

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra zoologie a rybářství**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Ochrana a hospodářský management divokých populací  
pstruha obecného *Salmo trutta***

**Bakalářská práce**

**Autor práce**

**Čamrda Pavel**

**Akvakultura a péče o vodní ekosystémy**

**Vedoucí práce**

**Prof. Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D.**

© 2024 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Ochrana a hospodářský management divokých populací pstruha obecného *Salmo trutta*" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 26.4.2024

---

## **Poděkování**

Rád bych touto cestou poděkoval Prof. Mgr. Ondřej Slavík, Ph.D., za odborné vedení a konzultace, které mi během zpracování mé bakalářské práce poskytl.

# Ochrana a hospodářský management divokých populací pstruha obecného *Salmo trutta*

## Souhrn

Cílem předkládané práce je zhodnocení současného managementu divokých populací pstruha obecného *Salmo trutta* (Linnaeus 1758). Pstruh obecný je cenným rybím druhem, jehož původní výskyt zahrnoval většinu území Střední Evropy. V současnosti jsou jeho populace stále relativně početné především v horských potocích a řekách, avšak v posledních dekádách i v tomto prostředí se jeho početnost zřetelně snižuje. Správa a ochrana populací pstruha obecného je důležitou prioritou pro udržení biodiverzity v našich vodních ekosystémech. Management divokých pstružích populací lze řídit prostřednictvím různých opatření a strategií. Jedním z hlavních cílů je udržování a zlepšování kvality životního prostředí, což zahrnuje ochranu přirozených biotopů, odstraňování migračních překážek, kontrolu znečištění vody a monitorování samotných populací ryb. Důležitou součástí managementu populací pstruha je také rekreační rybolov a zpětné vysazování jedinců odchovaných v zajetí jako náhrada za odlovené jedince. Výsledkem studie je zjištění, že odchov v zajetí mění fyziologii a chování pstruhů, a tato změna je po vysazení vážným omezením pro jejich přežívání a přirozenou reprodukci. Navíc vysazování jedinců odchovaných v zajetí a jejich případná reprodukce s divokými jedinci mění genetickou výbavu divokých populací. Práce také diskutuje další prvky managementu, jako jsou ochranná ustanovení rekreačního rybolovu. V souhrnu je důležité, aby management pstruhů v tekoucích vodách respektoval výsledky výzkumu s cílem udržet tyto krásné ryby i pro další generace nejen rybářů, ale také všech milovníků přírody. Výsledkem této práce by mělo být porozumění potřebám a chování divokých populací pstruhů a najít dlouhodobě udržitelné řešení, strategie, možnosti, které umožní pstruhům dále přežít v podmínkách střední Evropy.

**Klíčová slova:** ryby, pstruh obecný, konkurence, nepůvodní druhy, akvakultura, rekreační rybolov

# **Conservation status of wild brown trout populations with implications for management**

## **Summary**

**The aim of the presented work is to evaluate the current management of wild populations of the brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus 1758). The brown trout is a valuable fish species whose original distribution included most of the territory of Central Europe. Currently, its populations are still relatively abundant, mainly in mountain streams and rivers; however, in recent decades, their numbers have noticeably declined even in these environments. The management and protection of brown trout populations are important priorities for maintaining biodiversity in our aquatic ecosystems. The management of wild trout populations can be guided through various measures and strategies. One of the main goals is to maintain and improve the quality of the environment, which includes protecting natural habitats, removing migration barriers, controlling water pollution, and monitoring fish populations. An important part of trout population management is also recreational fishing and the reintroduction of individuals bred in captivity as replacements for caught individuals. The study's results indicate that captive breeding alters the physiology and behavior of trout, and this change poses a serious limitation to their survival and natural reproduction after release. Additionally, the release of individuals bred in captivity and their potential reproduction with wild individuals alters the genetic makeup of wild populations. The work also discusses other elements of management, such as provisions for recreational fishing. In summary, it is important for trout management in flowing waters to respect research findings in order to preserve these beautiful fish for future generations, not only for anglers but also for all nature lovers. The outcome of this work should be an understanding of the needs and behavior of wild trout populations and finding long-term sustainable solutions, strategies, and possibilities that will enable trout to continue to survive in the conditions of Central Europe.**

**Keywords:** fish, brown trout, competition, non-native species, aquaculture, recreational fishing

Doporučené zdroje informací:

1. Berejikian, B. A., Tezak, E. P., Riley, S. C., LaRae, A. L. (2001). Competitive ability and social behaviour of juvenile steelhead reared in enriched and conventional hatchery tanks and a stream environment. *J Fish Biol* 59: 1600–1613.
2. 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. *J Fish Biol* 86: 544–557.
3. Johnsson JI, Brockmark S, Näslund J (2014) Environmental effects on behavioural development consequences for fitness of captive-reared fishes in the wild. *J Fish Biol* 85: 1946–1971.
4. 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: 639–660.
5. Slavík O, Horký P, Maciak M, Horká P, Langrová I. 2018. Diel movement of brown trout, *Salmo trutta*, is reduced in dense populations with high site fidelity. *Ecol Evol*. 8:4495–4507.
6. Slavík O, Horký P, Randák T, Balvín P, Bílý M. (2012). Brown trout spawning migration in fragmented central European headwaters: effect of isolation by artificial obstacles and the moon phase. *Trans Am Fish Soc* 141: 673–680.
7. Slavík O, Horký P. (2021) Wild and farmed burbot *Lota lota*: differences in energy consumption and behavior during the spawning season. *Aquaculture Environment Interactions* 13: 51–63.
8. Vehanen, T., Huusko, A., Bergman, E., Enefalk, Å., Louhi, P., & Sutela, T. (2021). American mink (*Neovison vison*) preying on hatchery and wild brown trout (*Salmo trutta*) juveniles in semi-natural streams. *Freshw Biol.*, 00, 1–12. <https://doi.org/10.1111/fwb.13852>
9. Young MK. 1999. Summer diel activity and movement of adult brown trout in high-elevation streams in Wyoming, USA. *J Fish Biol.* 54:181–189.
10. Závorka L, Horký P, Höjesjö J, Slavík O. 2016. Effect of individuals' local persistence, and spatial and temporal scale, on density-dependent growth: a study in brown trout *Salmo trutta*. *Ethol Ecol Evol.* 28:272–283.

Předběžný termín obhajoby: 2023/24 LS - FAPPZ

Konzultant: doc. Ing. Pavel  
Horký, Ph.D.

Elektronicky schváleno: 31. 1. 2022  
**prof. Ing. Iva Langrová, CSc.**  
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno: 31. 1. 2022  
**prof. Ing. Iva Langrová, CSc.**  
Děkanka

# Obsah

<b>1 Úvod</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Cíl práce</b> .....	<b>10</b>
<b>3 Literární rešerše</b> .....	<b>11</b>
<b>3.1 Základní biologie pstruha obecného (Salmo trutta)</b> .....	<b>11</b>
3.1.1 Výskyt a rozšíření .....	11
3.1.2 Rozmnožování .....	12
3.1.3 Líhnutí jiker .....	13
3.1.4 Životní cyklus .....	14
3.1.5 Potrava .....	15
3.1.6 Historicky doložený výskyt pstruha na území ČR.....	16
3.1.7 Formy pstruha obecného.....	16
3.1.7.1 Jezerní forma.....	18
3.1.7.2 Mořská forma.....	18
3.1.8 Pohlavní dimorfismus .....	18
<b>3.2 Konflikt mezi divokými rybami a jedinci odchovanými v zajetí</b> .....	<b>19</b>
3.2.1 Kondiční faktor pstruhů.....	19
3.2.2 Morfologie .....	20
3.2.2.1 Morfologické odlišnosti chovaných ryb .....	20
3.2.3 Genetika .....	23
3.2.3.1 Genetika farmových ryb .....	23
3.2.4 Rozmnožování a plodnost.....	24
3.2.4.1 Reprodukce pstruha obecného v akvakultuře .....	25
3.2.5 Agresivní chování a hierarchie dominance.....	25
3.2.6 Domácí okrsek .....	27
3.2.7 Exploratorní chování.....	27
3.2.8 Podpora přirozeného chování ryb na farmách .....	28
3.2.9 Schopnost migrace a nalezení vhodného prostředí pro reprodukci .....	28
3.2.9.1 Migrace pstruhů .....	29
3.2.10 Reakční normy chování .....	30
3.2.11 Pohlavní dospělost a reakční normy .....	31
3.2.12 Kompetice s nepůvodními druhy .....	31
3.2.13 Rekreační rybolov .....	32
3.2.14 Podpory volně žijících rybích populací formou managementu .....	33
<b>3.3 Ochrana životního vodního prostředí</b> .....	<b>35</b>
3.3.1 Hydrologické poměry .....	35
3.3.2 Znečištění vod.....	35

<b>3.4</b>	<b>Diskuze a souhrn .....</b>	<b>36</b>
<b>4</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>38</b>
<b>5</b>	<b>Literatura .....</b>	<b>39</b>
<b>6</b>	<b>Seznam použitých zkratk a symbolů a obrázků .....</b>	<b>55</b>
6.1.1.1	Webové zdroje obrázků .....	55
6.1.1.2	Vlastní fotografie .....	55
6.1.1.3	Vypůjčená fotografie .....	55
6.1.1.4	Grafy .....	55



# 1 Úvod

Pstruh obecný *Salmo trutta* (L. 1758) náleží mezi ekologicky i ekonomicky významné druhy ryb. Pstruzi obecní jsou lososovité ryby, které preferují převážně chladné toky se šterkovým dnem, bohaté na kyslík. Pstruzi jsou extrémně důležití pro funkci horských a podhorských ekosystémů, protože v potravní síti často představují vrcholového predátora a navíc jsou považováni za bioindikátor vysoké kvality prostředí. Výskyt divokých populací v přírodě odráží stav ekosystému a úroveň ochrany prostředí. Nicméně v důsledku mnoha faktorů, včetně antropologických zásahů a změn v životním prostředí, divoké pstruží populace čelí výzvám, které mohou ohrozit jejich přežití a biodiverzitu v dané oblasti. Pstruzi se dříve na území Evropy vyskytovali v několika morfách, avšak ve střední Evropě dnes tyto morfy nacházíme pouze zřídka.

Sladkovodní ekosystémy jsou jedny z nejohroženějších na Zemi. Degradace životního prostředí způsobená znečištěním, kanalizací a fragmentací říčního koryta a urbanizací v blízkosti vodních toků způsobila vymizení původní mořské formy z našeho území. Početnost v současnosti jediné přetrvávající formy potoční je snižována konkurenčním tlakem nepůvodních salmonidů. Stejně tak je významná konkurence kaprovitých druhů, které oproti pstruhům zvýhodňuje eutrofizace, úbytek vody v krajině a oteplení v důsledku globální změny. V neposlední řadě vitalitu divokých populací snižuje vysazování místně nepůvodních linií, které mění původní genetickou výbavu pstruhů. Účinný management a ochrana divokých populací ryb vyžaduje komplexní přístup a spolupráci mezi vědci, rybáři i veřejností. Pouze zajištěním správných strategií a postupů jako jsou např. zlepšení a ochrana trdlišť, zmírnění tlaku nepůvodních druhů ryb, revitalizace původních habitatů, omezení vysazování jedinců ze sádkových chovů, bude naděje pro budoucí, zdravé populace pstruhů obecných.

## **2 Cíl práce**

Cílem práce je analýza literárních zdrojů popisující vliv managementu, který využívá jedinců pstruha obecného odchovaného v zajetí pro podporu divokých populací. Především jsou diskutovány fyziologické a behaviorální změny, kterými se v zajetí odchovaní jedinci odlišují od divokých jedinců.

### 3 Literární rešerše

Problematika týkající se tohoto tématu se bude zpracovávat v následujících kapitolách. Tyto kapitoly jsou založeny na odborných článcích, které jsou uvedeny v závěru bakalářské práce. Celkem bylo využito přes 180 odborných citací včetně publikací doporučených vedoucím práce.

#### 3.1 Základní biologie pstruha obecného (*Salmo trutta*)

Lososovití jsou dravé ryby s mírně bočně zploštělým tělem, drobnými šupinami a s hlavou úplně bez šupin. Na hřbetě před ocasní ploutví je vytvořená malá tuková ploutvička. Jsou to sladkovodní nebo anadromní mořské ryby (Laštůvka et al. 1996). Pstruh obecný náleží do třídy paprskoploutvých ryb (*Actinopterygii*), řádu lososotvární (*Salmoniformes*) a čeledi lososovití (*Salmonidae*), rodu (*Salmo*) (Baruš & Oliva 1995).

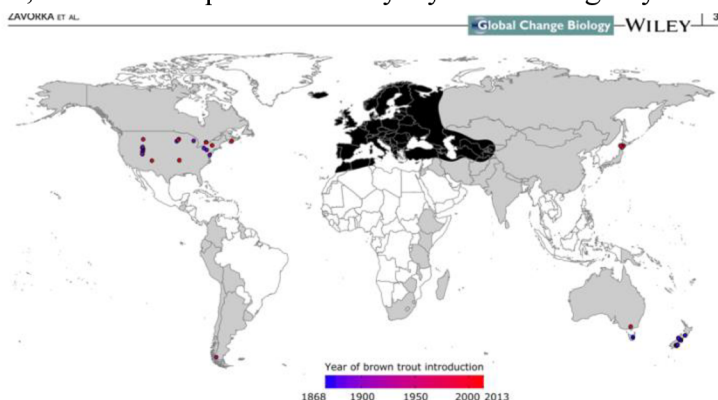
Vědecká klasifikace	
Říše	živočišné (Animalia)
Kmen	strunatci (Chordata)
Podkmen	obratlovci (Vertebrata)
Třída	paprskoploutví (Actinopterygii)
Řád	lososotvární (Salmoniformes)
Čeleď	lososovití (Salmonidae)
Rod	pstruh ( <i>Salmo</i> )
Trinomické jméno	
<i>Salmo trutta morpha fario</i> L., 1758	
Některá data mohou pocházet z datové položky.	

Obrázek 1 – Vědecká klasifikace (*Salmo trutta*)

##### 3.1.1 Výskyt a rozšíření

Pstruh obecný je původním druhem v severní Africe, západní Asii, a Evropě. Napříč Evropou se pstruzi vyskytují od Islandu až po středozemní moře u ostrovů Korsika, Sardinie, Sicílie. Pstruzi mohou přecházet do několika tažných forem (mořská, jezerní a potoční). Mořská tažná forma pstruha obecného není tak častá jako forma potoční. Tažné formy se přirozeně vyskytují na Islandu, ve Skandinávii a v ústí řek Baltského a Severního moře. Tažná forma pstruha zcela chybí ve středozemním moři, najít ji však můžeme v Černém a Kaspickém moři (Elliott 1994).

Pstruzi obecní jsou geograficky rozšíření u druhu lze popsat až 50 poddruhů (Behnke 1986). Pstruh obecný byl uměle rozšířen do sladkovodních ekosystémů téměř po celém světě. Vyskytuje se minimálně v 24 dalších státech, mimo místa přirozeného výskytu. Mezi regiony s nejvýznamnějším nepůvodním rozšířením náleží východní Rusko, Nový Zéland, Austrálie, Japonsko a Jižní Amerika. Pstruh obecný se tak proměnil z euroasijského druhu do druhu s celosvětovým výskytem (Elliott 1994; Závorka et al. 2018). Důvody pro



Obrázek 2 – Mapa výskytu pstruha obecného (*Salmo trutta*)

široké geografické rozšíření tohoto druhu zahrnují jeho ekologickou variabilitu, vynikající schopnosti v osidlování a kolonizaci nových toků a také oblíbenost mezi rekreačními rybáři, kteří pstruha považují za pro lov atraktivní druh s chutným masem. Pstruzi se od sebe v jednotlivých tocích mohou odlišovat (Pakkasmaa & Piironen 2001). Fenotypový vzhled jedinců se značně mění s prostředím a částečně i s ekologií. Pokud mají pstruzi dostatečně kvalitní podmínky ke tření (šterkovitý substrát), dobré teplotní podmínky, správně nastavené poměry kyslíků v čisté vodě, tak jsou schopni osidlovat toky od těch nejmenších kapilár až po ty největší veletoky, od malých horských jezer po fjordy (Klemersen et al. 2003). Avšak toto ze pstruhů obecných dělá velice úspěšné invazivní druhy, jelikož druh s vysokou fenotypovou plasticitou má výrazný potenciál se rychle šířit (Závorka et al. 2018).

Závorka et al. (2018) ve své práci popisuje i negativní dopady pstruha obecného jakožto nepůvodního druhu. V oblastech, kde jsou pstruzi obecní nepůvodní, byla pozorována změna chování u bezobratlých živočichů (McIntosh & Townsend 1998), vysazení pstruhů obecných mělo také vliv na fitness původních druhů ryb (Jones & Closs 2015; Zimmerman & Vondracek 2007), vysazování nepůvodních pstruhů obecných mělo za následek změnu ve fungování celých ekosystémů (Nystrom et al. 2003).

### **3.1.2 Rozmnožování**

Pro rozmnožování pstruzi preferují šterkovité dno. Třou se převážně v tekoucích vodách, ačkoliv byly zaznamenány i výtěry ve stojatých vodách. Ke tření dochází na podzim a v zimě. Tření ve vyšších nadmořských výškách probíhá dříve na podzim, z důvodu chladnějších zimních období, které mohou mít za následek delší inkubaci jiker (Scott & Irvine 2000; Sneider 2000; Brabrand et al. 2002). Pstruzi obecní na našem území jdou do tření už od půlky září, období tření může trvat až do půlky února s tím, že hlavní třecí perioda připadá na říjen a listopad (Baruš & Oliva 1995). Třecí období ovlivňuje především teplota vody (Baruš & Oliva 1995). Pstruzi obecní se v našich podmínkách třou ve věku 2-4 let. V rámci jedné populace samci dosahují pohlavní dospělosti o rok dříve nežli samice. Samci v průměru dosahují pohlavní dospělosti ve věku 3. roku života a samice ve 4. roku života (Baruš & Oliva 1995). Zajímavostí je, že Baruš & Oliva (1995) ve své práci uvádí, že samice v nepříznivých horských podmínkách dosahují pohlavní dospělosti i při délce těla 12 cm. Autoři dále uvádějí, že samci, podobně jako samice, z pramenných částí toků dosahují pohlavní dospělosti ve druhém roce života při délkách 11-12 cm.

Samice si hloubí hnízda v substrátu na dně (štěrk, štěrkopísek, písek), kam následně kladou jikry. Velikost a hloubka tzv. „vytlučených“ hnízd vzrůstá s velikostí těla samice a může dosahovat délky až 50 cm, hloubky 10-50 cm a rychlostí proudění na povrchu obvykle do 0,5m/s (Fleming 1996; Baruš & Oliva 1995). O jednu samici často soutěží více samců a největší, často dominantní samec následně oplodní nejvíce jiker (Jones & Ball 1954; Largiander et al. 2001). Ale také menší samci se tření účastní a mohou také přispět k oplození jiker, kdy uplatňují různé alternativní způsoby jako je např. změna barvy připomínající samice nebo juvenilní jedince (Garcia-Vazquez et al. 2001).

Po třecím aktu samice zakrývá oplozené jikry štěrkem a kameny. Samice kladou jikry pouze po částech. Další část jiker (snůška), může být nakladena v okolí prvního hnízda, samice však může další část snůšky jiker naklást na jiném vhodném místě v toku a v teritoriu jiného dominantního samce. Samice pstruhů obecných mohou být reprodukčně aktivní i po několik dní. Samice svá hnízda nehlídají a po tření je obvykle opouští, zatímco samci mohou zůstat v okolí hnízd dlouho poté co samice všechny samice zmizely z oblasti reprodukce (Klemersen et al. 2003).

### 3.1.3 Líhnutí jiker

Jikry zahrabané v sedimentu se mohou vylíhnout po jednom až několika měsících. Líhnutí jiker nakladených na podzim tedy nastává následující jaro. Vylíhnutí pstruzi v larválním stádiu živí žloutek ze žloutkového váčku, který mají uložený pod břichem (Crisp 1988; Elliott & Hurley 1998). Doba líhnutí jiker a délka výživy ze žloutkového váčku závisí na teplotě - čím nižší teplota - tím je delší doba kuliní a spotřeba žloutkového. Zvláštností je, že voda, která je protéká skrz štěrkový substrát hnízda může mít vyšší teplotu než voda ve vodním sloupci nad hnízdy, což urychluje líhnutí (Acornley 1999). Jikry se také mohou začít líhnout dříve z důvodu environmentálního narušení toku a stresových faktorů (Næsje & Jons-son 1988).



Obrázek 3 – Jikry pstruha obecného na dně

### 3.1.4 Životní cyklus

Larvy pstruhů, které dosahují délky až dva cm, vyplavou ze šterkových hnízd v době, kdy tráví poslední zbytky žloutkového vajíčka. Po zahájení exogenní výživy se juvenilní pstruzi se začínají krmit v okolí svého hnízda. Již mladí jedinci jsou velmi agresivní, brání si svá teritoria, vytvářejí hierarchii dominance při soubojích o potravní zdroje (Kalleberg 1958; He'land 1999; Lahti et al. 2001). Jedinci s nižší konkurenční schopností, kteří si nejsou schopni obstarat potravu, často migrují po proudu, většina těchto jedinců však umírá (Elliott 1994). Ryby, které začínají lovit kořist, zvětšují svá teritoria. Vznikají tak větší potřeby na pohyb, prostor a migraci napříč tokem (Crisp 1993; Gowan et al. 1994; Rodriguez 2002). Jedinci se mohou na stanovištích a teritoriích střídát v průběhu sezón. K obměně na rybích stanovištích dochází převážně pokud dojde ke změny ve faktorech, jakou jsou např. dostupnost potravy, rychlost proudění, hustota rybí osádky. Navíc každý individuální jedinec, má specifický čas, kdy se v daném území vyskytuje. Dominantní ryby se převážně krmí v nejvýhodnějších časech. Toto období začíná za soumraku a končí na začátku noci. Subdominantní jedinci si musí obstarávat potravu v méně příznivé denní době, tedy za přímého slunečního svitu nebo naopak v noci. Jedinci odhodlaní bránit si svá teritoria tráví více času na jednom místě (Klemersen et al. 2003).

Pokud mají pstruzi přístup k jezeru, mnoho jedinců se tam postupně přesune. Pstruzi do jezer migrují z několika důvodů např. získání potravy (Jonsson 1989).

Tato migrace může nastat kdykoliv v životním cyklu ryby, už když se larvy pstruhů vylíhnou z jiker, avšak ne každý jedinec táhne za potravou do jezer, a to i přesto, že se nachází na povodí, které má bohatá jezera nebo fjordy (Klemersen et al. 2003).



Obrázek 4 – Larvální stádium pstruha obecného

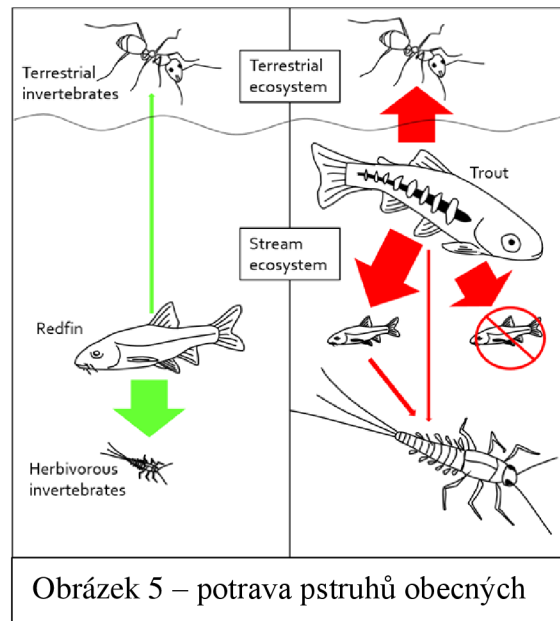
Variabilita a kvalita prostředí významně ovlivňuje hustotu pstruhů v řece (Heggeneset et al. 1999; Jutila et al. 2001; Rincón & Lobón-Cervia 2002). Během prvního roku života, mladí jedinci obvykle obývají mělké oblasti okolo 30 cm hloubky. Vyskytují se často podél břehu toku, vyhledávají místa s mírně tekoucí vodou přibližně mezi 0,2-0,5 m/s (Roussel &

Bardonnet 1999). V průběhu jejich životního cyklu, jak ryby rostou a stárnou začínou upřednostňovat hlubší a pomalu tekoucí části toku (Heggenes et al. 2002). Jedinci však využívají prostředí podle ročního období a podle denní doby (Elsø & Greenberg 2001; Heggenes et al. 2002). V noci pstruhů preferují tůň více nežli přes den. Pstruzi často vyhledávají kamenité dno, kde mohou nacházet úkryty, avšak vyskytují se i nad písčitém a bahnitým substrátem (Heggenes et al. 1999). V jezerech se pstruzi pohybují převážně poblíž hladiny a jen málo jedinců hledá potravu ve větších hloubkách než dva metry (Haraldstad & Jonsson 1983; Jonsson & Gravem 1985; Schei & Jonsson 1989; Langeland et al. 1991). Někteří jedinci mohou obývat pouze jednu část toku po celý jejich život a oproti migrujícím jedincům mohou vykazovat významně stacionární chování, avšak obecně náleží pstruzi k druhům, s vyšší migrační aktivitou (Klemersen et al. 2003).

### 3.1.5 Potrava

Jedinci s menšími rozměry se živí převážně larvami hmyzu např. larvy jepic (*Baetis cloeon*), larvy pošvatek (*Perla*), larvy chrostíků (*Hydropsyche*, *Rhyacophila*) a larvy muchniček, z pozemního hmyzu jsou to pak především mravenci (Klemersen et al. 2003; Baruš & Oliva 1995). S rostoucí velikostí se mění i potravní složení a pstruzi začínají konzumovat širší spektrum bezobratlých (Haraldstad et al. 1987; Neveu 1999). Ryby v jezerech mají většinou odlišné potravní zdroje nežli ryby v tocích. V mělkých vodách jezera se pstruzi živí zoobentosem a se zvětšující se velikostí a věkem však kombinují zoobentos a sbírají hmyz z hladiny (Schei & Jonsson 1989). Pstruzi, kteří přesáhnou délku těla 15 cm začínají aktivně lovit ostatní ryby (L'Abé'e-Lund et al. 1992). Jedinci, kteří mění potravní strategie (zoobentos/lov ryb) často dosahují větších rozměrů nežli jedinci, kteří se živí na jedním způsobem. Velikost kořisti se samozřejmě odvíjí od velikosti predátora v tomto případě pstruha (Klemersen et al. 2003).

Pstruzi obecní loví za pomoci zraku, proto je pro ně důležitá průhlednost vody (Langeland et al. 1991). Mladé ryby a menší jedinci loví častěji podél břehu a v mělčích vodách, zatímco větší jedinci mohou lovit i ve vodním sloupci (Klemersen et al. 2003; Ovidio 1999). Pstruzi obecní, kteří sdílí habitat s rybími druhy, jakou jsou siven arktický *Salvelinus alpinus* (Linnaeus, 1758) nebo síh severní *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758), neloví tak hluboko, může zde mezi rybími druhy docházet ke kompetici a síhové a siveni jsou lépe uzpůsobeni pro pelagický lov (Klemersen et al. 2003).



### 3.1.6 Historicky doložený výskyt pstruha na území ČR

Původní forma pstruha na území ČR je pstruh obecný. Historické prameny uvádějí tři formy. V předminulém století, kdy docházelo k umělému rozmnožování, převozu jiker či plůdku, mělo za následek překrytí a promísení divokých populací nepůvodními rybami z jiných povodí. V současnosti tak nelze předpokládat, že se na našem území nachází geneticky čistá a původní populace (Baruš & Oliva 1995).

### 3.1.7 Formy pstruha obecného

V našich vodách se pstruh obecný vyskytuje v současné době ve dvou formách (morfách) – jezerní a potoční. V minulosti se vyskytovala ještě forma mořská, která táhla do řek. Pstruh obecný forma potoční *Salmo trutta morpha fario* (Linnaeus, 1758), běžně dorůstá 25 až 40 cm a dosahuje hmotnosti 0,25 až 0,6 kg, maximální délky až 60-80 cm a váhy 3-6 kg. Pstruh obecný forma jezerní *Salmo trutta morpha lacustris* (Linnaeus, 1758) dosahuje běžně velikostí 5–80 cm a váhy 2 až 7 kg, maximální délky 100 cm a hmotnosti 8-15 kg. Pstruh obecný forma severomořská *Salmo trutta morpha trutta* (Linnaeus, 1758) dosahuje rovněž délky více než 90 cm, hmotnost u mořské formy je obvykle 5-10 kg, kdy maximální dosažená hmotnost může být až 15 kg (Baruš & Oliva 1995). Pstruží tělo má protáhlý vřetenovitý tvar, je ze stran mírně zploštěno a dokonale přizpůsobeno k životu v proudící vodě. Hřbetní ploutev pstruhů je umístěna ve středu těla, a je craniálně předsunuta. Břišní ploutve jsou umístěny



vertikálně pod středem základny hřbetní ploutve. Mladší jedinci pstruhů mají ocasní ploutev mírně vykrojenou, u starších ryb je ocasní ploutev zakončena vyklenutě nebo úplně rovně. Délka prsních a břišních ploutví je krátká a tyto párové ploutve jsou zaokrouhlené. Mezi hřbetní a ocasní ploutví se nachází tuková ploutev, která je ohnutá dozadu téměř rovnoběžně s osou těla. Zbarvení u pstruhů obecných formy potoční se může lišit v rámci jednotlivých populací, zároveň se také může lišit i u jedinců jedzové populace z téhož stanoviště. Velký vliv na zbarvení má prostředí. Na zbarvení jedince má vliv několik faktorů např. staří ryby, roční období, kondice a změny v okolním prostředí. Základní zbarvení pstruhů je takovéto: boky ryby a hřbet mají šedohnědou, zlatohnědou nebo modrozelenou barvu. Starší ryby chytají měděný tón, je to způsobeno tím, že u starších bývá zvýrazněna hnědá složka. Boky ryby směrem k břichu mají šedo-či hnědožlutou barvu a směrem k břišní krajině se zesvětlují. Nad postranní čarou na hřbetu ryby se nacházejí temné až černé skvrny, které zasahují do oblasti horní části skřelí až k oku. Pod postranní čarou se skvrny objevují zejména u mladých jedinců. Potoční forma pstruha obecného má charakteristické karmínově, červeně, rudě zbarvené skvrny, které jsou patrné na bocích podél postranní čáry, počet skvrn se liší, obvykle jich bývá 10 až 30 a velikost skvrn se také může lišit od 1 do 3 mm. Okolí červených skvrn má světle bílou až žlutou barvu a tvar kruhovitých dvorců. Pestré zbarvení pstruhů má fluorescenční odlesky v modrozelené či zlatavěměděné barvě. Mladí jedinci mají na tělech tmavé příčně neohraničené pruhy nebo ostrůvky v tmavěmodré barvě (Baruš & Oliva 1995).



Obrázek 6 – Pstruh obecný forma potoční (*Salmo trutta m. fario*)  
Zdroj: Čamrda Pavel

### 3.1.7.1 Jezerní forma

Jezerní forma pstruhů obecných má zbarvení méně pestré. Ryby mají modrošedý až nazelenalý hřbet, boky jsou stříbrné, břicho má stříbřito bílou barvu. Černé skvrny na bocích těla dosahují od hlavy (Skřelí) až za hřbetní ploutev a jsou hranatého a protáhlého tvaru (Baruš & Oliva 1995). Pokud forma potoční přejde do formy jezerní tak se toto zbarvení objevuje pouze u první generace ryb. Baruš & Oliva (1995) udávají, že zbarvení je geneticky ovlivněno minimálně po dvě následné populace.



Obrázek 7 – Pstruh obecná forma jezerní (*Salmo trutta m. lacustris*)  
Zdroj: Čamrda Pavel

### 3.1.7.2 Mořská forma

Mořská forma pstruha obecného má tmavě stříbrný hřbet, malý počet červených skvrn, kdy samci mají větší počet skvrn nežli samice. Stříbrným zbarvením a absencí červených skvrn, lze rozeznat potomstvo jednotlivých forem pstruhů (Baruš & Oliva 1995).



Obrázek 8 – Pstruh obecný forma mořská (*Salmo trutta*)  
Zdroj: Filip Wachtel

### 3.1.8 Pohlavní dimorfismus

Menší jedinci pstruhů obecných mají pohlavní dvojtvárnost nevýraznou. Samice pstruha má tělo širší, nižší s objemnějším břichem. Samice mají hlavu více zaoblenou, oproti tomu samci mají

přední část hlavy ostřejší, dolní čelist se stáčí do tvaru háku a na vrcholu tohoto háku se vytvořil hrot který zapadá do horní čelisti samce. Samci mají horní čelist protáhlou až za oko. Starší samic (nad 59 cm délky a 1,5 kg váhy) mají dolní čelist mohutnější a na konci výrazně hákovitě

Obrázek 9 – Pohlavní dimorfismus pstruha obecného – Samec/Samice



zahnutou. U mladých samců není hák tak výrazný, ačkoliv hlava je více protažena do délky. Zbarvení samců bývá výraznější s tmavšími tóny než u samic, zejména zbarvení řitního otvoru a břicha je v době tření zbarveno do černé (Baruš & Oliva 1995).

### **3.2 Konflikt mezi divokými rybami a jedinci odchovanými v zajetí**

Ryby žijící ve volných vodách (řekách, oceánech a jezerech) a ryby chované v zajetí (v umělých nádržích a kádích na farmách) mohou vykazovat významné rozdíly v genetice, plodnosti, velikosti a morfologii. Obecně tyto změny vychází z převažujících trendů v rybářském průmyslu, zaměřeného na snižování nákladů a zvyšování užitkovosti a výnosu prostřednictvím genetických pokroků a formulace specializovaných diet (Johnston et al. 2006; Gaviglio & Demartini 2009; Molversmyr et al. 2022).

Úniky ryb z rybích farem mají významný dopad na akvakulturní průmysl a také na okolní divoce žijící populace ryb. Únik ryb může mít negativní dopad na fungování okolního ekosystému, protože např. jedinci z farem mohou např. lovit původní druhy ryb, soutěžit o životně důležité životní zdroje (dostupnost potravy, teritoriální prostor, vhodná trdiště), potencionálně přenášet nemoci, parazity, a dokonce se křížit s divokými rybami. Kromě těchto negativní dopadů, může zde vznikat problém kdy se ryba z farmy uloví ve volné přírodě a je následně chybně označena za rybu z divoké populace (Dürrani 2023).

#### **3.2.1 Kondiční faktor pstruhů**

Kondiční faktor (CF) je běžně použitelným ukazatelem pro posouzení celkového zdraví ryb. Hodnota kondičního faktoru, by měla být rovna 1, což obvykle naznačuje dobrou kondici ryb. Pokud je kondiční faktor nižší jak 1, znamená to, že ryby mají hubenější a štíhlejší těla, pokud je CF více než 1 naznačuje to tučnost ryb (Dürrani 2023). Pstruzi duhová a siveni američtí *Salvelinus fontinalis* (Mitchill 1815) pocházející z farem, mají lepší růstové vlastnosti nežli jejich divoké protějšky. Při správně nastavené krmné dávce tyto dva druhy nabírají na váze daleko rychleji a proto mají vyšší hmotnost a širší těla. Kondiční faktor u sivenů amerických a pstruhů duhových je daleko vyšší u farmových ryb nežli u ryb divokých jedinců. (Dürrani 2023). Potomci divokých lososů a farmových lososů (hybridi) dosahují rychlejšího růstu (McGinnity et al. 2003). Pinter et al. (2017), však popisuje, že jedinci z chovů dosahují ve volné přírodě pomalejšího růstu a přiklání se tak k domněnce, že pomalý růst je způsoben enviromentálními faktory jako např. teplotou. Pstruzi obecní chovaní na farmách mají poměr

váha/délka těla téměř totožný jako ryby z divokých populací. Kondiční faktor je u divokých ryb 1.04 a u farmových ryb je kondiční faktor 1.038 (Dürrani 2023).

Ryby z farem jsou krmeny/překrmovány dietou která obsahuje vysoké dávky bílkovin a tuků, což může společně s malým množstvím pohybu ryb, vést k nepřírodně vysokým růstovým tempům (Johnsson et al. 2014). Dokonce i juvenilní jedinci pstruhů obecných z farmových chovů přijmou po vykulení větší množství potravy než divocí jedinci ve stejných podmínkách (Sánchez-Hernández et al. 2011). Sundstorm & Johnsson (2001) uvádí, že pstruzi obecní odchovaní na farmách mají nižší schopnost sociálního učení během příjmu nového druhu potravy.

### **3.2.2 Morfologie**

Mezi nejčastější příčiny, které vedou k morfologickým změnám v divoké přírodě náleží např. predace, parazitismus a konkurenční tlak (Mooney & Cleland 2001; Strauss et al. 2006). K morfologickým změnám těla ryb však dochází i při chovu v zajetí pod unifikujícím vlivem životních podmínek (Závorka et al. 2022).

#### **3.2.2.1 Morfologické odlišnosti chovaných ryb**

Byly identifikovány významné morfologické změny mezi divoce žijícími a chovanými druhy ryb (Dürrani 2023). Lososi chovaní na farmách se morfologicky liší od jedinců z přirozeného prostředí, protože jedinci z chovů mají menší ocasní ploutve a juvenilní jedinci mají menší hlavy, což bývá uváděno jako spolehlivý určovací znak pro rozeznání obou skupin (Fleming & Johnson 1994). Toto ve své studii potvrzují i Vehanen & Huusko (2011), kteří uvádějí, že ryby odchované v zajetí mají morfologicky odlišnou přední část těla např. kratší hlavu a pozměněné oči a ploutve. Pokud jsou však ryby odchovávány v mořském prostředí celý život, může docházet k vymizení některých morfologických odlišností. Platí to zejména pro morfologii trupu a hlavy. Morfologické změny však mohou vznikat v jakékoliv etapě v životě ryb. Změny v morfologii se mohou akumulovat také napříč generacemi, u páté generace lososů chovaných na farmách lze pozorovat zmenšení ploutví a zmenšování velikosti trupu ryb. Fenotypová odchylka se tedy výrazně liší od ryb z divokých populací. Výraznou roli v tomto případě hraje např. počet generací ztrávených v zajetí a podmínky ve kterých jsou ryby chovány (Fleming & Johnson et al. 1994). Lososi atlantští z farem mají větší pohlavní orgány nežli

lososi z divokých populací (Taylor 1986; Fleming & Gross 1992). V zajetí chovaní pstruzi mají obvykle oproti svým divokým protějškům větší podíl svalové hmoty a obsah tuku v těle, což plyne z kontrolovaných krmných dávek a optimalizovaných podmínek růstu v akvakultuře. Rozdíly v poměru délky těla a hmotnosti ryb umožňují dobrou identifikaci mezi pstruhy z farem a divoce žijícími jedinci (Dürrani 2023). Lososi stříbrní *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum, 1792) chovaní v zajetí, mají výrazně menší proměnlivost v morfologii nežli jejich divoké protějšky (Dürrani 2023).

#### 3.2.2.1.1 Srdeční tep ryb

Jedinci chovaní v zajetí i divocí jedinci mohou trpět na anatomické abnormality kardiovaskulárního systému. Mořská forma pstruha obecného chovaná na pobřeží Atlantiku v letních měsících trpí na infarkty, aneurysma (poškození cévní stěny), bulbus cordis, hematomy. Výskyt těchto abnormalit je považován za hlavní příčinu mortality v letních měsících u farmových ryb (Mercier et al. 2008). Pstruzi obecní chovaní na farmách mají vyšší srdeční frekvence. Rybí srdce dosahují až 100 úderů za minutu což je maximální fyziologická hranice srdce pstruha (96-100 tepů za minutu). Ryby s pravidelně nižším tepem mají lepší reakce na okolí nežli ryby s neustále vysokým tepem. Pokud mají ryby dlouhodobě zvýšený tep, stávají se následně apatickými k okolí a hůře reagují na podněty (Mercier et al. 2008).

#### 3.2.2.1.2 Pigmentace

Pigmentace je často ukazatelem postavení/hierarchie ryby v hejnu. Vyšší obsah barviva melaninu může znamenat vyšší agresivitu, dominanci a odolnosti vůči stresu, což může být pozorováno u většiny obratlovců. Toto také lze sledovat u lososovitých ryb, jako je losos atlantský *Salmo salar* (Linnaeus, 1758) a pstruh duhový *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792). Jedinci s větším počtem melaninových skvrn/teček se zdají být odolnější vůči stresu (Backstrom et al. 2014). Narozdíl od sivena arktického, kde pigmentace na bázi karotenoidů signalizuje nízkou odolnost vůči stresu a chronickou podřízenostu, protože sociálně stresováni jedinci mají více skvrn a rozdílnou hladinu kortizolu v plazmě (Backstrom et al. 2014). Zbarvení a počet skvrn může být použito jako neinvazivní metoda při selekci ryb v chovech, protože jedinci, kteří mají menší počet skvrn, jsou méně aktivní a mají daleko vyšší spotřebu kyslíku (Backstrom et al. 2015). Agresivita u ryb závisí na několika faktorech, ročním období či denní době. Také pohlaví hraje roli v agresivitě, přičemž samci bývají agresivnější nežli samice. Samci mají vyšší hladinu androgenů (11-ketotestosteron) nežli samice (Taves et al.

2010). Sociální stres je vyvoláván agresivním chováním, v těle ryb může vést k významným změnám ve fyziologii jedince. Stres ovlivňuje i řadu fyziologických parametrů (Huntingford & Damsgard 2012). Stres může způsobovat zvyšování hladiny krevní glukózy, enzymu a hormonu kortizolu (Huntingford 2012). Lze nalézt rozdíly v chování mezi různě zbarvenými jedinci stejného druhu. Byl prokázán vztah mezi pigmentací a dominantním chováním u ryb (Dijkskra et al. 2009). Různě zbarvené fenotypy mohou mít výhodu v celkovém fitness díky nižší agresivitě (Dijkskra et al. 2009), protože jedinci stejného zbarvení mezi sebou mohou častěji soupeřit (Dijkskra et al. 2010; Svitačová et al. 2024).

#### 3.2.2.1.3 Mozek ryb

Rybí mozek se pod nátlakem určitého selektivního tlaku může zvětšovat nebo zmenšovat (Kotrschal et al. 1998; Pollen et al. 2007; Näslund et al. 2012; Triki et al. 2019). Např. rybí mozky se mohou zmenšovat v důsledku snižování spotřeby energie. Aktivnější a větší zůstávají převážně centra které se starají o kognitivní funkce. Velikost a morfologie mozku je vázána na prostředí ve kterém ryby žijí. Náročnost a složitost prostředí je jedním z hlavních faktorů formující velikost a morfologii mozku napříč rybími druhy. Ve složitějším prostředí se zdá, že ryby mají větší mozkové části (telencephalon, cerebellum), které jsou odpovědné za prostorovou navigaci a složitější rozhodování, vnímání vizuálních signálů a motorickou koordinaci. Rozdíly v morfologii ryb, mohou vznikat evolučně, uměle, nebo vývojově (Kotrschal et al. 1998; Pollen et al. 2007; Näslund et al. 2012; Triki et al. 2019).

Pstruh obecný stejně jako ostatní lososovité ryby je chován na rybích farmách většinou v extrémně jednoduchých podmínkách. Určité důkazy naznačují, že mozky jedinců z farem se liší od jedinců z přírodních populací. K tomuto může docházet kvůli reakci mozku na jednoduché prostředí ve kterém se ryby vyvíjeli. Může to být také způsobeno genetickou změnou z důvodu selekčních tlaků na rybí farmě. Předpokládá se, že průměrná velikost mozku by měla být největší v řekách, poté v jezerech a nejmenší mozky mají ryby z farmových chovů, pokud budeme vycházet z toho, že dominantním faktorem, který toto určuje je složitost okolního prostředí (Kotrschal et al., 2012). Studie dokazují, že největší části mozku mají však ryby z jezer nikoliv z řek (Závorka et al. 2022).

### 3.2.3 Genetika

V chovu ryb a následném vysazování do volné přírody může docházet k různým genetickým změnám v populacích. Existuje několik metod (ekologické, evoluční, matematické), podle kterých lze měřit genetickou rozmanitost pstruhů. Mezi nejčastější metody patří pozorování heterozygotie, které je měřítkem genetické variability. Pokud pozorujeme pokles v heterozygotii může to znamenat i celkový pokles ve fitness u ryb. Může to mít ekologické následky. Při pozorování heterozygotie, může být odchylka nižší i z důvodů, příbuzenského křížení z důvodu malé hustoty ryb v populaci. Pokud je odchylka vyšší, může to mít za následek smíchaní dvou izolovaných populací (Douglas et al. 2022).

Velkým problémem z pohledu genetiky, je vysazování ryb do příbuzensky stejných populací. Může zde docházet např. K inbreedingu (příbuzenské plemenitbě/Inbrední depresi). Snižuje se schopnost přežití z důsledku příbuzenského křížení. Potomci trpí na genetické vady, projevuje se to jako rodová deprese. Může zde docházet k vytvoření slepé vývojové větve, která bývá pro danou populaci fatální (Jorde et al. 2004).

#### 3.2.3.1 Genetika farmových ryb

Losos obecný z farem se geneticky odlišuje od divokých jedinců, a to primárně v důsledku geografického původu ryb. Ryby chované na farmách mají geneticky neblíže k lososům z Norska. Chov lososů na farmách však může vést k neefektivní selekci a k degeneraci určitých vlastností/rysů u chovaných ryb. Farmové ryby, které nesou tuto genetickou informaci a dostanou se do volné přírody se mohou úspěšně dále rozmnožovat a přenášet tak tyto rysy a vlastnosti do divokých populací (McGinnity et al. 2003). U lososů obecných, kteří utekli z chovu je nutné zkoumat nejen F1 generaci (první kříženci/hybridy), ale také F2 generaci (následná generace), protože F1 generace může dosahovat lepších výsledků (váha, fertilita, věk) nežli rodičovská generace. F2 generaci je také nutné zkoumat kvůli možnosti výskytu outbreední deprese (jev kdy má jedinec sníženou životaschopnost na základě křížení dvou geograficky či geneticky odlišných populací (McGinnity et al. 2003). Generace hybridů je také důležitým ukazatelem, uniků ryb z farem. Nachází-li se jedinci všech věkových kategorií této generace v řece, může to znamenat, že stále někde dochází k unikům ryb z chovných zařízení a genetická skladba populace je tak nadále ovlivňována, i když už se nemusí jednat o početně významné úniky (Sylvester et al. 2018).

Snahy o zachování genetické celistvosti divokých populací lososů obecných, jsou mařeny masivními úniky jedinců z farem. Pokud má být genetika lososů zachráněna, měly by se snižovat dopady invaze ryb z farem. Nejcitlivější a nejvíce trpící jsou populace, které se vyskytují v menších tocích, zde má genetika farmových ryb největší účinnost. Divoké populace jsou více náchylné k hybridizaci níže po proudu, kde je výskyt uprchlých ryb větší. A dochází tak k větší konkurenci mezi volně žijícími jedinci a jedinci z farmových chovů. Znalost jednotlivých geneticky odlišných nebo stejných skupin, může zlepšovat rybochovný managementem, a tak vlastně zachraňovat ty nejvíce ohrožené populace (Sylvester et al. 2018).

### 3.2.4 Rozmnožování a plodnost

Dospívání a pohlavní dospělost u ryb souvisí se zvýšením ukládání energetických rezerv (Manor et al. 2014). Schopnost ryb třít se a ukončit tak tento cyklus, závisí na mnoha faktorech např. fotoperiodě (Meager et al. 2010).

Ryby v akvakulturách mohou dosahovat pohlavní dospělosti dříve nebo naopak později. Bylo prokázáno, že ryby v akvakultuře rostou rychle a za stabilních podmínek u nich dochází ke tření jakmile jsou vývojově schopny (Thorpe 2007). Ryby z farem se v toku rozmisťují jinak, oproti divokým jedincům (Naslund & Johnsson 2016). Toto může potencionálně vést k zhoršeným třecím vlastnostem v přírodě. Např. tresky latinsky (*Galidae*) chované na farmách se oproti divokým jedincům vzdalují více ode dna, zatímco divocí jedinci vyhledávají místa ke tření v mělkých částech blíže dna (Meager et al. 2010). U lososů stříbrných dochází k situaci, kdy divoké ryby vyhledávají místa ke tření jako jsou např. tůň ve vyšších částech toku, peřejnaté části toků, zatímco lososi z farem se drží ve spodních částech toku, vyhledávají úseky s rovným dnem (Berejikian et al. 2001).

Kříženci divokých lososů a lososů z farem F2 generace, mají daleko vyšší mortalitu jiker (68 %), nežli lososi, kteří jsou pouze z divokých populací, zde sem projevuje mortalita do 3 %. Nejpravděpodobnější příčinou takto vysoké mortality jiker u hybridů z f2 generace bude outbrední deprese (McGinnity et al. 2003). Plůdek ryb pocházející z divoké populace, má větší šanci na přežití nežli plůdek vysazený z chovu (Pinter et al. 2017). Toto potvrzuje i Araki et al. (2008), kdy ve své práci tvrdí, že divoké lososovité ryby ve volné přírodě mají větší šanci na přežití nežli ryby z akvakultur.

Ryby vysazené do volné přírody pocházející z chovů ve srovnání s divokými jedinci stejného druhu projevují rozdíly v pohybové aktivitě a prostorovém rozložení během tření, také spotřeba energie se liší mezi oběma skupinami ryb (vysazené, divoké). Všechny tyto rozdíly



naznačují omezenou úspěšnost vysazených ryb z akvakultur do volné přírody při hledání zdrojů jako jsou partneři a třetí místa (Slavík et al. 2012). Fleming et al. (1996) uvádí, že reprodukční chování odchovaných ryb vykazuje stejné znaky jako u ryb divokých, ale projevuje se menší intenzitou a nijak zásadně nepřispívá do reprodukčního procesu, protože vysazené ryby obtížně hledají vhodné reprodukční plochy a partnery a při soubojích o ně často prohrávají s divokými jedinci (Fleming et al. 1994).

#### 3.2.4.1 Reprodukce pstruha obecného v akvakultuře

Provádí se obvykle tzv. suchou metodou, která spočívá ve skupinovém výtěru samic do suché nádoby a oplození jiker mlíčem z vícero samců (Randák et al. 2009). Polyspermické oplození (výtěr z více samců) se v dnešní době ukazuje jako nevhodná metoda pro zachování genetické variability potomstva. Při polyspermatickém oplození, dochází ke kompetici spermií a následně jsou jikry oplozeny pouze spermatem malého množství samců (Randák et al. 2009). Odchov ročků a dvouletých násad pstruha obecného, odchov probíhá v odchovných potocích, jedná se o extenzivní způsob. Pouze někteří chovatelé chovají ryby v kontrolovaných podmínkách. Vysazování do chovných potoků probíhá nejčastěji když má plůdek strávený 2/3 žloutkového vřívku nebo krátce po zahájení rozkrmu. Plůdek je vysazován do odchovných potoků na dobu 1 až 2 let. V minulých letech byl tento způsob hojně využíván, ale v současné době je na ústupu (Kavalec 1989). V současnosti také vznikají technologie na odchov násad pstruha obecného v podmínkách umělých chovů. Je podstatně náročnější odchovat pstruha obecného při využití kompletních krmných směsí v kontrolovaných podmínkách oproti pstruhovi duhovému. Klíčovým faktorem je teplota a kvalita vody, přičemž teplota vody by neměla ani v nejteplejším období roku přesahovat více jak 18 stupňů celsia. Využívají se především betonové kanály, sádky a žalmové systémy, z veterinárního hlediska je dobré se vyhnout používání zemních rybníčků (Randák et al. 2009).

#### 3.2.5 Agresivní chování a hierarchie dominance

Agresivita ryb a s tím spojené teritoriální chování závisí na několika faktorech mezi které např. náleží aktivita ryb, dostupnost potravy, hustota rybí obsádky, zpozorování vetřelců. (Näslund et al. 2016). Ryby z farem obvykle investují více energie do teritoriálních konfliktů, nežli ryby divoké, aniž by se tím zvyšovala jejich šance na vítězství a udržení potravních zdrojů (Deverill et al. 1999; Sundstrom et al. 2003; Lorenzen et al. 2012). Stejně tak investují

více energie do reprodukčních procesů, i přesto mají pouze omezený úspěch v porovnání s divokými jedinci (Slavík et al. 2012). U lososovitých ryb jsou známi tři základní faktory, které ovlivňují rozmnožovací chování což jsou kompetice, hmotnost těla a původ ryb (Fleming & Gross 1992). Pokud u ryb nedochází ke kompetici, tak se ryby z farem rozmnožují téměř stejně úspěšně jako ryby z divokých populací (Fleming & Gross 1992). Pokud však ke kompetici o partnery dochází může to vést k např. k opožděnému časování tření (ztráta jiker z důvodu jejich zadržení, negativně ovlivnit počet třecích hnízd, zvýšit zranění na těle ryb). Hmotnost jedinců také důležitým faktorem pro úspěšnost tření. Např. samice, které jsou menší mají zhoršený přístup ke třecím místům což způsobuje menší úspěšnost v oplození jiker, menší samci mají kromě zhoršeného přístupu ke třecím místům také zhoršený přístup k samicím. Fleming & Gross 1992). Samice chované na farmách dosahují sice často vyšších hmotností nežli samice z divokých populací, což jim umožňuje hledat lepší hnízda, avšak mají menší plodnost nežli samice z divokých populací. Samci z farem mají sice větší pohlavní orgány (viz kapitola o morfologii), ale jsou méně agresivní, projevují méně aktivní chování a menší zájem o samice nežli samci z divokých populací. Samci z faremních chovů, projevují špatné chování během páření (námluv) dokonce i když nemají žádnou kompetici, což má za následek malé oplození jiker. Z čehož lze usoudit, že chování ryb z farem je odlišné oproti rybám z divokých populací, když je mohou morfologicky překonat (Fleming & Gross 1992). Chov ryb v zajetí často může zmírňovat selektivní tlaky ze strany predátorů. Může tak docházet ke snížení reakcí, a dokonce jedinci z farmových chovu mají při kontaktu s predátorem nižší srdeční frekvenci nežli divocí jedinci z volné přírody. To znamená, že domestikace má na ryby větší vliv nežli původní genetická výbava a tento rozdíl se v čase zvětšuje. Jedinci, kteří jsou vypouštěni do volné přírody nebo utečou z akvakultury mohou na predátora reagovat pomalu a apaticky (Johnsson et al. 2001).

Studie Johnsson et al. (2001) také uvádí, že antipredační chování může být ovlivněno geneticky. U potomků pstruhů obecných odchovaných v zajetí může docházet k horší reakci na predátora nežli u divokých jedinců. Vliv antipredačního chování se může projevit už po jedné generaci chovu na rybích farmách, po vystavení vlivu predátora si uměle odchovaní jedinci udržují denní aktivitu (Alvarez & Nieceza 2003).

### 3.2.6 Domáci okrsek

Domáci okrsek je obecně užívaný termín pro výsledný prostor, který jedinec používá. Domáci okrsek lze také definovat jako plochu, kterou jedinec potřebuje k naplnění svých energetických potřeb během 24 hodin (Mace et al. 1983). Větší, starší a potencionálně dominantní pstruzi obecní mají menší domáci okrsek z důvodu nejvýhodnějších pozic pro příjem potravy (Fausch 1984; Ayllón et al. 2013). Pro uspokojení energetických potřeb využívají ryby zdroje rozptýlené v jejich domácím okrsku. Domáci okrsek divokých zvířat roste s individuální velikostí těla zvířat a je menší v hustě osídlených místech (Slavík & Horký 2019). Pokud jsou k dispozici dostatečné zdroje, zvířata nemají potřebu se stěhovat. Návrat a opětovné využití prostředí se nazývá „věrnost místu“ (site fidelity). Oblasti kde se ryby krmí jsou často větší nežli jejich vlastní teritoria. Velikosti těchto oblastí se však mění v závislosti na počtu konkurentů a dostupnosti potravy (Borger et. al. 2020). Kromě toho, velikost domácího okrsku může být ovlivněna znalostí okolního sociálního prostředí. Menší domáci okrsek naznačuje, že jedinci jsou si bližší a mají větší sklon k sociálnímu chování (Wolf & Trillmich 2007). Griffiths & Armstrong (2002), uvádí, že dominantní pstruzi strpí příbuzné jedince v překrývajících se domácích okrscích, zatímco cizí jedinci nejsou tolerováni. Pokud se pstruzi mezi sebou znají dochází k méně agresivním interakcím (Höjesjö et al. 1998). U takovéto populace dochází k rychlejšímu růstu jedinců a k lepší alokaci zdrojů (Höjesjö et al. 1998).

### 3.2.7 Exploratorní chování

Objevitelské chování slouží zvířatům k prozkoumání a pochopení okolního prostředí ve kterém se vyskytují. Exploratorní chování se u zvířat projevuje jako čichání, ochutnávání, dotýkání se a manipulací s předměty nebo okolím (Smith & Jones 2018). Toto chování je spojováno s vývojem kognitivních, komunikačních, sociálních a motorických dovedností (Baxter & Switzky 2008). Zvířata projevují exploratorní chování, aby získala informace, lokalizovala zdroje a posoudila potencionální hrozby (Smith & Jones 2018).

Mohou však existovat potencionální problémy u zvířat, která byla vypuštěna do volné přírody po pobytu v zajetí.

Variace v objevitelském chování ryb např. učení nebo přijímání rizik, se staly předmětem debat v rámci welfare ryb (Brännäs & Johnsson 2008; Huntingford & Adams 2005). V akvakulturních chovech a při vysazování ryb do volné přírody se předpokládá, že se vysazené ryby dokáží rychle přizpůsobit široké škále nových výzev. Bohužel mnoho akvakulturních chovů selhává v tom, že neodchovává jedince s přirozenými projevy chování, což má za

následek vysokou mortalitu vysazených ryb (Araki et al. 2008). Nedostatek stimulů v podmínkách chovu ryb může ovlivnit fenotyp jedince, změněna může být fyziologie, neurologie i samotné exploratorní chování (Brännäs & Johnsson 2008; Huntingford 2004). Sundström & Johnsson (2001), uvádí, že pstruzi obecní odchovaní na líhních potřebují více času oproti divokým jedincům k tomu, aby se naučili přijímat novou kořist. Ryby odchované v akvakulturách projevují méně konzistentní exploratorní chování oproti divokým jedincům (Adriaenssens & Johnsson 2011).

### **3.2.8 Podpora přirozeného chování ryb na farmách**

V porovnání s přírodními podmínkami jsou rybí farmy prostředí s velmi nízkou diverzitou fyzikálních parametrů (Johnsson et al. 2014). Ryby chované na farmách tak žijí v celkově uměle vytvořených podmínkách, s např. nepůvodním substrátem a barvou dna a stěn, bez úkrytů apod. Také potrava je podávána většinou automaticky, řízeně a ve formě pelet, takže je ryby nemusí vyhledávat. Ryby také nemají potřebu/nemohou vyhledávat úkryty před predátory, avšak na farmách bývá tlak ze strany predátorů velice malý (Johnsson et al. 2014). Pokud by byl na rybích farmách poskytnut rybám úkryt například proti proudění může to u ryb mít pozitivní účinek na snižování rychlosti metabolismu, čímž se sníží potřeba energie ryb. Toto je důležitá biologická potřeba ryb, které žijí v proudech a číhají nebo čekají na potravu ze chráněné pozice (Johnsson et al. 2014). Přidání překážky, předmětu, struktury může ve farmových chovech ryb značně snížit agresivitu ryb, snížit vizuální kontakt ryb a také nucenou aktivitu. U lososovitých ryb by se tak dalo zabránit poškozování hřbetních ploutví, což může být právě zredukováno za pomoci snížení vizuální separaci jedinců. Přidání úkrytů může také zlepšit hierarchii v chovaném hejnu, kdy méně dominantní jedinci mají lepší možnosti úkrytů (Näslund & Johnsson 2016).

### **3.2.9 Schopnost migrace a nalezení vhodného prostředí pro reprodukci**

Migrace je “pravidelně opakující se přesun většiny populace mezi dvěma anebo více prostředními“ (Northcote 1984). Migrace lze v zásadě rozdělit podle typu prostředí, mezi kterými se ryby pohybují na diadromní, tedy mezi mořskými a sladkovodními ekosystémy a potamodromní, tedy migrace v rámci sladkovodního prostředí. Diadromní migrace lze rozdělit na anadromní, kdy dospělci dospívají v moři a rozmnožují se v řekách a jezerech a migrace katadromní při kterých dospělci táhnou k reprodukci do moře. Rybí migrace se odehrávají na

denní bázi nebo také v ročních a víceletých cyklech. Rybí druhy tak mohou překonat vzdálenost od několika metrů až po tisíce kilometrů. Ryby migrují převážně z potřeby tření, zlepšení životních podmínek a za potravou (Dingle et al. 2007). Migrace je geneticky determinovaná, ale lokální podmínky mohou ovlivnit rozhodnutí jedince, čímž vznikají rezideční a migrační fenotypy v populacích. Nicméně reakce na enviromentální variabilitu se liší v rámci celé populace (Slavík et al. 2012). Vztah mezi enviromentálními faktory a migratorním chováním je velice komplexní, průtok vody, teplota vody, a světlo mohou toto chování do značné míry ovlivnit (Banks 1969; Jonsson 1991). Průtoky bývají často rozhodující při migraci proti proudu u lososovitých ryb. Mohou být i samotným spouštěcím mechanismem migrace. V okamžiku, kdy ryba vypluje při migraci proti proudu, může omezit pohyb napříč tokem (Huntsman, 1948; Alabaster 1970; Jensen et al. 1998). V menších vodních tocích při nižších průtocích, se ryby musí pohybovat více napříč tokem, aby snížili riziko predatorního tlaku. (Mather 1998). Větší jedinci často migrují na delší vzdálenosti a jsou schopni překonávat větší překážky (Slavík et al. 2012). Jednotlivé důkazy naznačují, že migrace jednotlivce je na 50 % ovlivněna geneticky. Migrační chování spouští signál, jako signál můžou působit geny, fyziologický (energetický stav jedince, enviromentální faktory a negenetické vlastnosti rodičů. Tento signál určuje u ryb ochotu migrovat, pokud ochota migrovat není dostatečně silná, ryba dospěje pohlavně v řece. Toto rozhodnutí u ryb nastává brzy v životě a pokud, se ryba odhodlá migrovat nastává další signál, který určuje načasování samotné migrace. Místo migrace (hlavní tok řek, jezera, moře) se také zdá být geneticky ovlivněno (Ferguson et al. 2019).

### 3.2.9.1 Migrace pstruhů

U pstruhů obecných je možné pozorovat variabilitu migračního chování. Pstruzi obecní mají schopnosti migrovat zakódovanou geneticky, ale až místní podmínky prostředí určí, jakou strategii populace využije (Northcote 1981). Pstruzi obecní mají dva základní fenotypy, které jsou formovány prostředím – stacionární fenotyp a migrující fenotyp (Hindar et al. 1991). Některé populace nebo části populací migrují na jaře a v létě, aby obsadily stanoviště s bohaté na potravu. Pokud pstruží populace nemá přístup k moři, migruje nejčastěji z důvodu tření, jedná se tak o nejdelší migrace pstruha v rámci jednoho roku. Lososovití, kteří obývají malé vodní toky, které jsou nějak izolovány (vodopády, přehrad), často vykazují jedinečné charakteristiky pro danou populace (Slavík et al. 2012). Ryby z izolovaných populací mají slabší migrační chování a tím i nižší úspěšnost tření (Jonsson & Sandlund 1979; Northcote & Hartman 1988; Northcote 1992).

U lososů obecných, kteří unikli z chovu, byla popsána omezená schopnost najít historická reprodukční místa. V některých případech bylo zjištěno, že uniklí lososi z akvakultury nejsou schopni překonávat překážky napříč tokem (Fleming et al. 2000). V takovém případě nedochází ke křížení farmových a divokých lososů na historických trdlišťích výše proti proudu řek (Sylvester et al. 2018).

### **3.2.10 Reakční normy chování**

Reakční normy lze charakterizovat jak variabilitu určitého typu chování na proměnlivé sociální a fyzické podmínky prostředí (Johnsson et al. 2014). Jinými slovy, prostředí ve kterém jedinec vyrůstá určuje, jaká bude v budoucnu jeho reakce na změnu prostředí. Odlišné reakční normy mohou vykazovat také rozdílné genotypy v rámci jednoho druhu. Jinými slovy pro každý genotypový, fenotypový znak může existovat jiná reakční norma, dochází zde k extrémní komplexnosti mezi genetickými a environmentálními faktory (Griffiths et al. 2000). V evoluční biologii je klíčovým tématem schopnost populací přizpůsobit se změnám v prostředí ve kterém tato adaptace probíhá. Studium genetické variability v reakčních normách nabízí cenný nástroj k porozumění této problematice (Oomen et al. 2015). Reakční normy představují plasticitu fenotypických vlastností přes prostorový gradient a proměnlivost těchto reakčních forem může reflektovat genetické rozdíly v schopnosti jednotlivců, skupin, populací a druhů reagovat na změny v prostředí. Ryby poskytují ideální model pro studium plasticity díky své rozmanité morfologii, fyziologii, chování a životní historii. Důkladným zkoumáním genetické variability v reakčních normách ryb bylo prokázáno, že různé skupiny mohou vykazovat odlišnou úroveň adaptace, což naznačuje potenciál pro vývoj adaptivních reakčních forem (Oomen et al. 2015). Tyto výsledky ukazují na možnost využití reakčních forem k pochopení evoluce nových fenotypů a vlivu prostorové variability prostředí a genového toku na fenotypickou plasticitu, což může sloužit k predikci reakcí populací na určité změny v prostředí (Oomen et al. 2015).

Při vysazování ryb odchovaných v zajetí do volné přírody dochází k situaci, kdy reakční normy jedinců osvojené v akvakultuře nelze účinně využít ve volné přírodě (Johnsson et al. 2014). Jinými slovy, variabilita prostředí v akvakultuře je velmi omezená (např. téměř konstantní rychlost proudění, žádné úkryty, uniformní barva stěn a dna nádrží, peletovaná potrava) a po vysazení do volné přírody nejsou jedinci schopni reagovat na širokou škálu jednotlivých faktorů např. sezónní změnu nabídky potravy, sociální interakce (Johnsson et al. 2014).

### **3.2.11 Pohlavní dospělost a reakční normy**

Rozmanitost životních strategií ryb je často reflektována ve věku a velikosti, ve kterých dosahují pohlavní dospělosti (Stearns & Koella 1986). Tato klíčová životní vlastnost může být formována jak plastickými reakcemi na proměnlivé environmentální podmínky, tak evolučními tlaky vyvolanými přirozeným a antropogenním výběrem (Stearns & Koella 1986). Např. reakční normy pohlavní dospělosti mohou být užitečným prostředkem k rozlišení mezi genetickými a plastickými vlohami (Stearns & Koella 1986). Zjištěné údaje naznačují, že u mnoha populací ryb dochází k poklesu možných reakčních forem, což znamená dosažení pohlavní dospělosti při menší velikosti v daném věku. Tento trend je často spojen s intenzitou rybolovu, což naznačuje možný evoluční tlak vyvolaný činností člověka. Zdůraznění těchto změn a vyvození jejich příčin vyžaduje komplexní zkoumání reakčních forem pohlavní dospělosti a porozumění přírodním i antropogenním vlivům, které na ně působí (Olsen et al. 2014).

Odhadování reakčních forem pohlavní dospělosti je důležitým krokem k porozumění evoluční dynamiky populací ryb. Budoucí studie by měly rozšířit tuto analýzu na více druhů a zohlednit další faktory, jako je například prostředí, genetická variabilita a management rybolovu. Tímto způsobem můžeme lépe porozumět, jak rybolov a změny v životním prostředí ovlivňují evoluční trajektorie populací ryb a jaký vliv mají na jejich schopnost přizpůsobit se novým podmínkám (Heino et al. 2002).

### **3.2.12 Kompetice s nepůvodními druhy**

Kompetice s nepůvodními druhy organismů, může vést k morfologickým změnám u původních druhů, vyvolá fenotypovou plasticitu a škodí tak jedincům, kteří nejsou schopni přizpůsobit svoji morfologii, novému selekčnímu tlaku. Morfologické změny u původních organismů jsou často spojovány s rychlými behaviorálními reakcemi na kompetici s nepůvodními druhy (Adams et al. 2003; Keeley et al. 2005; Parsons et al. 2010). Variabilita morfologie a chování lososovitých ryb se mění v reakci na interakce s nepůvodními druhy. Rozmanité interakce s nepůvodními druhy organismů mají vliv na širokou škálu fenotypových vlastností lososovitých ryb, včetně pravidelnosti cirkadiální aktivity, strategií lovu, potravy a morfologie (Harrington et al. 2009; Nakano & Furukawa-Tanaka 1994). Lososovité ryby projevují vysokou fenotypovou plasticitu (Hutchings 2011; Jacobs et al. 2019), která se projevuje především v různých variantách morfologie hlavy, úzce spojených se strategií lovu (Adams et al. 2003; Keeley et al. 2005; Parsons et al. 2010).

Mnoho populací lososovitých ryb žije v tocích ve dvou dimorfních skupinách, kde jedna skupina má ústa uzpůsobena ke sběru potravy ze dna a druhá skupina se živí v proudu v driftu (Skúlason & Smith 1995; Nakano et al. 1999). Během agresivních teritoriálních interakcí mezi samci lososovitých ryb mají samci s delšími ústy výhodu (Kalleberg 1958; Abbott & Dill 1985). Agresivita u ryb závisí na faktorech jako je roční období, denní doba a pohlaví, přičemž samci jsou obvykle agresivnější a mají vyšší hladinu androgenů nežli samice (Taves et al. 2010).

Velikost očí je dalším důležitým aspektem morfologie, který ovlivňuje chování lososovitých ryb. Ryby se živící bentickým způsobem mají větší oči než ryby obývající pelagickou zónu (Piggott et al. 2018). U pstruhů obecných žijících s nepůvodními druhy ryb byla pozorována menší velikost očí, což může způsobovat zvýšenou denní aktivitu (Larranaga et al. 2018). Populace pstruhů obecných žijících s nepůvodními druhy ryb vykazují morfologické odlišnosti, jako je menší velikost očí, kratší spodní čelist a úpravy tvaru hlavy, což zlepšuje schopnost ryb přijímat potravu z driftu i suchozemskou kořist (Piggott et al. 2018; Nakano et al. 2019). Tyto změny jsou pravděpodobně důsledkem potřeby přijímat větší množství suchozemské potravy, která často obsahuje omezené množství esenciálních živin, jako jsou nenasycené omega-3 mastné kyseliny (Sargent et al. 1999). Pokud se v toku vyskytuje siven americký i pstruh obecný, dochází zde k potravní kompetici a pstruzi jsou nuceni k větší konzumaci suchozemské kořisti, což bylo pozorováno ve švédských a francouzských tocích (Cucherousset et al. 2007; Závorka et al. 2017). Pstruzi obecní, kteří se vyskytují ve stejných tocích jako siven americký, mají tendenci k tomu být více aktivní přes den, a jejich domovské okrsky jsou menší. Také byla pozorována snaha shlukovat se do větších skupin (Závorka et al. 2017).

### **3.2.13 Rekreační rybolov**

Rybí populace v rybářských revírech jsou negativně ovlivňovány sportovním rybolovem. Je to způsobeno převážně příliš intenzivním rybářským tlakem a také používáním moderní rybolovné techniky. Tyto techniky bohužel často slouží k lovení i těch nejmenších ryb. Průměrný muškař je schopen na menším toku ulovit i několik desítek procent ryb nacházejících se v proloveném úseku, a to dokonce i včetně ročků, během jediné vycházky. Určité procento ryb je poškozováno a hyne i při praktikování metody chyt' a pust' (Rysley et al. 2010). Nadměrný rybolov tzv. přelovení může mít negativní důsledky na populace ryb. Snižování průměrné hmotnosti ulovených ryb patří mezi typické známky přelovení (Jørgensen et al. 2007). V principu dochází k ulovení a ztrátě dospělých jedinců a generační hejno je tvořeno

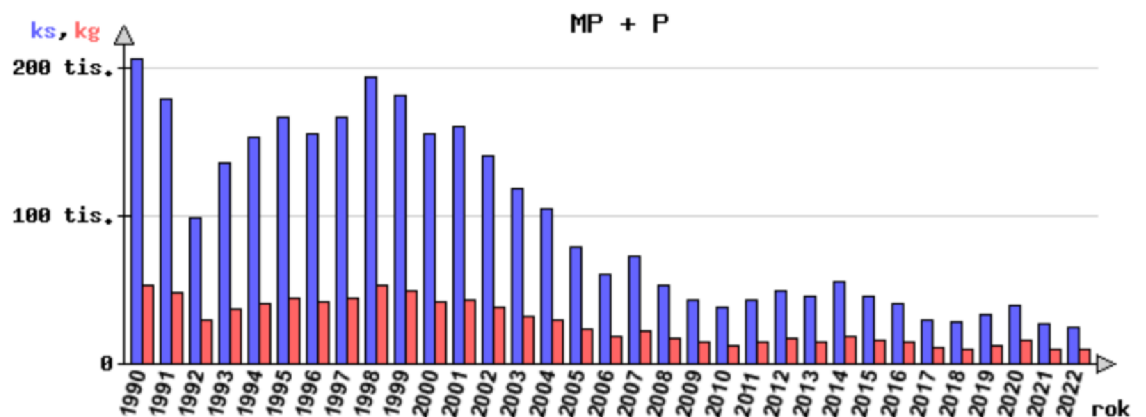


čím dál více mladými jedinci. Může tak docházet k rozkolísání populace a ke zvýhodnění jedinců, kteří rychle pohlavně dospívají a třou se při menších délkách (Jørgensen et al. 2007).

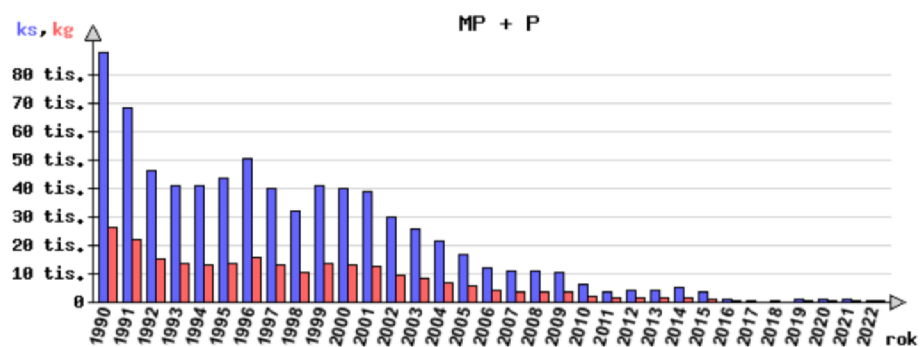
Úspěšnost a efektivita vysazování ryb z umělých chovů může být při správných metodických postupech vysoká, ale bývá přeceňována. V ČR tomu pak odpovídá stav rybích populací. I přes snahu každoročně vypouštět ryby za desítky milionů korun se stavy rybářsky atraktivních druhů ryb jako je např. okoun, lipan, pstruh stále snižují (Randák & Slavík 2012).

Viz. grafy ČRS. **Celková statistika úlovků jednotlivých druhů ryb na rybářských revírech ČRS**

Graf 1. (Pstruh obecný – *Salmo Trutta*, na pstruhových i mimopstruh. revírech)



Graf 2. (Lipan podhorní- *Thymallus thymallus*, na pstruhových i mimopstruh. revírech)



### 3.2.14 Podpory volně žijících rybích populací formou managementu

Reintrodukce druhů je praktikována stále častěji a to i u ryb. Cílem reintrodukcí ryb bývá vytvoření populací, které jsou schopny přežít, růst a dále se rozmnožovat. Crowder et

al. (2008) uvádí, že silný dopad na divoké populace ryb může mít rybářský tlak. Pokud se v toku nachází divoká populace a jsou zde zastoupeni jedinci všech věkových skupin, tak má tato populace větší šanci odolat rybářskému tlaku nežli populace ryb, které byly vysazeny (Grossman et al. 2010).

V říčním prostředí je složité stanovit optimální počet ryb. Charakter populací je formován lokálními podmínkami prostředí, enviromentálními faktory i variabilita populační dynamiky je vysoká. Posuzovat se to může dvěma způsoby. První způsob je vytipování určitých vzorových, jedinečných toků na každém uceleném povodí, kde se společenstvo ryb nechá svému vlastnímu vývoji „Z ustanovených hodnot početnosti a biomasy lze odvozovat regionální „standards“ a podle nich pak odvozovat management některých druhů“. Druhým řešením je umožnit rybám se přirozeně rozmnožovat (Závorka et al. 2013). Výtěrová místa jsou základem pro správně fungující populace. Nedostatek správného výtěrové substrátu a zamezení přístupu k vhodným třecím místům vede ke kolapsu rybí populace. Aby se zajistilo efektivní využití a dosahovaly se cíle ochrany, je zapotřebí zvážit vylepšení technik na zlepšení nebo znovu vytvoření prostředí. (Taylor et al. 2019).

Zlepšení podmínek v toku a revitalizace říčních prostředí je často využívána pro zlepšení degradovaných říčních prostředí. V rámci revitalizací se do toku umisťují například padlé stromy nebo umělé konstrukce, kompenzuje se tím ztracená rozmanitost říčního prostředí. Toto následně vede k zvýšení biomasy v toku. Revitalizace jsou však úspěšné pouze pokud jsou ostatní faktory jako je kvalita vody v pořádku (Roni et al. 2002). Nevýhodou revitalizací je, že se provádí na krátkých úsecích toků (<1 km). To pro losovité ryby nemá až tak velký přínos, protože losovité ryby pravidelně operují na větších vzdálenostech. (Roni et al. 2002). Důležité je také zlepšit monitoring míst, kde se revitalizace provádějí a zjistit jaký přínos revitalizace mají pro dané populace ryb. Přírodě blízko vyhotovené revitalizace navíc přitahují i rybáře, což může mít za následek větší tlak na danou lokalitu. Vodní toky lze také upravovat chemicky, kdy pro losovité ryby jako je siven americký se voda v tocích neutralizuje vápencem, aby se snížila kyselost vody na horních tocích řek (Mcclurg et al. 2007). Tato metoda však není pernametní a musí se provádět opakovaně aby byla účinná (Clayton et al. 1998).

Jednou z možností, jak zlepšit vývoj původní populace pstruhů je i odstranění nepůvodních druhů lososovitých ryb z toku, kde se vyskytují původní populace pstruhů. Nepůvodní druhy ryb mohou vytlačovat původní ryby proti proudu do méně uživných oblastí (Shepard et al. 2002).

### **3.3 Ochrana životního vodního prostředí**

#### **3.3.1 Hydrologické poměry**

Lososovitým rybám nejvíce svědčí toky přírodního charakteru s velkým množstvím úkrytových možností a s dostatkem míst vhodných k přirozenému rozmnožování (šterkové lavice) a následujícímu vývoji juvenilních jedinců, kterému svědčí mělké proudící zóny. Narozdíl třeba od lipana, jsou úkryty esenciální faktorem pro velikost populace pstruha obecného (Slavík et al. 2009). Příliš velké odběry vody pro elektrárny a vodárny, zánik mělkých příbřežních zón vhodných pro plůdek ryb, kanalizace a zkrácení délky koryta následná ztráta komunikace s postranními rameny, všechny tyto věci jsou uváděny jako příčina úbytku stanovišť ryb (Turek et al. 2018). Úpravy koryta mají za následek snižování úkrytové kapacity pro ryby, zničení rozmnožovacích ploch a nadměrné odběry vody zmenšují životní prostor pro rybí populace, také to má za následek větší prohřívání vody, což lososovité ryby špatně snášejí. Pstruží populace tak trpí suchem způsobeným zásahy do toků. Jedná se především o změnění říčního proudění, narovnání toků a ničení přirozených meandrů (Lyach 2022).

#### **3.3.2 Znečištění vod**

V dřívějších dobách bylo hlavní příčinou zhoršení kvality vod, znečištění způsobené organickými látkami, v jehož důsledku v minulosti docházelo k úhynům ryb následkem kyslíkových deficitů a otrav amoniakem. Dnes už toto tolik neplatí, protože se začaly plošně stavět čistírny vod. Organické látky v tocích, zlepšovaly jejich úživnost, bohužel s výstavou čistíren odpadních vod šla úživnost revírů dolů, což se také následně projevilo na úbytku rybích populací v tocích (Harsányi & Aschenbrenner 2002). Znečištění cizorodými látkami s možným účinkem na exponované organismy, které pocházejí především z komunálních odpadních vod, je významným faktorem ovlivňující vodní organismy. Problémy nastávají hlavně na tocích ležících pod čističkami odpadních vod, kde navíc dochází k malému naředění vody, která z čističek vytéká (Yang et al. 2023).

Takovéto toky však bývají často využívány k produkci násad pstruhů, nebo také odlovení násad ryb na umělé výtěry. Na rybách odlovených v takovýchto lokalitách lze pozorovat zhoršení reprodukčních vlastností, vlivem znečištění vodního prostředí (Kolářová et al. 2021).

### 3.4 Diskuze a souhrn

Pstruh obecný se vyskytuje ve sladkých vodách i mořském prostředí jako potamodromní a diadromní forma. K rozmnožování využívá hlavně říční systém ale i jezera, což dokazuje jeho vysokou přizpůsobivost variabilním přírodním podmínkám. Vysoká ochota k migracím pstruhům umožňuje vyhýbat se nepříznivým podmínkám. Pstruh obecný je typický hmyzožravec, který v souvislosti s růstem těla dokáže lovit menší ryby a obratlovce. Migrace, změna habitatů, změna ve složení potravy se zdá být ovlivněna velikostí a rychlostí vývoje jedince. V závislosti na proměnlivosti prostředí a životní strategii jednotlivých populací pstruh vykazuje vysokou fenotypovou plasticitu, která je i typická pro jeho globální invazní areál (Závorka et al. 2018; Stearnse & Koella 1986).

Avšak v původním areálu výskytu dochází k poklesu početnosti populací pstruha obecného v důsledku lidmi vyvolané degradace životního prostředí, teplotní globální změně, konkurenčnímu vlivu nepůvodních druhů a příliš silnému tlaku rekreačních rybářů (Fausch et al. 2006). V mnoha oblastech se vhodné prostředí pro pstruha obecného nachází pouze v zákonem chráněných územích a vitální populace jsou tak izolovány do menších oblastí.

Jako podpora pro strádající divoké populace pstruhů je v současnosti nejvíce využívána metoda odchovu juvenilních jedinců v zajetí a jejich následné vysazení do volných vod. Míra úspěšnosti a efektivity vysazování ryb z umělých chovů může mít při správně nastavených metodických podmínkách určitý význam, avšak obecně je přeceňována. Odchovná zařízení pstruhům poskytují ochranu před predátory, je jim řízeně podávána peletová potrava, odchovné nádrže pstruhům neposkytují úkryt a jsou zde chovány v příliš vysokých hustotách. Ve volných vodách pstruzi přijímají informace o okolním prostředí, z těchto zkušeností se učí a následně podle toho utvářejí své behaviorální vlastnosti. Ryby z farmových chovů mají tutu schopnost nižší, a po vysazení do volné přírody např. hůře reagují na změnu potravy (Sundström & Johnsson 2001). Pstruzi z umělých chovů mají vyšší mortalitu, než jedinci z divokých populací, protože se méně vyhýbají predátorům (Johnsson et al. 2001). Při vysokých koncentracích ryb na farmách se v rybách rozvíjí vyšší míra agresivity (Getty 1987; Frostman & Sherman 2004). Následkem se v obsádce zvyšuje podíl dominantních i subdominantních jedinců a chování se polarizuje (Huntingford et al. 2012). Je to zapříčiněno tím, že se ryby musejí častěji mezi sebou utkávat o prostor a potravu. Vysoce agresivní jsou i po vysazení do volné přírody, kdy vyhánějí divoké jedince a následně hynou z důvodu svých adaptačních nedostatků. Na rozdíl od divokých populací ryb jsou ryby vysazené daleko nachylnější k nemocem, mají nižší intenzitu zbarvení a jsou tučnější (Huntingford 2004). Proměnlivost biotických a abiotických faktorů je

na rybích farmách daleko nižší nežli ve volné přírodě. Očekává se, že ryby z farem budou hůře snášet proměnlivost prostředí jako například teplota a proudění vody, oproti divoce žijícím jedincům, ryby z farmových chovů se budou projevovat tak jak se naučili během svého vývoje na rybí farmě (Johnsson et al. 2014). Jinými slovy reakční normy chování jsou u pstruhů v akvakultuře nesrovnatelné s reakčními normami jedinců z volné přírody.

Jedním z možných řešení ke zlepšení současné praxe je zvýšení variability prostředí v akvakultuře, jinými slovy zlepšit možnosti rozšíření reakčních norem pstruhů chovaných v zajetí a přiblížit tak prostředí v akvakultuře co nejvíce k přirozenému prostředí ve volných vodách. Úspěšné úpravy vyžadují správně porozumění biologii druhu a také podrobné znalosti technologiím rybích farem (Johnsson et al. 2014).

Významně účinnější se jeví management, který k obnově divokých populací využívá původní potenciál populace. Pokud v toku probíhá pravidelné rozmnožování, je lepší pstruhy nevysazovat, a především účinně chránit dospělé jedince. Např. rekreační rybáři ve Finsku a Španělsku nejčastěji uloví pstruhy z divokých populací nežli rybu z chovu (cca 99 % případů). Obecně je tak argumentováno, že vysazování není vhodným natož univerzálním řešením pro zlepšení a udržení životaschopných populací pstruhů obecných v tocích (Douglas et al. 2022). Poněkud jiná situace je při vysazování pstruhů obecných do jezer, které se zdá být daleko úspěšnější nežli vysazování do řek. Jezera v Norsku, kde se vysazují juvenilních pstruzi obecní z chovu, mají daleko větší šanci na přežití nežli ryby z řek (Douglas et al. 2022).

## 4 Závěr

Cílem bakalářské práce bylo analyzovat současné metody managementu divokých populací pstruha obecného, jehož početnost v původním areálu výskytu trvale klesá. Příčiny poklesu početnosti pstruhů jsou globální změna teploty, ztráta původního prostředí, znečištění, a především příliš intenzivní lov rekreačními rybáři. Podle dostupných údajů je nejčastěji používanou metodou pro podporu divokých populací chov pstruhů v zajetí a jejich následné vysazení do volných vod. Bohužel, tato metoda nepřináší uspokojující výsledky, a to hned z několika příčin. Nízká variabilita prostředí v akvakultuře omezuje pstruhy v odpovědi na vysokou variabilitu prostředí ve volných vodách. Jinými slovy pstruzi z akvakultury nejsou po vysazení schopni reagovat na změny prostředí jako je např. variabilita průtoku, rychlosti proudění a teploty, sezónní změny v nabídce potravy apod. V důsledku změn prostředí lze u pstruhů chovaných v zajetí zjistit morfologické změny, např. menší velikost hlavy, očí a čelistí nebo změny ve velikosti mozku. Pstruzi z farem mají také poškozené sociální vztahy např. jejich chování má příliš polarizované agresivní chování. V neposlední řadě v akvakultuře dochází mnohem častěji k příbuzenskému křížení. Ačkoliv jsou pstruzi odchováni v akvakultuře a následně vysazeni do volné přírody obecně neúspěšní v reprodukci (neschopnost nalézt nebo získat reprodukční plochy a partnery), při případném křížení s divokými pstruhy vnášejí do jejich genotypu vlastnosti nevhodné pro život ve volných vodách. V důsledku tohoto procesu tak populace divokých ryb ztrácejí svou původní vitalitu. Z toho vyplývá, že nejvhodnější metodou podpory divokých populací pstruhů obecných je zvýšení ochrany rodičovské generace a původního prostředí. Také významné omezení rekreačního rybolovu, které zajistí vyšší počet dospělých ryb pro přirozenou reprodukci lze považovat za velmi důležitý prvek ochrany pstruhů.

## 5 Literatura

- Abbott J, Dill L. 1985. Patterns of aggressive attack in juvenile steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1702–1706.
- Acornley R.M. 1999. Water temperatures within spawningbeds in two chalk streams and implications for salmonidegg development. *Hydrological Processes* 13: 439–446.
- Adams C, Woltering C, Alexander G. 2003. Epigenetic regulation of trophic morphology through feeding behaviour in Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *Biological Journal of Linnaean Society* 78: 43–49.
- Adriaenssens B, Johnsson JI. 2011. Learning and context-specific exploration behaviour in hatchery and wild brown trout. *Applied Animal Behaviour Science*, 132(1-2), 90–99.
- Alabaster JS. 1970 River flow and upstream movement and catch of migratory salmonids. *Journal of Fish biology*, 2, 1-13.
- Allan JD, Castillo MM. 2007. "Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters". Springer Science & Business Media.
- Álvarez D, Nicieza AG. 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 BA, Ford MJ, Blouin MS. 2008. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications*, 1: 342-355.
- Backström T, Heynen M, Brännäs E, Nilsson J, Magnhagen C. 2014. The effect of anesthetics on carotenoid pigmentation and behavior in Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Journal of Veterinary Behavior: Clinical Applications and Research*. 10.1016/j.jveb.2014.11.007.
- Backström T, Heynen M, Nilsson J, Winberg S, Magnhagen S. 2015. Social stress effects on pigmentation and monoamines in Arctic charr. *Behavioural brain research*. 291. 10.1016/j.bbr.2015.05.011.
- Banks, JW. 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. *J. Fish Biol.*, 1: 85-136.
- Baruš V, Oliva O. 1995. *Mihulovci a ryby - Petromyzontes a Osteichthyes*; [Díl] 1 / [aj.]. - 1. vyd. - Praha : Academia- 623 s., 16 fot.: 23 tab., 105 obr.; 25 cm. - (Fauna ČR a SR; Sv. 28/1) ISBN 80-200-0500-5. - ISBN (soubor) 80-200-0501-3.

- Baxter A, Switzky H. 2008. Exploration and Curiosity. 10.1016/B978-012370877-9.00058-X.
- Behnke RJ. 1986. Brown trout. *Trout* 27: 42–47.
- Börger L, Fieberg J, Horne J, Rachlow J, Calabrese J, Fleming C. 2020. Animal Home Ranges: Concepts, Uses, and Estimation.
- Brabrand A°, Koestler AG, Borgstrøm R. 2002. Lakespawning of brown trout related to groundwater influx. *Journal of Fish Biology* 60: 751–763.
- Brännäs E, Johnsson J. 2008. Behaviour and Welfare in Farmed Fish. 593-627. 10.1201/b10757-21.
- Berejikian, BA, Tezak EP, Riley SC, LaRae AL. 2001. Competitive ability and social behaviour of juvenile steelhead.
- Clayton JL, Dannaway ES, Menendez R, Rauch HW, Ren-ton JJ, Sherlock SM, Zurbuch PE. 1998. Application of lime-stone to restore fish communities in acidified streams. *NorthAmerican Journal of Fisheries Management* 18:347–360.
- Cooke SJ, Cowx IG. 2016. "Contrasting Recreational and Commercial Fishing: Searching for Common Issues to Promote Unified Conservation of Fisheries Resources and Aquatic Environments". *Biological Conservation*, 195: 199-209.
- Crowder LB, Hazen EL, Avissar N, Bjorkland R, Latanich C, Ogburn MB. 2008. The Impacts of Fisheries on Marine Ecosystems and the Transition to Ecosystem-Based Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 259–278.
- Crisp DT. 1988. Prediction from temperature of eyeing, hatching and 'swim up' times for salmonid embryos. *Freshwater Biology* 19: 41–48
- Crisp DT. 1993. Population-densities of juvenile trout (*Salmo trutta*) in five upland streams and their effects upon growth, survival and dispersal. *Journal of Applied Ecology* 30: 759–771.
- Cucherousset J, Aymes JC, Santoul F, Céréghino R. 2007. Stable isotope evidence of trophic interactions between introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* and native brown trout *Salmo trutta* in a mountain stream of south-west France. *Journal of Fish Biology* 71: 210–223.



- Deverill JI, Adams CE, Bean CW. 1999. Prior residence, aggression and territory acquisition in hatchery-reared and wild brown trout. *Journal of Fish Biology* 55, 868–875. doi: 10.1006/jfbi.1999.1045.
- Dijkstra PD, Lindström J, Metcalfe B, Hemelrijk CH, Brendel M, Seehausen O, Groothuis TGG. 2010. “FREQUENCY-DEPENDENT SOCIAL DOMINANCE IN A COLOR POLYMORPHIC CICHLID FISH.” *Evolution* 64, no. 10 :2797–2807.
- Dijkstra P, Groothuis TGG, Pierotti S. 2009. Behavioral dominance between female color morphs of a Lake Victoria cichlid fish, *Behavioral Ecology*, Volume 20, Issue 3, May-June 2009, Pages 593–600.
- Dingle H, Drake VH. 2007. “What Is Migration?” *BioScience*, vol. 57, no. 2, 2007, pp. 113–21. JSTOR.
- Douglas J, Brett I, Weeks QW, Jason L. 2022. Genetic structure of Victorian brown trout and assessment of stocking eggs and fry to recover populations.
- Dürrani O. 2023. Do the length-weight relationships and condition factors of farmed rainbow trout, brook trout, and brown trout differ from those of their wild counterparts?. *AQUATIC RESEARCH*. 6. 253-259. 10.3153/AR23024.
- Elsø JI, Greenberg LA. 2001. Habitat use, movements and survival of individual 0p brown trout (*Salmo trutta*) during winter. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 279–295.
- Elliott JM. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford: Oxford University Press. xi þ 286 pp.
- Elliott JM, Hurley MA. 1998a. An individual-based model for predicting the emergence period of sea-trout fry in a Lake District stream. *Journal of Fish Biology* 53:414–433.
- Fausch KD, Rieman BE, Young MK, Dunham JB. 2006. Strategies for conserving native salmonid populations at risk from nonnative fish invasions: tradeoffs in using barriers to upstream movement.
- Ferguson A, Reed TE, Cross TF, McGinnity P, Prodöhl PA. 2019. Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *J Fish Biol.* Sep;95(3):692-718. doi: 10.1111/jfb.14005. Epub 2019 Jun 13. PMID: 31197849; PMCID: PMC6771713.
- Fleming I. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 379–416.

- Fleming I, Gross MR. (1992). Reproductive behaviour of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): Does it differ? *Aquaculture*, Volume 103, Issue 2.
- Fleming I, Hindar K, Bysveen I, Jonsson B, Balstad T, Lamberg A. 2000. Lifetime Success and Interactions of Farm Salmon Invading A Native Population. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*. 267. 1517-23. 10.1098/rspb.2000.1173.
- Fleming I, Jonsson B, Gross MR. 1996. Reproductive behavior of hatchery and wild coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): does it differ?, *Aquaculture*, Volume 103, Issue 2.
- Fleming I, Jonsson B, Gross MR. 1994. Phenotypic Divergence of Sea-ranched, Farmed, and Wild Salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 51(12): 2808-2824.
- Fullerton AH, Hilton S. 2001. "Rehabilitation of Instream Habitat Complexity and Its Influence on Juvenile Coho Salmon in Big Beef Creek, Washington, USA". *North American Journal of Fisheries Management*, 21(2): 213-228.
- Frostman P, Sherman PT. 2004 Behavioral response to familiar and unfamiliar neighbors in territorial cichlid, *Neolamprologus pulcher*. *Ichthyological Research* 51, 283-285.
- Gaviglio A, Demartini E. 2009. Consumer attitudes towards farm-raised and wild-caught fish: variables of product perception. *New Medit: Mediterranean Journal of Economics, Agriculture and Environment= Revue Méditerranéenne d'Economie Agriculture et Environment*, 8(3), 34.
- Garcia-Marin JL, Utter FM, Pla C. 1999. Postglacial colonization of brown trout in Europe based on distribution of allozyme variants. *Heredity* 82: 46–56.
- Garcia-Vazquez, E., Moran, P., Martinez, J.L., Perez, J., deGaudemar, B. & Beall, E. 2001. Alternative mating strategies in Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Heredity* 92: 146–149.
- Garcia-Vazquez E, Moran P, Martinez JL, Perez J, deGaudemar B, Beall E. 2001. Alternative mating strategies in Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Heredity* 92: 146–149.
- Getty T. 1987. Dear Enemies and prisoners dilemma – why should territorial neighbors from defensive coalition? *American Zoologist*, 27, 327-336.
- Gowan C, Young MK, Fausch KD, Riley SC. 1994. Restricted movement in resident stream salmonids: a paradigm lost. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2626–2637.
- Griffiths AJ, Miller JH, Suzuki DT, Lewontin RC, and Gelbart WM. 2000. *An Introduction to Genetic Analysis*. 7th Edition, W.H. Freeman, New York.

- Griffiths AJF, Miller JH, Suzuki DT, Lewontin R, Gelbart WM. 2002. An Introduction to Genetic Analysis. *Biologia Plantarum - BIOL PLANT*. 45: 50-50.  
10.1023/A:1015187026471.
- Griffiths SW, Armstrong JD. 2002. Kin-biased territory overlap and food sharing among Atlantic salmon juveniles. *Journal of Animal Ecology*, 71: 480-486
- Grossman G, Nuhfer A, Zorn T, Sundin, G, Alexandr G. 2012. Population regulation of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) in Hunt Creek, Michigan: a 50-year study. *Freshwater Biology*. 57. 10.1111/j.1365-2427.2012.02806.x.
- Halverson A. 2010. "An Entirely Synthetic Fish: How Rainbow Trout Beguiled America and Overran the World". Yale University Press.
- Harsányi A, Aschenbrenner P. 2002. Development of the stock and reproduction of grayling (*Thymallus thymallus*) in lower Bavaria (in Czech). *Bulletin VÚRH Vodňany* 38: 99-127.
- Harrington LA, Harrington AL, Yamaguchi N, Thom MD, Ferreras P, Windham TR, Macdonald DW. 2009. The impact of native competitors on an alien invasive: temporal niche shifts to avoid interspecific aggression? *Ecology* 90: 1207–1216.
- Haraldstad Ø, Jonsson B. 1983. Age and sex segregation in habitat utilization by brown trout in a Norwegian lake. *Transactions of American Fisheries Society* 112: 27–37 [accessed Mar 30 2024].
- Haraldstad Ø, Jonsson B, Sandlund OT, Schei TA. 1987. Lake effect on stream living brown trout (*Salmo trutta*). *Archivum für Hydrobiologie* 109: 39–48.
- Heggenes J, Bagliniere JL, Cunjak, RA. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 1–21.
- Heggenes J, Saltveit SJ, Bird D, Grew R. 2002. Static habitat partitioning and dynamic selection by sympatric young Atlantic salmon and brown trout in south-west England streams. *Journal of Fish Biology* 60: 72–86.
- Heino M, Dieckmann U, Godø O. 2002. Estimating reaction norms for age and size at maturation with reconstructed immature size distributions: A new technique illustrated by application to Northeast Arctic cod. *ICES Journal of Marine Science*. 59. 562-575.  
10.1006/jmsc.2002.1192.

- Héland M. 1999. Social organization and territoriality in brown trout juveniles during ontogeny. In: Bagliniere JL. & Maisse, G., eds. *Biology and ecology of the brown trout and sea trout*. Berlin: Springer-Praxis Series in Aquaculture and Fisheries, pp. 115–143.
- Hill, J., Grossman, G.D., 1987. Home range estimates for three North American stream fishes. *Copeia* 1987: 376–380.
- Hindar K, Ryman N, Utter F. 1991. Genetic Effects of Cultured Fish on Natural Fish Populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 48. 945-957. 10.1139/f91-111.
- Höjesjö J, Johnsson J, Bohlin T. 2004. Habitat Complexity reduces the growth of aggressive and dominant brown trout (*Salmo trutta*) relative to subordinates. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 56. 286-289. 10.1007/s00265-004-0784-7.
- Huntingford FA. 2004. Implications of domestication and rearing conditions for the behaviour of cultivated fishes. *Journal of Fish Biology*, 65: 122-142.
- Huntingford F. 2012. *The study of animal behaviour*. Springer Science & Business Media, Berlin.
- Huntingford F, Adams C. 2005. Behavioural syndromes in farmed fish: Implications for production and welfare. *Behaviour*. 142. 1207-1221. 10.1163/156853905774539382.
- Huntingford F, Damsgård B. 2012. Fighting and Aggression. 10.1002/9781444354614.ch9.
- Huntsman AG. 1948. Freshets and Fish. *Transaction of the American fisheries society*, 75, 257-66.
- Huusko A, Vehanen T. 2011. Do hatchery-reared brown trout affect the growth and habitat use of wild congeners?. *Fisheries Management & Ecology*. 18. 10.1111/j.1365-2400.2010.00770.x.
- Hutchings JA. 2011. Old wine in new bottles: reaction norms in salmonid fishes. *Heredity* 106: 421–437.
- Ingram B, Weeks AR, Lieschke J, Douglas J. 2022. Genetic structure of Victorian brown trout and assessment of stocking eggs and fry to recover populations.
- Jacobs A, Carruthers M, Yurchenko A, Gordeeva N, Alekseyev S, Hooker O, Leong J, Minckley DR, Rondeau E, Koop E, Adams CE, Elmer KR. 2019. Convergence in form and function overcomes non-parallel evolutionary histories in a Holarctic fish. *bioRxiv* 265272.

- Jensen AJ, Johnsen BO, Hansen LP. 1989. Effect of river flow and water temperature on the upstream migration of adult Atlantic salmon *Salmo salar*, L. in river Vefsna, northern Norway in: Proceedings of the second International Symposium on Salmonids Migration and Distribution (eds E. Brannon, Johnsson), pp. 140-146. Trondheim, Norway.
- Jiménez JA, Hughes KA, Alaks G, Graham L, Lacy RC. 1994. An Experimental Study of Inbreeding Depression in a Natural Habitat. *Science* 266, 271-273.  
DOI:10.1126/science.7939661.
- Jones PE, Closs GP. 2015. Life history influences the vulnerability of New Zealand galaxiids to invasive salmonids. *Freshwater Biology*, 60, 2127–2141.
- Jonsson B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology* 21: 71–86.
- Jonsson B, Gravem FR. 1985. Use of space and food by resident and migrant brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes* 14: 281–293.
- Johnsson JI, Höjesjö J, Fleming I. 2001. Behavioural and heart rate responses to predation risk in wild and domesticated Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 788-794.
- Johnsson JI, Brockmark S, Näslund J. 2014. Environmental effects on behavioural development consequences for fitness of captive-reared fishes in the wild. *J Fish Biol.* 2014 Dec;85(6):1946-71. doi: 10.1111/jfb.12547. PMID: 25469953.
- Jonsson N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic J. Freshw. Res.*, 66: 20-35.
- Jonsson B, Jonsson N. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: A review of their ecology and interaction with wild fish. *Ices Journal of Marine Science*, 63(7), 1162-1181.
- Jonsson B, Sandlund OT. 1979. Environmental factors and life histories of isolated river stocks of brown trout (*Salmo trutta m. fario*) in Søre Osariver system, Norway. *Environmental Biology of Fishes* 4:43–54.
- Johnston IA, Li X, Vieira VL, Nickell D, Dingwall A, Alderson R, Campbell P, Bickerdike R. 2006. Muscle and flesh quality traits in wild and farmed Atlantic salmon, *Aquaculture Volume 256, Issues 1–4, 2006, Pages 323-336, ISSN 0044-8486.*
- Jones JW, Ball JN. 1954. The spawning behaviour of brown trout and salmon. *British Journal of Animal Behaviour* 2: 103–114.

Jorde L, Wooding S. 2004 Genetic variation, classification and 'race'. *Nat Genet* 36 (Suppl 11), S28–S33.

Jørgensen C, Enberg K, Dunlop E, Arlinghaus R, Boukal D, Brander K, Ernande B, Gårdmark A, Johnston F, Matsumura S, Guille H, Raab K, Silva A, Vainikka A, Dieckmann U, Heino M, Rijnsdorp A. 2007. Managing Evolving Fish Stocks. *Science* (New York, N.Y.). 318. 1247-8. 10.1126/science.1148089.

Josephson D. 1982. An Evaluation of Sympatric Populations of Brown and Brook Trout in Four Virginia Streams. Dingell-Johnson Project F-39-p-4. M.S. Thesis Virginia Polytechnic Institute and State University.

Jutila E, Ahvonen A, Julkunen M. 2001. Instream and catchment characteristics affecting the occurrence and population density of brown trout (*Salmo trutta* L.) in forest brooks of a boreal basin. *Fisheries Management and Ecology* 8: 501–511.

Kalleberg H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). Drottningholm: Institute of Freshwater Research, Reports, 39: 55.

Kavalec J. 1989. Výroba násadového materiálu lososovitých ryb v Českém rybářském svazu. In: Berka, R.: Chov lososovitých ryb (sborník referátů z konference), ČSVTS při VÚRH a SRŠ Vodňany: 99 - 103.

Keeley ER, Parkinson EA, Taylor EB. 2005. Ecotypic differentiation of native rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) populations from British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1523–1539.

Klemersen A, Amundsen PA, Dempson B, Jonsson B, Jonsson N, O'Connell M, Mortensen E. 2003. Atlantic salmon, brown trout and Arctic charr: a review of their life histories. *Ecology of Fresh Water Fish*. 12. 1-59.

Kolarova N, Napiórkowski P. 2021. Trace elements in aquatic environment. Origin, distribution, assessment and toxicity effect for the aquatic biota. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 21. 10.1016/j.ecohyd.2021.02.002.

Kotrschal K, VanStaden MJ, Huber R. 1998. Fishbrains: evolution and environmental relationships. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8, 373–408.

Kotrschal A, Sundström LF, Brelvi D, Devlin RH, Kolm N. 2012. Inside the heads of David and Goliath: environmental effects on brain morphology among wild and growth-enhanced coho salmon *Oncorhynchus kisutch*. *Journal of Fish Biology*, 81(3), 987-1002.

- Langeland A, L'Abé'e-Lund JH, Jonsson B, Jonsson N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 60: 895–912.
- L'Abé'e-Lund JH, Langeland A, Sægrov H. 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. *Journal of Fish Biology* 41: 91–101.
- Langeland A, L'Abé'e-Lund JH, Jonsson B, Jonsson N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 60: 895–912.
- Lahti K, Laurila A, Enberg K, Piironen J. 2001. Variation in aggressive behaviour and growth rate between populations and migratory forms in the brown trout, *Salmo trutta*. *Animal Behaviour* 62: 935–944
- Largiander CR, Estoup A, Lecerf F, Champigneulle A, Guyomard R. 2001. Microsatellite analysis of poly-andry and spawning site competition in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Genetics Selection Evolution* 33 (Suppl1): 205–222.
- Larranaga N, Lovén WM, Guo H, Cucherousset J, Johnsson J. 2018. Invasive brook trout disrupts the diel activity and aggregation patterns of native brown trout. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76: 1052–1059.
- Laštůvka Z, Gaisler J, Krejčová P. 1996. *Zoologie pro zemědělce a lesníky*. 1. vyd. Brno : Konvoj, c1996. ISBN 80-85615-50-9.
- Lyach R. 2022. Increasing dominance of non-native fishes in the yield of central European streams and rivers, *Fisheries Research*, 10.1016/j.fishres.2022.106433, 254, (106433).
- Lorenzen K, Beveridge MC, Mangel M. 2012. Cultured fish: integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biol Rev Camb Philos Soc*. 2012 Aug;87(3):639-60. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00215.x. Epub 2012 Jan 5. PMID: 22221879.
- Mace GM, Harvey PH, Clutton-Brock TH. 1983. Vertebrate home-range size and energetic requirements. In: Swingland, I.R., Greenwood, P.J. (Eds), *The ecology of animal movement*. Clarendon, Oxford, UK, pp. 32–53.
- Meager JJ, Skjæraasen JE, Fernö A, Karlse Ø, Løkkeborg S, Michalsen K, Utskot SO. 2009 Vertical dynamics and reproductive behaviour of farmed and wild Atlantic cod *Gadus morhua*. *Mar Ecol Prog Ser* 389:233–243.

- Magnhagen C, Backström T, Nilsson J, Brännäs E. 2018. Oxygen consumption and swimming performance in Arctic charr with different pigmentation patterns, *Applied Animal Behaviour Science*, Volume 202, 2018, Page 119-124, ISSN 0168-1591.
- Manor M, Weber G, Cleveland B, Kenney P. 2014. Effects of feeding level and sexual maturation on fatty acid composition of energy stores in diploid and triploid rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*. s 418–419. 17–25. 10.1016/j.aquaculture.2013.09.023.
- Mather M. 1998. The role of context-specific predation in understanding patterns exhibited by anadromous salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 55(S1): 232-246.
- Molversmyr E, Devle HM, Naess-Andresen CF, Ekeberg D. 2022. Identification and quantification of lipids in wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*), and salmon feed by GC-MS. *Food Science & Nutrition*, 10(9), 3117-3127.
- Mooney HA, Cleland EE. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proc Natl Acad Sci USA* 98:5446–5451.
- Mercier C, Aubin J, Lefrancois C, Claireaux G. 2008. Cardiac disorders in farmed adult brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Diseases*. 23. 243 - 249. DOI: 10.1046/j.1365-2761.2000.00237.x.
- McClurg SE, Petty JD, Mazik PM, Clayton JL. 2007. Stream ecosystem response to limestone treatment in acid impacted watersheds of the Allegheny Plateau. *Ecological Applications* 17, 1087-1104 (2007).
- McGinnity P, Prodöhl P, Ferguson A, Hynes R, Maoiléidigh NO, Baker N, Cotter D, O'Hea B, Cooke D, Rogan G, Taggart J, Cross T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proc Biol Sci*. 2003 Dec 7;270(1532):2443-50.
- McIntosh AR, Townsend CR. 1998. Do different predators affect distance, direction, and destination of movements by a stream mayfly? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 1954–1960.
- Mitchell CE, Blumenthal D, Jarosik V, Puckett EE, Pysek P. 2010. Controls on pathogen species richness in plants introduced and native ranges: Roles of residence time, range size and host traits. *Ecology Letters*, 13, 1525–1535.



- Nakano S, Furukawa-Tanaka T. 1994. Intra- and interspecific dominance hierarchies and variation in foraging tactics of two species of stream-dwelling charrs. *Ecological Research* 9: 9–20.
- Nakano S, Fausch KD, Kitano S. 1999. Flexible niche partitioning via a foraging mode shift: a proposed mechanism for coexistence in stream-dwelling charrs. *Journal of Animal Ecology* 68: 1079–1092.
- Nakano S, Fausch KD, Koizumi I, Kanno I, Taniguchi Y, Kitano S, Miyake Y. 2019. Evaluating a pattern of ecological character displacement: charr jaw morphology and diet diverge in sympatry vs. allopatry across catchments in Hokkaido, Japan. *Biological Journal of the Linnean Society* doi:10.1093/biolinnean/blz183.
- Näslund J, Johnsson J. 2016. Environmental enrichment for fish in captive environments: Effects of physical structures and substrates. *Fish and Fisheries*. 17. 1-30. DOI: 10.1111/faf.12088.
- Näslund J, Aarestrup K, Thomassen ST, Johnsson JI. 2012. Early enrichment effects on brain development in hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*): no evidence for a critical period. *Canadian Journal of Fish Aquatic Science*, 69(9), 1481–1490. 10.1139/f2012-074.
- Neveu A. 1999. Feeding strategy of the brown trout (*Salmo trutta* L.) in running water. In: Baglinie`re, J.L. & Maisse, G., eds. *Biology and Ecology of the brown trout and sea trout*. Berlin: Springer-Praxis Series in Aquaculture and Fisheries, pp. 91–113.
- NæsjeTF, Jonsson B. 1988. Impacted stress: a causal agent of reduced whitefish egg incubation time. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 27–31.
- Northcote TG. 1981. Juvenile current response, growth and maturity of above and below waterfall stocks of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Journal of Fish Biology*, 18: 741-751.
- Northcote TG. 1984. Mechanisms of migration in rivers. In: McCleave J. D., Arnold G. P., Dodson J. J. & Neill W.H. (eds.), *Mechanisms of migration in fishes*. Nato Conference Series. Series IV: Marine Sciences. Plenum Press. New York. USA, pp. 317–355.
- Northcote TG. 1992. Migration and residency in stream salmonids: some ecological considerations and evolutionary consequences. *Nordic Journal of Freshwater Research* 67:5–17.
- Northcote TG, Hartman GF. 1988. The biology and significance of stream trout populations (*Salmo* spp.) living above and below waterfalls. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 35:409–442.

Nystrom P, McIntosh AR, Winterbourn MJ. 2003. Top-down and bottom-up processes in grassland and forested streams. *Oecologia*, 136, 596–608.

Olsen EM, Serbezov D, Vøllestad LA. 2014. Probabilistic maturation reaction norms assessed from mark-recaptures of wild fish in their natural habitat. *Ecol Evol.* 4(9):1601-10. doi: 10.1002/ece3.1044. Epub 2014 Apr 1. PMID: 24967078; PMCID: PMC4063461.

Oomen R, Hutchings J. 2015. Variation in spawning time promotes genetic variability in population responses to environmental change in a marine fish. *Conservation Physiology.* 3. DOI: 10.1093/conphys/cov027.

Ovidio M. 1999. Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.): a radio-telemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 352: 1–18. Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Birtles, C. & Phillipart JC. 1998. Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. *Hydrobiologia* 371/372: 263–274.

Pakkasmaa S, Piironen J. 2001. Morphological differentiation among local trout (*Salmo trutta*) populations. *Biological Journal of the Linnean Society* 72:231–239.

Parsons KJ, Skúlason S, Ferguson M. 2010. Morphological variation over ontogeny and environments in resource polymorphic arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Evolution & Development* 12: 246–257.

Pess GR, Montgomery DR, Steel EA, Bilby RE. 2002. The Influence of Forest Practices on Aquatic Ecosystems: The Role of Riparian Management. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 5-23.

Piggott CV, Verspoor E, Greer R, Hooker O, Newton J, Adams CE. 2018. Phenotypic and resource use partitioning amongst sympatric, lacustrine brown trout, *Salmo trutta*. *Biological Journal of the Linnean Society* 124: 200–212.

Pinter K, Weiss S, Lautsch E, Unfer G. 2017. Survival and growth of hatchery and wild brown trout (*Salmo trutta*) parr in three Austrian headwater streams. *Ecology of Freshwater Fish.* 27. 10.1111/eff.12332.

Pollen AA, Dobberfuhl AP, Scace J, Igulu MM, Renn SC, Shumway CA, Hofmann HA. 2007. Environmental complexity and social organization sculpt the brain in Lake Tanganyikan cichlid fish. *Brain Behaviours and Evolutions*, 70(1), 21–39. 10.1159/000101067.

Rahel FJ, Olden JD. 2008. Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology*, 22(3): 521-533.

- Randák T, Turek J, Kolářová J, Kocour M, Hanák R, Velíšek J, Žlábek V. 2019. Technologie chovu pstruha obecného v kontrolovaných podmínkách za účelem produkce násadového materiálu pro zarybňování volných vod. Edice Metodik, Frow JU, Vodňany č. 96,19 s.
- Risley C, Zydlewski J. (2010) Assessing the Effects of Catch-and-Release Regulations on a Brook Trout Population Using an Age-Structured Model, *North American Journal of Fisheries Management*, 30:6, 1434-1444, DOI: 10.1577/M09-158.
- Sánchez-Hernández J, Vieira-Lanero R, Servia M, Cobo F. 2011. First feeding diet of young brown trout fry in a temperate area: Disentangling constraints and food selection. *Hydrobiologia*. 663. 109-119. 10.1007/s10750-010-0582-3.
- Sargent J, Bell G, McEvoy L, Tocher D, Estevez A. 1999. Recent developments in the essential fatty acid nutrition of fish. *Aquaculture* 177: 191–199.
- Schei TA, Jonsson B. 1989. Habitat use of lake-feeding, allopatric brown trout in Lake Oppheimsvatnet, Norway. In: Brannon, E. & Jonsson, B., eds. *Proceedings of the salmonid migration and distribution symposium*. Seattle: University of Washington, pp. 156–168.
- Scott D, Irvine JR. 2000. Competitive exclusion of brown trout *Salmo trutta* L., by rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, in lake tributaries, New Zealand. *Fisheries Management and Ecology* 7: 225–237.
- Shepard B, Spoon R, Nelson L. 2002. A native westslope cutthroat trout population responds positively after brook trout removal and habitat restoration. *Intermountain Journal of Sciences* 8, 193-214 (2002).
- Skulason S, Smith TB. 1995 Resource polymorphisms in vertebrates. *Trends Ecol Evol*. 1995 Sep;10(9):366-70. doi: 10.1016/s0169-5347(00)89135-1. PMID: 21237070.
- Slavík O, Horký P, 2009. When fish meet fish as determined by physiological sensors. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 501–506.
- Slavík O, Horký P. 2019. Home range size decreases with increasing site fidelity in high-density subpopulations of brown trout. *Ethology Ecology & Evolution*, 31(5), 421–434.
- Slavík O, Horký P, Randak T, Balvín P, Bílý M. 2012. Brown Trout Spawning Migration in Fragmented Central European Headwaters: Effect of Isolation by Artificial Obstacles and the Moon Phase. *Transactions of The American Fisheries Society - TRANS AMER FISH SOC*. 141. 673-680.

- Smith A, Jones B. 2018. Exploratory behavior in animals. *Journal of Animal Behavior*, 45(2), 123-135.
- Sneider B. 2000. Spawning microhabitat selection by brown trout in the Linthkanal, a mid-sized river. *Journal of Freshwater Ecology* 15: 181–187.
- Stearns SC, Koella JC. 1986. THE EVOLUTION OF PHENOTYPIC PLASTICITY IN LIFE-HISTORY TRAITS: PREDICTIONS OF REACTION NORMS FOR AGE AND SIZE AT MATURITY. *Evolution*. 40(5):893-913. doi: 10.1111/j.1558-5646.1986.tb00560.x. PMID: 28556219.
- Strauss SY, Lau JA, Carroll SP. 2006. Evolutionary responses of natives to introduced species: What do introductions tell us about natural communities? *Ecology Letters* 9:357–374.
- Sundström LF, Johnsson JI. 2001. Experience and social environment influence the ability of young brown trout to forage on live novel prey. *Animal Behaviour*, 61(1), 249–255.
- Sundström LF, Lohmus M, Johnsson JI. 2003. Investment in territorial defence depends on rearing environment in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioural Ecology and Sociobiology* 54, 249–255.
- Svitačová K, Horký P, Valchářová T, Slavík O. 2024. Pigment matters: Behavior and lateralization of albino and pigmented fish (Bronze Corydoras) in aquaculture. *Applied Animal Behaviour Science*. 272. 106205. 10.1016/j.applanim.2024.106205.
- Sylvester E, Wringe B, Duffy SJ, Hamilton L, Fleming I, Bradbury I. 2018. Migration effort and wild population size influence the prevalence of hybridization between escaped farmed and wild Atlantic salmon. *Aquaculture Environment Interactions*. 10. 10.3354/aei00277.
- Seppovaara O. 1969. Char (*Salvelinus alpinus* L.) and its fishing industrial importance in Finland. *Suomen Kalatalous* 37: 1–75. (In Finnish with an English summary).
- Taylor EB. 1986. Differences in Morphology between Wild and Hatchery Populations of Juvenile Coho Salmon. *The Progressive Fish-Culturist*, 48: 171-176.
- Taylor JJ, Rytwinski T, Bennett JR. 2019. The effectiveness of spawning habitat creation or enhancement for substrate-spawning temperate fish: a systematic review. *Environ Evid* 8, 19 (2019).
- Taves MD, Desjardins JK, Mishra S, Balshine S. 2009. Androgens and dominance: sex-specific patterns in highly social fish (*Neolaprogus pulcher*). *General and Comparative Endocrinology* 161(2):202-207.

Thorpe E. 2007. Maturation Responses of Salmonids to Changing Developmental Opportunities. *Marine Ecology Progress Series*, 335, 285–288.

Triki Z, Levorato E, Mcneely W, Matschall J, Bshary R. 2019. Population densities predict forebrain size variation in the cleaner fish. *B.286:20192108*.

Turek J, Žlábek V, Velíšek J, Lepič P, Červený D, Randák T. 2018. Influence of geographic origin on post-stocking survival and condition of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a small river. *Aquatic Living Resources*, 31, 29.

Randák T. 2015. *Rybářství ve volných vodách. 2. aktualizované vydání. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2015. 463 stran. ISBN 978-80-7514-013-5.*

Rodriguez MA. 2002. Restricted movement in stream fish: the paradigm is incomplete, not lost. *Ecology*, vol. 83, pp. 1–13.

Roff DA. 1992. *The Evolution of Life Histories. New York, London: Chapman & Hall, pp. xii þ 535.*

Roni P, Bechie T, Bilby R, Leonetti F, Pollock MM, Pess GR. 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 1-20 (2002).

Roussel JM, Bardonnet A. 1999. Ontogeny of diel pattern of stream-margin habitat use by emerging brown trout, *Salmo trutta*, in experimental channels: influence of food and predator presence. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 56, pp. 253–262.

Rincón PA, Lobo'n-Cervia' J. 2002. Nonlinear self-thinning in a stream-resident population of brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology*, vol. 83, pp. 1808–1816.

Vøllestad L. 2017. *Understanding Brown Trout Population Genetic Structure. 10.1002/9781119268352.app.*

Wolf JB, Trillmich F. 2007. Beyond Habitat Requirements: Individual Fine-Scale Site Fidelity in a Colony of the Galapagos Sea Lion (*Zalophus wollebaeki*) Creates Conditions for Social Structuring. *Oecologia*, 152(3), 553–567.

Yang L, Wang Y, Wang Y, Wang S, Yue J, Zhnag Q. 2023. Water quality improvement project for initial rainwater pollution and its performance evaluation. *Environmental Research*, vol. 237, part 1, article number 116987, ISSN 0013-9351.

- Závorka L, Horký P, Kohout J, Kalous L, Slavík O. 2015. Demogenetic structure of brown trout *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 populations in mountain headwaters: implications for conservation management. *Journal of Applied Ichthyology*, doi: 10.1111/jai.12749, IF= 0.903.
- Závorka L, Koeck B, Brijs J, Naslund J, Aldvén D, Fleming I, Johnsson JI. 2017. Co-existence with non-native brook trout breaks down the integration of phenotypic traits in brown trout parr. *Functional Ecology*, vol. 31, pp. 1582–1591.
- Závorka L, Horký P, Slavík O. 2013. Distribution and growth of brown trout in pristine headwaters of Central Europe. *Central European Journal of Biology* 8, 263-271. 10.2478/s11535-013-0133-1
- Závorka L, Lang I, Raffard A, Evangelista C, Britton R, Olden J, Cucherousset J. 2018. Importance of harvest-driven trait changes for invasive species management. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 16. 317-318. 10.1002/fee.1922.
- Závorka L, Koene JP, Armstrong TA, Fehlinger L, Adams CE. 2022. Differences in brain morphology of brown trout across stream, lake, and hatchery environments. *Ecology and Evolution*, vol. 12, no. 3, article number e8684, doi: 10.1002/ece3.8684.
- Závorka L, Buoro M, Cucherousset J. 2018. The negative ecological impacts of a globally introduced species decrease with time since introduction. *Global Change Biology*, vol. 24.
- Zimmerman JKH, Vondracek B. 2007. Interactions between slimysculpin and trout: Slimy sculpin growth and diet in relation to Native and Nonnative Trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136, 1791–1800.

## 6 Seznam použitých zkratek a symbolů a obrázků

### 6.1.1.1 Webové zdroje obrázků

1. Obrázek [https://cs.wikipedia.org/wiki/Pstruh\\_obecný\\_potoční](https://cs.wikipedia.org/wiki/Pstruh_obecný_potoční)
2. Obrázek [https://www.researchgate.net/publication/305657043\\_Atlantic\\_salmon\\_Salmo\\_salar\\_L\\_brown\\_trout\\_Salmo\\_trutta\\_L\\_and\\_Arctic\\_charr\\_Salvelinus\\_alpinus\\_L\\_a\\_review\\_of\\_aspects\\_of\\_their\\_life\\_histories](https://www.researchgate.net/publication/305657043_Atlantic_salmon_Salmo_salar_L_brown_trout_Salmo_trutta_L_and_Arctic_charr_Salvelinus_alpinus_L_a_review_of_aspects_of_their_life_histories)
3. Obrázek <https://www.sciencephoto.com/media/375900/view/one-day-old-brown-trout-eggs>
4. Obrázek <http://satera.ru/?e=trout-eggs-hi-res-stock-photography-and-images-alamy-hh-w3DgprHr>
5. Obrázek <https://blogs.sun.ac.za/cib/replacement-of-native-fish-by-alien-fish-affects-invertebrates-in-fynbos-streams/>
9. Obrázek <https://www.tu.org/magazine/trout-in-the-classroom/the-amazing-trout-gender-reveal/>

### 6.1.1.2 Vlastní fotografie

6. Obrázek – Zdroj Čamrda Pavel
7. Obrázek – Zdroj Čamrda Pavel

### 6.1.1.3 Vypůjčená fotografie

8. Obrázek – Filip Wachtel

\*Chtěl bych poděkovat Filipovi za možnost použít jeho fotografii ve své bakalářské práci.

### 6.1.1.4 Grafy

Graf 1. <https://www.rybsvaz.cz/beta/index.php/reviry/statistiky-ulovku>

Graf 2. <https://www.rybsvaz.cz/beta/index.php/reviry/statistiky-ulovku>