Wei, Q., Du, H., Wang, C., Zhang, H., 2014. Initial evaluation of the release programme for D abry's sturgeon (*Acipenser dabryanus* Duméril, 1868) in the upper Yangtze River. *Journal of Applied Ichthyology* 30, 1423-1427.



- Wuertz, S., Reiser, S., Gessner, J., Kirschbaum, F., 2011. Morphological distinction between juvenile stages of the European sturgeon *Acipenser sturio* and the Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus*. In: Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser sturio* L. 1758. Springer, pp. 53-64.
- Yamamoto, T., Reinhardt, U.G., 2003. Dominance and predator avoidance in domesticated and wild masu salmon *Oncorhynchus masou*. Fisheries Science 69, 88-94.
- Yi, J., Chang, J., Tang, D., Liu, D., Ge, B., 1999. Present status of spawning stock of Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*, in the Yangtze River. Acta Hydrobiologica Sinica 23, 554-559.
- Zhang, H., Jarić, I., Roberts, D., He, Y., Du, H., Wu, J., Wang, C., Wei, Q., 2019. Extinction of one of the world's largest freshwater fishes: Lessons for conserving the endangered Yangtze fauna. Science of The Total Environment, 710, 13624.
- Zhuang, P., Zhang, L.Z., Luo, G., Zhang, T., Feng, G.P., Liu, J., 2008. Function of sense organs to the feeding behavior of juveniles Chinese sturgeon captured from the Yangtze estuary. Acta Hydrobiologica Sinica 32(4), 475-481.

## 8. Abstrakt

### Možnosti zvýšení adaptability a prevence negativních změn v chování u násady jesetera sibiřského (*Acipenser baerii*)

Pokus byl proveden za účelem posouzení účinku změny krmné technologie v intenzivním chovu jesetera sibiřského (*Acipenser baerii*) na chování ryb. Testovány byly čtyři režimy krmení ve třech opakováních: krmení na hladinu ve dne (DFSF), krmení na hladinu v noci (NFSF), krmení na dno ve dne (DFBF), krmení na dno v noci (NFBF). Chování jeseterů bylo natáčeno pomocí videosystému v experimentálních pozorovacích nádržích před zavedením krmných režimů ve věku 48 dní po vylíhnutí (dph) a následně každých 20 dní (68, 88 a 108 dph). Paralelně byl zkoumán vliv pěti a desetidenního hladovění na chování ryb. Celkem bylo sledováno pět parametrů: celkový čas strávený v dolních 10 a 25 % nádrže, celkový čas strávený v horních 10 a 25 % nádrže a celková aktivita. Pokus včetně rozkrmení jeseterů trval 100 dní a videa byla analyzována pomocí softwaru MATLAB.

Mezi testovanými skupinami byla během pokusu pozorována celá řada statistických rozdílů. Testovaná skupina NFBF ve věku 88 dph vykazovala signifikantně nejvíce stráveného času v dolních 25 % nádrže. Navíc se tato skupina jeseterů ve věku 68 a 88 dph signifikantně nejméně pohybovala v horních 25 % nádrže (ve věku 68 dph se od ní nelišila jen skupina NFSF). V horních ani v dolních 10 % nádrže nebyly po celodenním natáčení nalezeny žádné statistické rozdíly. Po periodě hladovění byla také nalezena řada rozdílů mezi skupinami, avšak nevykazovaly žádný konstantní trend ani návaznost na data zjištěná před hladověním.

Výsledkem práce je zjištění, že testovaná skupina NFBF vykazovala nejlepší předpoklady pro intenzivní odchov jeseterů, kteří mají být následně vysazeni do volných vod, jelikož byl u ryb z této skupiny pozorován nejnižší pohyb v horní části nádrže (68 a 88 dph). To může mít za důsledek zvýšené přežití ryb v přírodě díky menší náchylnosti na predaci.

Klíčová slova: *Acipenser baerii*, recirkulační akvakulturní systém, potravní chování, plavací chování, zarybňovací programy, videoanalýza

## 9. Abstract

### **Possibilities of increasing adaptability and prevention of negative changes in behavior of Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*) stock**

The experiment was performed to assess the impact of a modification in feed technology in the intensive rearing of Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*) on the fish behavior. Four feeding regimes were tested in three repetitions: surface feeding during the day (DFSF), surface feeding at night (NFSF), bottom feeding during the day (DFBF), bottom feeding at night (NFBF). Sturgeon behavior was recorded using a video system in experimental observation tank before the application of different feeding regimens at 48<sup>th</sup> days post-hatching (dph) and every 20 days thereafter (68<sup>th</sup>, 88<sup>th</sup> and 108<sup>th</sup> dph). In addition, the effect of five and ten-day starvation on fish behavior was determined. Five parameters were tested: the total time spent in the lowest 10 and 25 % of the observation tank, the total time spent in the uppermost 10 and 25 % of the observation tank and the total activity. The whole experiment including larval rearing lasted 100 days and videos were analyzed using MATLAB software.

Statistical differences were observed among the tested groups during our experiment. Experimental group NFBF at 88<sup>th</sup> dph showed the highest spending time in the lowest 25 % of the tank. Furthermore, NFBF at 68<sup>th</sup> and 88<sup>th</sup> dph displayed the lowest spending time in the uppermost 25 % of tank (only NFSF was not significantly different from NFBF at 68<sup>th</sup> dph). No statistical differences were observed in the uppermost or the lowest 10 % of the tank after all-day videorecording. After starvation, some differences were observed among the groups, however no clear trend or continuity with the data obtained before the starvation were found.

In conclusion, the tested group NFBF showed better preconditions for intensive rearing of sturgeons, which might be subsequently stocked in open waters due to the lowest movement in the uppermost part of the tank (68<sup>th</sup> and 88<sup>th</sup> dph) than other tested groups. This could increase survival of the fish in the wild due to lower predation risk.

**Klíčová slova:** *Acipenser baerii*, recirculating aquaculture system, foraging behavior, swimming behavior, restocking programs, video analysis