

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybnářství a ochrany vod

Ústav akvakultury/výzkumný ústav rybnářský a hydrobiologický

Bakalářská práce
Vliv původu násad lipana podhorního
(*Thymallus thymallus* L.) na jejich adaptabilitu
ve volných vodách

Autor: Rostislav Kubín

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Tomáš Randák, Ph.D.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Radek Hanák

Místo a rok odevzdání: České Budějovice, 2010

Anotation:

We were comparing three different populations of stocked grayling, one group was created by residential fish (Husinec) and other two groups were from Pardubice and Hynčice hatchery. These two hatcheries are situated in two different river basins. The residential fish prospered the best, they had the highest growth and higher recapture rate.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným stanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum:

Podpis studenta:

Rád bych poděkoval Ing. Tomáši Randákovi PhD., Ing. Radku Hanákovi a Ing. Janu Turkovi za vedení a hodnotné rady při práci na projektu. Dále bych chtěl poděkovat zvláště své rodině, která mě podporovala po celou dobu mého studia.

Obsah

1. Úvod.....	6
2. Literární přehled.....	8
2.1 Systematické zařazení lipana podhorního (<i>Thymallus thymallus</i> L.).....	8
2.2 Rozšíření.....	8
2.3 Popis.....	9
2.4 Nároky na prostředí.....	10
2.5 Charakteristika lipanového pásma.....	11
2.6 Stanoviště.....	11
2.7 Chování.....	12
2.8 Potrava.....	12
2.9 Rozmnožování.....	13
2.10 Význam.....	16
2.11 Genetická variabilita uměle odchovaných a divokých ryb.....	16
2.12 Adaptabilita.....	18
2.13 Vliv odchovných podmínek na adaptabilitu.....	19
2.14 Vliv odchovných podmínek na chování.....	20
2.15 Vliv odchovných podmínek na migraci.....	21
2.16 Potravní adaptabilita.....	21
2.17 Zlepšení kvality násadového materiálu.....	24
2.18 Rychlost růstu.....	25
3. Materiál a metodika práce.....	26
3.1 Charakteristika účelového revíru VÚRH JU Vodňany Blanice vodňanská 4B.....	27
3.2 Charakteristika povodí Blanice.....	28
3.3 Charakteristika líhně Hynčice.....	29
3.4 Charakteristika líhně Pardubice a řeky Loučná.....	31
4. Výsledky.....	32
5. Diskuse.....	38
6. Závěr.....	41
7. Literatura.....	42
8. Přílohy.....	47

1. Úvod

V posledních několika letech úlovky lipana klesají. K největšímu poklesu úlovků lipana podhorního na pstruhových revírech došlo mezi roky 1996 a 2005. V tomto období v rámci ČRS jeho úlovky poklesly z 50 000 ks v roce 1996 na 17 000 ks v roce 2005, což odpovídá snížení o 65 %. Z tohoto faktu lze usuzovat na klesající tendenci počtu lipana v našich vodách, tento druh byl uveden mezi ohrožené druhy ryb Evropy v roce 1984 (Lelek 1984). K poklesu došlo z řady důvodů, jedním z nich je prudký vzestup kvality rybářského vybavení. Dalším faktorem byly meliorační zásahy a také protipovodňové úpravy po povodních v letech 1997 a 2002. Vliv znečištění vody zejména pod velkými aglomeracemi se špatně řešenou kanalizací je dalším antropogenním faktorem. Vzhledem k relativně malé plachosti lipanů a jejich celkovému způsobu života, jsou velmi lehkou kořistí pro predátory. Proto má velký význam vydra, volavka a kormorán, jejichž predace silně ovlivňuje abundanci ichtyofauny a velikostní a druhovou skladbu obsádky

Pro tento druh má existenční význam umělá produkce násadového materiálu. V oblasti rybářského hospodaření podpůrné vysazování násad lipana z různých chovů a povodí představuje v současnosti nejvážnější hrozbu pro původní strukturu vnitrodruhové diverzity. V ČR zabezpečuje chov a vysazování lipana do toků Český rybářský svaz. Vlivem nedostatku násadového materiálu jsou velmi často jedinci převáženi mezi povodími a dokonce i mezi jednotlivými úmořímí. Toto může mít pravděpodobně rozhodující vliv na snižování genetické variability jednotlivých populací lipana podhorního. Vysazování násad je stále častěji kritizováno, protože existují potenciální negativní interakce mezi uměle odchovanými a přirozeně vytřelými (divokými) rybami (L'Abée-Lund, 1991; White *et al.*, 1995; Einum *et Fleming*, 2001). Mezi těmito jedinci vzniká mnoho vzájemných interakcí. A to jak na úrovni jedinců, tak i druhu, ale vznikají i mezidruhové vztahy. Vysazované ryby mohou negativně ovlivnit divoké ryby vlivem genetického driftu, predací, konkurencí, dřívějšími migracemi a přenosy nemocí. Uměle odchované násady vysazené do toku neměly doposud žádnou zkušenost s rybožravými predátory a proto se pro ně stávají snadnou kořistí (White *et al.*, 1995). Ekologickým vlivům vysazovaných ryb na původní divoké obsádky je věnována menší pozornost než negativnímu genetickému ovlivnění divokých populací

ryb po vysazení uměle odchovaných násad (Hindar *et al.*, 1991; Busack *et Currens*, 1995), ačkoliv ekologické vlivy mohou být stejně důležité.

U násadového materiálu se může při vysazování do původního prostředí projevit nižší adaptabilita. Ta může být způsobena přechodem z umělé potravy na přirozenou, se změnou prostředí nebo potravní a prostorovou konkurencí s původní obsádkou. Schopnost adaptace velice úzce souvisí s mortalitou násady. V celé Evropě a Severní Americe převažuje umělý chov lososovitých pro vysazení nad přirozenou produkcí (Petersson *et al.*, 1996). I když množství kusů vycvovaných a vysazených ryb ve světovém měřítku stále stoupá. Přežití jedinců až do dospělosti však klesá. Posouzení adaptability násad v závislosti na původu je i předmětem této práce.

2. Literární přehled

Lipán podhorní (*Thymallus thymallus* L.)

2.1 Systematické zařazení lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.) (Baruš *et al.*, 1995)

Třída *osteichthyes* – Ryby

Nadřád *Teleostei* – Kostnatí

Řád *Clupeiformes* - Bezostní

Podřád *Salmonoidei* Lososovci

Čeleď *Thymallidae* – Lipanovití

Rod *Thymallus* Cuvier, 1829 – Lipan

Druh *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1776) – Lipan podhorní

2.2 Rozšíření

Rod lipan – *Thymallus* je rozšířen v holarktické oblasti světa a jeho příslušníci vedle střední a severní části Evropy osidlují severní část Asie (ruská část včetně Kamčatky, Mongolsko) a Severní Ameriku (USA, Kanada a Aljaška) (Lusk *et al.*, 1987). Pivnička *et Hensel* (1978) charakterizovali v rámci rodu lipan 5 druhů:

T. thymallus (Evropa, Sibiř, Aljaška, Kanada),

T. brevirostris (severozápadní Mongolsko),

T. baicalensis (Bajkal),

T. grubei (povodí Amuru),

T. nigrescens (jezero Chövsgöl-Kosogol, Mongolsko)

Lipán se počítá k druhům tvořícím prapůvodní evropskou ichtyofaunu. V současné době v řadě zemí (např. Francie, Švýcarsko, Polsko, Německo) má výskyt lipana v rámci jeho areálu pouze mozaikovitý či lokální charakter (Lusk *et al.*, 1987). Areál rozšíření Lipana podhorního zaujímá větší část Evropy. Na východě tvoří hranici jeho přirozeného výskytu horský hřeben Uralu. Na západě se vyskytuje tento druh ve vodách

Anglie a Skotska. Areál rozšíření lipana zahrnuje úmoří Severního ledového moře, dále pak přítoky Bílého a Baltského moře. Na Balkáně se vyskytuje v přítocích Dunaje (Baruš *et al.*, 1995). Lipan podhorní (*Thymallus thymallus*) byl v roce 1979 na základě Bernské úmluvy zařazen mezi chráněné druhy živočichů.

Na našem území je rozšířena nominátní subspecie *Thymallus thymallus thymallus*. V roce 1959 a 1961 k nám byl dovezen lipan bajkalský (*T. arcticus baicalensis*), který se však neudržel a postupně vymizel nebo splynul s naším domácím lipanem podhorním (Lusk *et al.*, 1987). Dnes je běžnou, místy hojnou rybou, k čemuž přispěla i sekundární pstruhová pásma pod přehradami (Šimek, 1989). Rozšíření a početnost populací tohoto druhu v našich vodách je již na takové úrovni, že existence není u nás ohrožena. Lipan podhorní se dostal i do toků, kde původně nežil (Baruš *et al.*, 1989).

Gross *et al.*, (2001) na základě genetických markerů prokázali, že se populace lipana podhorního v povodích Mohanu, Dunaje a Labe liší. Proto je třeba vyvarovat se před neuváženými dovozy násadového materiálu mezi těmito povodími, z důvodu možného negativního ovlivnění genetické diverzity v těchto populacích.

2.3 Popis

Lusk *et al.*, (1987) řadí lipana podhorního (*Thymallus thymallus L.*) mezi tzv. krátkověké ryby, většina jedinců se dožívá 3 – 5 let. Vliv na věkovou strukturu populace má mnoho faktorů. Hlavními z nich jsou povýťerová mortalita dosahující až 30 %, rybářský tlak, mohutnost toku a predátoři.

Lipan podhorní dorůstá obvykle 35 – 40 cm (celková délka) a hmotnosti do 1 kg, výjimečně až 60 cm o hmotnosti do 2,5 kg. Řadí se k poměrně rychle rostoucím rybám. Na intenzitu růstu však působí mnoho vnějších faktorů. Nejvýznamnější je vodní prostředí a to zejména velikost a mohutnost toku, hydrologický režim v průběhu roku, pestrost potravní nabídky, atp. V prvních letech života je vyšší růstová intenzita u délky než u hmotnosti, v pozdějších letech je tomu naopak. Nejrychlejší růst byl zjištěn u lipanů ve větších tocích a nádržích. (Nieslanik, 1959; Lusk *et al.*, 1987; Baruš *et al.*, 1995)

Tělo lipana je štíhlé, protáhlé torpédovitého tvaru. Tvar těla zejména pak výška, je ovlivněn prostředím, v němž dlouhodobě žijí populace tohoto druhu. Maximální výška těla v úrovni hřbetní ploutve značně kolísá v rozmezí 17 – 30 % délky těla (Lusk *et al.*, 1987). Tvarem těla připomíná ostroretku stěhovavou, je však štíhlejší a protáhlejší

(Šimek, 1959). Typická je pro lipana hřbetní ploutev, která je pestře zbarvena a slouží také jako druhotný pohlavní znak. Okraj a konec hřbetní ploutve u samců je ostře protáhnutý a delší než u samic, které ji mají nižší a v koncové části výrazně zaokrouhlenou (Lusk *et al.*, 1987). Mezi hřbetní a ocasní ploutví je tuková ploutvička, ocasní ploutev je hluboce vykrojená, prsní a břišní ploutve v normálním postavení jako u lososovitých ryb. Hlava je poměrně malá, oči velké, ústa jsou malá se spodním postavením pod přesahujícím rypcem, nedosahují ani ke svislici od předního okraje oka. Na čelistech, radličné kosti a kostech patrových jsou drobné štětinkovité zoubky (Baruš *et al.*, 1995).

Šimek, (1989) uvádí, že v porovnání s většinou lososovitých má lipan netypické – velké cykloidní šupiny. Ty se překrývají tak, že vytvářejí svisle protáhlé šestiúhelníky. Na hrudi a břicho jsou šupiny malé. Přední část hrdla a okolí základu prsních ploutví je holé. Šupiny jsou tuhé, lesklé, pevně vrstlé v kůži a jsou obaleny slabou vrstvou slizu.

Zbarvení mladých jedinců lipana podhorního je stříbřité, hřbet šedostříbřitý, boky světlejší, břicho bílé. Na bocích a z části i na hřbetu má část mladých exemplářů hnědošedé až nazelenalé tmavší příčné větší skvrny. Hřbetní ploutev je u mladých jedinců šedá s hnědými až tmavými skvrnami, ostatní ploutve jsou slabě šedé až nažloutlé. U pohlavně dospělých jedinců je hřbet tmavě šedozelený až do modra, na bocích intenzita zbarvení klesá, zbarvení je šedomodré, šedozelené, u některých jedinců i žlutozelené s měděným nádechem. Břišní část je obvykle stříbřité šedá, břicho bílé, někdy jemně nažloutlé. Skřele jsou nafialovělé. Za hlavou, na hřbetě a na bocích jsou u jednotlivých lipanů různě rozmístěné černé skvrny nepravidelných ostrých tvarů. Jejich rozmístění je individuální. Zbarvení lipana má proměnlivý duhový lesk, který je způsoben fluoreskovaním. Podílí se na něm vrstva slizu, která pokrývá celé tělo. Vlastní zbarvení je velmi proměnlivé a charakteristické pro lipany jednotlivých řek (zelenavé, stříbřité s fialovým leskem, hnědavé, bronzové). V době tření se u pohlavně dospělých jedinců intenzita zbarvení zvýrazní (Baruš *et al.*, 1995). Vlastní zbarvení je velmi proměnlivé, v rámci povodí však obvykle vytváří jeden typ (Lusk *et al.*, 1987). Hřbetní ploutev je pestře černočerveně zbarvena především u samců. Tuková ploutvička je červenofialová, ocasní ploutev většinou hnědavě černá. Prsní ploutve jsou narůžovělé až červené, ostatní ploutve jsou žlutošedé (Lusk *et Skácel*, 1978).

2.4 Nároky na prostředí

Lipán podhorní patří mezi druhy, které souhrnně označujeme jako ryby studenomilné s vysokými nároky na čistotu vody a dostatečný obsah kyslíku. Za horní hranici teploty vody pro lipána je uváděno krátkodobě i 25 °C pochopitelně při co nejvyšším nasycení kyslíkem. Teplotní optimum se nachází v rozmezí 10-20 °C. V porovnání se pstruhem má lipán větší rozpětí ekologické valence. Při dostatečném nasycení kyslíkem zasahuje i do níže ležícího parmového pásma. Vyskytuje se běžně v podmínkách mírného organického znečištění vody (Lusk *et al.*, 1987). Pokorný *et al.*, (1998) uvádí, že lipán snáší i teplejší vodu a mírný zákal, silné letní prohřátí mu však škodí a může způsobit velké ztráty.

Optimální úrovně dalších parametrů charakterizujících vodní prostředí (pH, kyslík, CHSK_(Mn), BSK₅) jsou obdobné jako u pstruha obecného (Čítek *et al.*, 1997). Lipán se dovede přizpůsobit i stojatým vodám, pokud se vyznačují vhodnými podmínkami (čistota vody, obsah kyslíku nad 6 mg.l⁻¹ a teplota vody do 22 °C). Ke tření však vždy vyjíždí do proudných úseků (Pokorný, Kouřil, 1999).

2.5 Charakteristika lipanového pásma

Dno je tvořeno substrátem o různé velikosti (písek, štěrk i kameny). Rychlost proudu je díky menšímu spádu nižší než u pstruhového pásma. Tvoří se klidnější partie s tůňemi, ve kterých se ukládají jemné sedimenty. Pro lipanová pásma jsou typické různě dlouhé úseky s tažnou vodou a víceméně rovnoběžným (laminárním) prouděním, narušeným vířením pouze ve spodních vrstvách u dna. Šířka toku se pohybuje okolo desíti metrů. Voda v létě dosahuje teploty až okolo 20 °C. Nasycení vody kyslíkem zůstává trvale vysoké. Produkce mikroskopických rostlin na kamenech je výrazně vyšší oproti pstruhovému pásmu. Díky větší rozmanitosti dna je i zoobentos druhově a početně pestřejší a bohatší. V nánosech písku a sedimentů se vyskytují červi, larvy motýlic a pakomárů. Bohatá je i fauna jepic, pošvatek a chrostíků. Abundance a biomasa ryb v lipanových pásmech dosahuje až několika tisíc kusů, resp. 500 kg na hektar při průměrné roční produkci mezi 150 až 200kg/ha (Adámek a kol. 1995).

2.6 Stanoviště

Lipánovi vyhovují nekrytá otevřená místa ve vodě, nevyžaduje úkryty jako pstruh obecný. S narůstající velikostí vyhledává stanoviště s hlubší a proudivější vodou. U nás

obývá lipan středně velké vodní toky. Vyhovují mu především úseky, kde se střídá proud na mělkých prazích a brodech s klidnější hlubší vodou, případně tůněmi, dno převážně kamenito-šterkovité a písčité (Baruš *et al.*, 1995). V podstatě je rybou volného vodního sloupce, kde se zdržuje převážně při dně. V mělčinách se zdržuje především plůdek, který tam vedle vhodného prostředí s vyhovujícím průtokem nachází i zooplankton a drobný zoobentos jako potravu. Jakmile malý plůdek lipana podroste, přemísťuje se do hlubší vody s mírným prouděním. Starší ryby stojí většinou v hlubší vodě u dna i když vyjíždí i do mělčí vody, nacházíme je i v proudech. Cílem jejich pohybů a přesunů je především vyhledávání a sběr potravy. V průběhu roku neprovádí lipan větší přesuny, zdržuje se převážně stále v úseku toku o délce 200 – 300 m. Větší přesuny provádí pouze za krizových okolností při nízkých průtocích vody a zejména v období tření. Lipan našel v řadě případů i vhodné podmínky v některých menších údolních nádržích (ÚN Vír, ÚN Morávka), kde se trvale zasedlil. Druhotně také došlo k vytvoření vynikajících lipanových vod v úsecích toků pod údolními nádržemi (Lusk *et al.*, 1987).

2.7 Chování

Lipan podhorní žije společensky ve větších či menších skupinkách. Hejna jsou tvořena většinou stejně velkými jedinci. Menší ryby (plůdek, roček) vytváří početnější skupiny (max. 20 ks), starší se sdružují do hejn v počtu obvykle 5 – 15 jedinců. Pouze největší exempláře žijí samotářsky a brání své stanoviště (Lusk *et al.*, 1987). Šimek (1959) tvrdí, že ani největší jedinci nejsou samotáři. Lipan není plachý a po vyrušení neprchá tak zbrkle jako jiné ryby, ale tiskne se ke dnu (Šimek, 1989).

2.8 Potrava

Lipan z hlediska potravní specializace je v podstatě bentofág, tj. hlavní část potravy tvoří organismy sbírané na dně (bentos). Tomu odpovídá i morfologicko-anatomické utváření ústního otvoru. Jak však víme, velmi dobře přijímá i potravu unášenou vodním proudem (drift) a za určitých okolností i potravu, která se nachází na vodní hladině. Lipan přijímá potravu v průběhu celého dne a to jak za slunečního svitu, tak i v období po západu slunce (Lusk *et al.*, 1987). Hlavní složku potravy tvoří především larvální stádia vodního hmyzu (nejvíce jepice, chostíci, pakomáři), dále se

jako potrava uplatňují pošvatky, korýši, červi a měkkýši (kamomil). Podíl jednotlivých složek potravy se mění v závislosti na ročním období. Pro plůdek představují hlavní zdroj potravy planktonní organismy (Lusk *et Skácel*, 1978; Lusk *et al.*, 1987; Baruš *et al.*, 1995). Starší jedinci příležitostně konzumují i drobné ryby (Pokorný *et al.*, 1998). Vedle vodních organismů se v potravě nachází i suchozemští živočichové. Ti většinou tvoří v průměru kolem 10 % veškeré potravy. O vysoké potravní aktivitě tohoto druhu svědčí to, že se jen zřídka setkáváme u lipana s prázdným žaludkem. Významným činitelem při příjmu potravy je vodní stav a průtok vody, teplota vody, průhlednost, obsah kyslíku (Lusk *et al.*, 1987). Jelikož se lipan podhorní a pstruh obecný nezřídka vyskytují v tocích společně, je často diskutována otázka jejich vzájemné potravní konkurence. I když se složky potravy obou druhů do jisté míry překrývají, nelze vždy jednoznačně hovořit o potravní konkurenci. Společný výskyt pstruha a lipana je nutno považovat za optimální kombinaci skladby rybiho osídlení, která umožňuje lepší využití potravní nabídky a vede k vytvoření vyšší produkce (Lusk *et al.*, 1987).

2.9 Rozmnožování

U samců lipana nastupuje pohlavní dospělost v průměru obecně o rok dříve než u samic, což však neplatí v jednotlivých případech. Lipan v našich vodách dospívá nejdříve ve věku dvou let. Dvouletí samci lipana představují v každé populaci alespoň část dospělých jedinců. Daleko větší rozdíly mezi jednotlivými populacemi lipana byly zjištěny u nástupu pohlavní dospělosti samic. V některých populacích může být až 65 % samic ve věku dvou let pohlavně dospělých, v jiných vodách byly v tomto stáří všechny samice ještě nedospělé. V porovnání se samci dospívá pohlavně ve věku dvou let pouze menší část samic. Ve věku tří let jsou téměř všichni samci i samice lipana pohlavně dospělé. Mezi nejvýznamnější činitele patří průměrný věk, kterého se populace lipana v konkrétních životních podmínkách dožívá. Ve vodách, kde je průměrný věk vyšší, 5-6 roků, ve věku dvou let pohlavně dospívá pouze menší část samců, samice pouze ojediněle a masový nástup pohlavní dospělosti nastává až ve třetím roce života. Zastoupení samců a samic v populaci je vyrovnané 1:1 (Lusk *et al.*, 1987).

V našich podmínkách tření probíhá obvykle v druhé polovině dubna a v první polovině května. Jeho počátek ovlivňuje především teplota vody v závislosti na nadmořské výšce a průběhu počasí. Teplota vody v období výtěru se pohybuje okolo 7 –

10 °C. Na místa tření podnikají lipani kratší migrace směrem proti proudu, délka těchto migrací nepřesahuje 1 km (Lusk *et al.*, 1987; Baruš *et al.*, 1995). Na trdliště migrují obě pohlaví většinou společně, někdy samci o něco dříve než samice. Vlastní trdliště obsazují nejdříve samci, kteří zaujímají a brání tzv. třecí okrsky. Tření probíhá v párech. (Baruš *et al.*, 1995). Výtěr probíhá v denních hodinách, přičemž nejvyšší intenzity dosahuje v průběhu denních teplotních maxim (Maitland *et Campbell*, 1992). Jako trdliště si lipani vybírají většinou proudivé úseky toků, s rychlostí proudu od 0,2 do 0,6 m.s⁻¹. Dno na trdlištích je kamenité až štěrkovité, zčásti i písčité, hloubka vody většinou 0,2 – 0,5 m (Lusk *et al.*, 1987). Z hlediska ekologické charakteristiky rozmnožování patří lipan podhorní do skupiny druhů litofilních, zakrývajících, resp. zahrabávajících jikry (Baruš *et al.*, 1995). Samci se zdržují na trdlišti v podstatě po celé období tření a po jeho skončení se vrací do svých domovských stanovišť. Lipan se dále o své potomstvo nestará (Lusk *et al.*, 1987).

Průběh tření lipana je značně závislý na klimatických podmínkách, někdy je tření protaženo do 6 - 12 dní, jindy proběhne v průběhu 2-3 dnů. V rámci jednoho toku bývá období tření lipana opožděno směrem proti proudu, takže u větších (delších) řek může trvat celkově i 3 – 4 týdny (Lusk *et al.*, 1987; Baruš *et al.*, 1995).

Jikry lipana jsou středně velké, průměrná velikost čerstvě vytřených jiker je 2 – 3 mm, po nabobtnání se jejich průměr zvětší na 3 – 3,5 mm. Barva jiker je velmi rozmanitá od různých odstínů žluti až po oranžové či sytě pomerančové červené barvy v závislosti na obsahu karotenoidů (Lusk *et al.*, 1987). Po oplození (již po několika hodinách) nastupuje u jiker období zvýšené citlivosti (na otřesy). Proto se musí omezit manipulace s jikrami na minimum (Pokorný, Kouřil, 1999).

Relativní plodnost (v přepočtu na 1 kg hmotnosti ryby) se uvádí v širokém rozpětí 8 – 16 tis. jiker. Jikernačky v prvním výtěru mají plodnost výrazně nižší. Nejstarší a těžké kusy (600 g) dosahují relativní plodnosti až 35 tis. ks. jiker. Hmotnost vaječnicků před třením dosahuje v průměru 15,9 % z celkové hmotnosti ryby. Aktivní pohyblivost spermií se uvádí 30 až 60 sec (Pokorný, Kouřil, 1999). Baruš *et al.*, (1995) uvádí, že spermie lipana jsou pohyblivé maximálně po dobu 1 – 2 minut.

Lusk *et al.*, (1987) uvádí průměrnou absolutní plodnost samice o délce těla 200 mm 1 500 – 2 000 ks. jiker, samice o délce 250 mm 2 000 – 2 500 jiker, při délce 300 mm je to 3 000 – 3 500 jiker, o délce těla 350 mm je to již 6 000 – 7 000 jiker a u samic s délkou 400 mm se plodnost pohybuje v rozmezí 12 000 – 15 000 jiker.

Délku inkubace jiker Nieslanik (1957) udává okolo 220 °D, Maitland *et* Cambell (1992) uvádějí 180 – 200 °D. Na základě laboratorního pokusu Harsányi *et* Aschenbrenner (2002) zjistili, že optimální teplota vody pro vývoj jiker se pohybuje v rozmezí 8 – 12 °C. V tomto rozmezí teplot byl počet odumřelých jiker a deformovaných larev nejnižší a zároveň byla dosažena i optimální velikost larev (Randák, 2006). Protože líhnutí probíhá v kolísavých teplotách vody (v závislosti na průběhu počasí), údaje o denních stupních (°D) se značně liší (137 – 220 °D). Nejčastěji se uvádí, že oční body se objevují při 80 °D, první kulení plůdku začíná při 150 °D a hlavní kulení při 170 °D a končí při 190 °D (Pokorný, Kouřil, 1999).

Po uplynutí 40 °D od vykulení je již plůdek čile pohyblivý a musí se zahájit rozkrmování, nebo plůdek vysadit k odchovu do přirozených podmínek náhonů, rybníčků, či přímo do tekoucích vod. Až do 70 °D přijímá plůdek živiny ze žloutkového vajíčku. Toto je také nejzazší doba k vysazení, pokud nebyl plůdek přikrmován (Pokorný, Kouřil, 1999). Velikost vylíhlých jedinců se pohybuje od 10 – 12 mm do 15 – 18 mm (Maitland *et* Campbell, 1992; Northcote, 1995). Vylíhlé larvy zůstávají ve šterkovém substrátu po dobu 5 – 10 dnů (Pokorný, Kouřil, 1999). V Německu na základě dlouhodobého sledování došli Harsányi *et* Aschenbrenner (2002) k závěru, že juvenilní lipan preferuje mělká, mnohdy až 20 °C teplá vedlejší ramena a zátoky proudů. Dále tvrdí, že v tomto stádiu vývoje je mladý lipan flexibilní, jak ve vztahu k teplotě, tak i ve vztahu k okysličení vody.

V době tření jsme zjistili jikry lipana v zažívacím traktu pstruha obecného, hrouzka obecného, vranky obecné, ale i u vlastních lipanů. Požírání však není hlavní a rozhodující příčinou ztrát na jikrách v průběhu inkubace. Velké nebezpečí představují především velké vodní průtoky, při nichž dochází k přesunům dnových substrátů a případně k zanášení podloží a tam uložených jiker kalem a jílem, s následujícím úhynem jiker. Plísně bují s rostoucí teplotou a rovněž představují velké nebezpečí. Ztráty mohou vznikat i brozením sportovních rybářů na trdlišťích lipanů, kdy dochází k rozdrčení jiker (Lusk *et al.*, 1987).

Lusk *et al.*, (1987) uvádí, že vylíhnutý plůdek je choulostivý zvláště na prudký pokles teploty a pokud náhle poklesne teplota pod 4 °C, dochází téměř k 100 % úhynu. Drobný plůdek je kořistí především ryb. Nedostatek vhodné drobné potravy vyvolává úhyn značné části plůdku lipana a v přirozených tocích je jedním z významných činitelů omezujících efekt přirozeného rozmnožování lipana. Vzhledem ke krátkověkosti lipana v našich vodách se může stát, pokud je výsledek přirozeného rozmnožování v důsledku

nepříznivých vlivů dva až tři roky po sobě prakticky nulový, že z takových toků či úseků může lipan téměř vymizet. Vysazování odchovaných násad (převážně ročka) umožňuje korigovat nepříznivé přírodní vlivy a udržet vyrovnanost věkové skladby populací lipana. Umělý chov s přirozenou reprodukcí je jedinou zárukou trvalého udržení dobrých stavů lipana v našich rybářských revírech.

2.10 Význam

Lusk *et al.*, (1987) tvrdí, že lipan podhorní patří v současnosti mezi nejvýznamnější druhy ryb našich pstruhových vod a začíná se uplatňovat i v navazujících níže ležících úsecích majících většinou parrmový charakter. Je příkladem, že lze umělým chovem zvýšit rozšíření a početnost druhu tak, že se stává významným objektem rybolovu (Baruš *et al.*, 1995). V minulosti došlo k rozšíření lipana prakticky do všech vhodných toků v ČR. Současně s rozšiřováním lipana několikanásobně vzrostly i jeho úlovky dosažené sportovními rybáři. I když lipan ani v blízké budoucnosti nebude patřit mezi druhy, které by bylo možno chovat intenzivním způsobem až do konzumní velikosti jako např. pstruha duhového nebo sivena amerického, přesto jeho úlovky dosahované lovem na udici z volných vod nejsou zanedbatelné a tím se zvyšuje bezprostřední hospodářský význam tohoto druhu. Rovněž vysoká konzumní hodnota u tohoto druhu přispívá k jeho vysokému sportovnímu i hospodářskému hodnocení. Lipan podhorní jako součást rybiho osídlení pstruhových vod se velmi vhodně doplňuje se pstruhem obecným, případně s dalšími lososovitými rybami (pstruh duhový, siven americký). Určitá specifická rozlišnost v nárocích na prostředí, stejně jako z části rozdílné nároky na potravu vytvářejí vhodné předpoklady pro to, aby se lipan a pstruh vhodně doplňovali v témže toku (Lusk *et al.*, 1987).

Lipan podhorní je výborným ekologickým indikátorem případného, byť jen nárazového znečištění. Jeho hlavní význam spočívá v efektivním využívání přirozené produkce toků, dále přistupuje etický význam a ekologický. Sportovně i kvalitou masa je lipan podhorní vysoko ceněn a lov lipanů na mušku patří k vrcholným zážitkům sportovních rybářů. Maso lipanů je nejkvalitnější na podzim a vyznačuje se typickou vůní po tymiánu. (Pokorný, Kouřil, 1999).

2.11 Genetická variabilita uměle odchovaných a divokých ryb

Uměle odchované ryby se oproti divokým rybám geneticky různou měrou odlišují. Závisí to především na původu generačního hejna, které bylo použito k výtěru, a také na odchovném prostředí, jež je velmi odlišné od přirozeného toku. Klasicky uměle odchovávané ryby jsou chovány v mnohem vyšších hustotách obsádky, než ryby v potocích. Při jejich odchovu se používá nižší rychlost proudění a odlišná potrava i životospráva. Vlivem odlišného genetického základu a odchovného prostředí vznikají mezi oběma skupinami různé genotypové a fenotypové odchylky. Tyto odchylky mohou významně ovlivnit vzájemné interakce mezi oběma skupinami ryb po vysazení uměle odchovaných násad do volných vod. Rozdíly v morfologii, fyziologii a chování mezi odchovanými a divokými rybami mohou ovlivňovat jejich vzájemné konkurenční schopnosti (Hanák 2008). Genetické rozdíly mezi odchovanými a divokými rybami mohou být způsobeny lokálními adaptacemi násad nebo selektivní mortalitou způsobenou chovným prostředím (Hindar *et al.*, 1991; Reinsenbichler *et al.*, 1999).

Papoušek *et al.* (2007) pomocí výzkumu sekvenované mitochondriální DNA zjistil, že genetická diverzita lipanů v České republice je prakticky nulová. Na základě výzkumu jaderných mikrosatelitních markerů z 83 jedinců z 12 různých lokalit zjistil Papoušek *et al.* (2009) jistou genetickou variabilitu v českých populacích lipana. Nicméně se zdá jasné, že původní genetická struktura buď mizí nebo již byla zcela ztracena, v důsledku vysazování lipanů z malého počtu zdrojových lokalit, a dále omezené reprodukce. Česká populace lipana je nevratně deformována lidským zásahem.

Vysazováním uměle odchovaných násad dochází k negativnímu genetickému ovlivnění původních divokých populací (Heggenes *et al.* 2002), protože většina násad nepochází z toku, do něhož jsou vysazovány. Tím může dojít ke kritickému ohrožení původní místní populace (Gross *et al.*, 2001; Gum *et al.*, 2003).

Rozdíl v genetice ryb z líhně a ryb divokých může být dán důsledkem úmyslného nebo neúmyslného výběru, náhodným genetickým driftem nebo příbuzenskou plemenitbou (Price 1999). Takovéto změny se mohou akumulovat v populacích chovaných po několik generací (Einum a Fleming 2001). Rychlé změny z důvodu genetického driftu v líhni v první generaci ryb byly ovšem také pozorovány (Verspoor 1988). Vlivem působení prostředí se genotyp ryb projevuje různými fenotypovými odlišnostmi jak mezi jedinci, tak i jednotlivými populacemi. Fenotypové rozdíly mezi uměle odchovanými a divokými rybami jsou odezvou na životní podmínky a učení (Fleming *et al.*, 1997; Olla *et al.*, 1998; Einum *et al.*, 2001) a mohou být také způsobeny nižší mortalitou ranných stádií uměle odchovávaných ryb (Swain *et al.*,

1991; Fleming *et al.*, 1994). Pokud jsou v nepřírozených podmínkách chovány generační ryby, může být fenotyp potomstva ovlivněn maternálním efektem (Mousseau *et Fox*, 1998). Zkušenosti z líhni poukazují na to, že ryby mohou v krátké době změnit svůj fenotyp a to bez genetické diference od divokých ryb, tedy pouze na základě vlivů prostředí (Fleming *et al.*, 1997). Ačkoliv tyto environmentálně vyvolané změny nemusí odrážet evoluční změny v matečním hejnu, mohou mít vliv na výkon a přežití ryb po vysazení (Einum a Fleming, 2001).

Vlivem optimalizace chovných podmínek je na rozdíl od výtěru v přírodě větší přežití ranných stádií uměle odchovávaných ryb. Selektce způsobená mortalitou ranných stádií může způsobit významné rozdíly vlivem selekcí znaků vlastností uměle odchovaných ryb. To znamená, že fenotypy divokých ryb mohou být podskupinou fenotypů odchovaných ryb (Fleming *et al.*, 1994).

Ke genotypovým změnám dochází v populaci odchovávaných ryb pravděpodobně až za několik generací (Einum *et Fleming*, 2001).

Ve studiích zabývajících se genetickým vlivem chovu v líhních byly populace v líhni zachovávány po několik generací (Swain a Riddell, 1990; Berejikian *et al.*, 1996; Fleming a Einum 1997; Hedenskog *et al.*, 2002; Petersson a Järvi, 2003). Ryby v líhních často pocházejí z jiné populace než ryby divoké, se kterými jsou následně porovnávány (Fenderson *et al.*, 1968; Swain a Riddell, 1990; Mesa, 1991; Berejikian *et al.*, 1996; Einum a Fleming, 1997; Deverill *et al.*, 1999). Produkování uměle odchovávaných ryb nevyhnutelně způsobuje genetické změny, protože generační hejno je vybíráno uměle a nemůže se při výtěru uplatnit přirozený výběr jako v přírodních podmínkách, v nichž by mohla nastat sexuální selektce. Určitou selektci způsobuje velká mortalita ranných stádií divokých ryb (Busack *et Currens*, 1995).

2.12 Adaptabilita

Adaptabilita jakožto schopnost organismu přizpůsobit se biotickým (teplota, pH, proudění, zákal atd.) a abiotickým (vnitrodruhové a mezidruhové vztahy jako je predace, konkurence, agresivita, parazitismus atd.) podmínkám prostředí je základní předpoklad pro úspěšné přežití uměle odchovaných násad v přírodních podmínkách. Vysazování uměle odchovaných násad pro doplnění a podporu rozmnožování divokých populací bývá často kritizováno z důvodu jejich nižší adaptability v přírodních podmínkách (Hanák 2008).

Úspěch při vysazování ryb do volných vod závisí na množství faktorů, jako jsou původ ryb, zdravotní stav ryb, aklimatizace, zacházení a transport na místo vysazení. Dále na hustotě, velikosti a stáří vysazovaných ryb, načasování vysazování a predaci (Cowx 1994).

Ve většině případů je mortalita nejvyšší bezprostředně po vysazení (Heggberget et al., 1993; Olla et al., 1994, 1998). Toto poukazuje na nutnost zaměřit se na vlivy předcházející vysazení, samotné vysazení a na dobu těsně po něm, které pomohou snížit mortalitu (Heggberget et al., 1993).

Technologie umělého výtěru a umělého odchovu lososovitých ryb a lipana podhorního jsou sice dobře propracovány (Pokorný *et al.*, 2003; Pokorný *et Kouřil*, 1999), problém však může nastat s adaptabilitou takto vyprodukovaných násad po vysazení do volných vod. Kohane *et Parsons* (1988) uvádí, že podmínky pro chov v zajetí jsou zcela odlišné od přirozených podmínek v přírodě. Odchovné podmínky se od přírodních toků výrazně liší, což může formovat odlišné chování uměle odchovaných násad v porovnání s chováním divokých ryb (Brown *et al.*, 2003; Kelley *et al.*, 2005).

Schopnost vysazených ryb přizpůsobit se přirozené potravě je jedním z hlavních limitujících faktorů jejich přežití ve volných vodách (Ersbak *et Haase*, 1983; Bachman, 1984; Johnsen *et Ugedal*, 1986; Kelly-Quinn *et Bracken*, 1988). Zřejmě vlivem nedostatečné adaptability násad přibližně 95 % uměle odchovaných ryb vypuštěných do přirozeného prostředí uhynie nebo poslouží jako potrava jiným organismům během prvních týdnů po vysazení (Brown *et Laland*, 2001).

2.13 Vliv odchovných podmínek na adaptabilitu

Carlstein (1997) analyzoval odchov násad lipana podhorního v umělých podmínkách a vliv těchto podmínek na jejich růst, přežití a složení potravy po vysazení do volných vod. Uvádí, že zvolená technika odchovu násad je jedním z hlavních faktorů pro pozdější aklimatizaci ryb ve volné přírodě. Úspěch vysazovaných ryb do volných vod závisí na rozmanitých faktorech jako je původ ryb, jejich zdravotní stav, velikost a stáří, schopnost aklimatizace, způsob přepravy a vysazení, načasování vysazování či přítomnost predátorů (Cowx, 1994).

Lipany lze chovat v mnoha typech nádrží, sítí, klecí, žlabů. Každá z těchto nádrží vytváří jiný potenciál pro vysazení ryb do jezer a řek (Carlstein 1997).

Huet (1986) doporučuje ryby chované extenzivním způsobem v rybnících jako nejvhodnější pro vysazování do volných vod. Hlavní výhodou těchto ryb je existující návyk na přirozenou potravu, jenž je jedním ze základních předpokladů úspěšné aklimatizace vysazovaných uměle odchovaných násad.

Selekce způsobená umělým chovem a životním prostředím může změnit vnitřní i vnější morfologii odchovávaných ryb (Hjort *et* Schreck, 1982; Taylor, 1986; Gross, 1998), která může ovlivňovat jejich pohybové schopnosti, úspěšnost přirozeného rozmnožování a přežití (Taylor, 1986; Gross, 1998). Někteří autoři uvádějí, že uměle odchovávané ryby jsou vytrvalostně horší plavci než divoké ryby (Vincent, 1960; Green, 1964; Bams, 1967)

2.14 Vliv odchovných podmínek na chování

Chování je jedním z prvních rysů, který podléhá změnám v zajetí (Kohane a Parsons, 1988). Rozdíly v agresivitě chovaných ryb v líhních a ryb divokých potvrdili (Einum a Fleming, 2001; Hedenskog *et al.*, 2002; Petersson a Järvi, 2003). Byly zde nalezeny i genetické rozdíly proti divokým populacím (Swain a Riddell, 1990; Berejikian *et al.*, 1996; Fleming a Einum, 1997; Hedenskog *et al.*, 2002; Petersson a Järvi, 2003).

Relativně krátké období v líhni může zachovat původní vlastnosti chování u ryb, a tím dát co nejlepší základ pro přežití v přírodním prostředí (Salonen a Peuhkuri 2004). Negativní vlastnosti umělého odchovu na chování prokázal i (Fleming *et al.* 2000).

Salonen a Peuhkuri (2004) při svém pokusu zjistili, že lipani chovaní v líhni v první generaci byly méně agresivnější než divocí. Tento výsledek přisuzují rozdílnému prostředí v líhni a v přirozeném prostředí. Ryby v jejich pokusu z líhně byly o trochu větší, než ryby divoké. Toto je způsobeno dostatkem potravy při pokusu. Dostatek potravy a velká hustota obsádky může mít vliv na agresivitu ryb. Vzniká negativní korelace mezi mírou růstu a úrovní agrese. Dále byla zjištěna vyšší agresivita u ryb říčních než u ryb jezerních. Jako důvod uvádějí fakt, že ryby v jezeře si nemusí tak intenzivně hájit území.

Nově vysazené ryby si musí rychle získat migrační návyky, potravně se adaptovat a vyrovnat se s predačním tlakem (Heggberget *et al.*, 1993). U ryb z líhni je toto problematické.

2.15 Vliv odchovných podmínek na migraci

Adaptabilita uměle odchovaných ryb na danou lokalitu se také projevuje setrváním násad v místě vysazení. Pokud vysazená ryba nenajde vhodné podmínky, je nucena migrovat a najít podmínky lepší. Ryby, které nejsou schopny se aklimatizovat, strádají, což později vede k jejich úhynu, což snižuje návratnost vysazených ryb (Thorfve 2002; Heggenes *et al.*, 2006). Pokud jsou násady odchované ve vysokých obsádkách vysazovány do volných vod ve velkých počtech na jednom místě, dochází k horší distribuci těchto ryb do vhodných habitatů (Symons, 1969; Clady, 1973; Cresswell, 1981). Vysazené ryby ve větší míře zůstávají v místě vysazení, což může být způsobeno návyky uměle odchovaných ryb na jejich odchovné prostředí a současně s nedostatkem zkušeností se sociální strukturou ryb v tocích (Brown *et al.*, 2001).

Mnoho autorů se zabývalo především poproudovými a protiproudovými migracemi ryb po vysazení násad do toku s přirozenou obsádkou. Setrváním lipana podhorního na stanovišti po vysazení se zabýval Heggenes *et al.* (2006). Po označení a vysazení ryb do toku většina zůstala v místě vysazení v délce do $\pm 0,5$ km, někteří jedinci byli zjištěni až 153 km po proudu od místa vysazení. Pokusy s částečnou aklimatizací lipana na prostředí před vypuštěním prováděl Thorfve (2002). Skupiny ryb umístil do nádrží v toku na 4, 8 a 12 dní před vysazením. Všechny ryby byly ve stejný okamžik nasazeny do úseku dlouhého 370 m, který byl po týdnu znovu sloven. Celkem 33 – 59 % všech ryb z každé skupiny vypuštěné do úseku opustilo sledovanou oblast a bylo chyceno pod tímto úsekem. Dle zjištěných výsledků aklimatizační doba před vysazením neměla žádný vliv na únik ryb po proudu. Také pohlaví ryb nemělo žádný vliv na prostorové rozšíření v toku nebo potravní aktivitu.

2.16 Potravní adaptabilita

Druh, množství a dostupnost potravy jsou důležitými faktory ovlivňujícími růst a velikost jednotlivých ryb. Efektivnost využití živin z potravy na růst je ovlivněna nejen stravitelností a energetickou hodnotou potravy, ale také energetickým výdejem organismu. Rychleji rostoucí jedinci jsou úspěšnější při obhajování svého teritoria a získávají nejen potravní výhodu, ale i lepší tělesnou kondici. Současně ryby s dobrou tělesnou kondicí lépe odolávají predatnímu tlaku (Metcalf *et Thorpe*, 1992). Weiss *et Schmutz* (1999) uvádějí, že vysazené ryby za tři měsíce po vysazení ztratily 5-25 %

tělesné hmotnosti. Důvodem snížení hmotnosti je nevyvážená energetická bilance, kdy výdej energie převyšuje příjem energie přijaté z potravy. Organismus je nucen spotřebovávat zásobní látky svého těla, čímž dochází ke ztrátě tělesné hmotnosti. Thorfve (2002) zjistil u vysazených lipanů podhorních po týdenním pobytu v toku úbytek více než 10 % z výchozí hmotnosti ryb před vysazením.

Ryby odchovávané v rybnících byly více přizpůsobivé po vysazení do volných vod z důvodu znalosti přirozené potravy již z chovného rybníku (Huet 1986). Další autoři však došli k jiným výsledkům. Johnsen a Ugedal (1986) zaznamenali dlouhodobé rozdíly v potravě vysazených pstruhů obecných a původní divoké populace. Rozdíl nebyl pozorován ani při chovu pstruhů v rybnících a na žlabech.

Násada jednoletých lipanů se chovala tradičně extenzivním způsobem v rybníčcích s přirozenou potravou. Do nedávné doby bylo považováno za nemožné začít rozkrmovat lipana bez živé, mražené přirozené potravy (Carlstein 1997).

Posledních deset let vývoje suchého krmiva, původně používaného pro plůdek síhů, vedlo k perspektivnímu chovu plůdku lipana bez nutnosti využití potravy s obsahem zooplanktonu (Pokorný, Kouřil, 1999). Nedávné výsledky experimentů ukazují na možnost odkrmu lipana průmyslovým krmivem a přírodním krmivem při dobrém růstu a vysokém procentu přežití v ranné fázi a v dalším chovu lze použít výlučně průmyslových krmiv (Carlstein 1997).

M. Carlstein (1997) v jeho pokusu lipani byli chováni čtyřmi různými způsoby (A) v přírodních rybníčcích bez dodání umělých krmiv; (B) v sítích příkrmování umělou dietou; (C) v nádržích příkrmování suchou dietou; (D) v nádržích. Posledních šestnáct dní před vysazením byly ryby krmeny mixovanou mraženou přírodní potravou. Poté byla násada vysazena do jezera. Po vysazení měly skupiny (A) a (B) větší návratnost, než skupiny chované v nádržích (C),(D). Rychlejší růst a lepší kondice u ryb odchovaných výlučně na přírodní potravě poukazuje na výhody tohoto způsobu odchovu. Vyšší intenzita růstu a skupin (A) a (B) mohla být také způsobena kompenzačním růstem jako adaptací na životní podmínky, kdy se střídá nadbytek potravy s nedostatkem a mnohé organismy se rozvíjejí rychleji při zotavování z hladovění během fáze nadbytku potravy. V experimentech na lipanech s použitím různých krmiv a následným přechodem na stejné krmivo, se tento fenomén jasně prokázal. Lipani s malým počátečním růstem kompenzovali přechod vyšším růstem, oproti rybám, které zpočátku rostly dobře a po změně krmiva byl jejich růst horší (Carlstein 1998).

Čtyřicet osm hodin od vysazení se již 33,3 % lipanů živilo přirozenou potravou (S. Thorfve a M. Carlstein 1998).

Thorfve (2002) při pokusu na lipanech zjistil, že ryby týden po vysazení ztratily 10% hmotnosti. U lipana uloveného v proudu byl úbytek hmotnosti až 17%. Po dvou týdnech se začala blížit hmotnost ryb k původní hmotnosti při vysazení. 77% z vysazených lipanů, kteří byli odloveni se živilo přirozenou potravou a jejich trávicí trakt byl plný. Thorfve a Carlstein (1998) prokázali při vysazení do řeky Juan u lipana příjem potravy už v prvním dnu.

Projevy agresivního chování vyžadují větší výdej energie a ryby jsou také mnohem nápadnější pro piscivorní predátory (Jakobsson *et al.*, 1995). Salonen *et Peuhkuri* (2006) zjistili, že druhá generace uměle odchovávaných lipanů byla méně agresivní než jejich divocí příbuzní. Také zkoumali úroveň a obnovení agresivity po vystavení útoku dravce u ročka lipana podhorního z umělého chovu a z přírody. V rozporu s dřívějšími závěry se uměle odchovaní lipani jeví jako více agresivní a zároveň opatrnější. Gibson (1983) uvádí, že agresivita některých ryb může být pozitivně spojena s prouděním vody v toku. Také Grant (1990) zjistil větší agresivitu lipana podhorního v závislosti na proudění vody a prostorové nabídce potravy ve vodním prostředí. Steingrund *et Fernö* (1997) naopak uvádějí, že získávání potravy u volně žijících i uměle chovaných ryb je podobné.

Uměle odchovávané lososovité ryby vysazené do toků mohou být při získávání a využití potravy méně efektivní než divoké ryby, což má za následek nižší přežití uměle odchovaných ryb (Mortensen, 1977; Bachman, 1984). Potenciální energetický deficit, který může nastat po vysazením uměle odchovaných násad do toku, může být spojen s dalšími charakteristikami, jako jsou nižší využití přirozené potravy (Olla *et al.*, 1998), menší vytrvalost či snížení pohybových schopností (Vincent 1960; Greene, 1964; Bams, 1967). Uměle odchované násady mají též vyšší intenzitu metabolismu než divoké ryby (Ersbak *et Hasse*, 1983). Malá část vysazených násad se nenaučí konzumovat přirozenou potravu (Maynard *et al.*, 1996; Olla *et al.*, 1998), což má po spotřebování zásob za následek vyčerpání organismu a následně smrt. Jiní autoři popsali, že uměle odchované ryby konzumují méně potravy (Sosiak *et al.*, 1979; Ersbak *et Haase*, 1983; Smirnov *et al.*, 1994) nebo méně druhů kořisti než divoké ryby (Sosiak *et al.*, 1979).

Potravní příležitosti mohou být ovlivněny chováním. Odchované lososovité ryby konzumují méně bentické potravy než divocí salmonidi (Sosiak *et al.*, 1979; Maynard *et al.*, 1996), ale více náletového hmyzu (Johnson *et al.*, 1996), protože mají sklon

obsazovat pozice blíže k hladině. Preferování příjmu potravy z hladiny může být způsobeno návykem ryb přijímat granulované krmivo, které se v umělých chovech aplikuje na hladinu. Brown *et al.* (2003) uvádí, že i ryby z umělých chovů po určité době po vysazení začnou přijímat bentickou potravu, a to v závislosti na schopnosti vlastního i sociálního učení, kdy ryba získává vlastní zkušenosti nebo je odpozoruje od jiných ryb.

2.17 Zlepšení kvality násadového materiálu

Hercig (2008) se zabýval odchovem plůdku reofilních ryb (jelce tlouště). Pro odchov plůdku reofilních ryb je velmi důležitá přirozená potrava, která může být při intenzivním chovu v nedostatku, což má za následek menší produkci kvalitní násady. Pro ryby tekoucích vod má nezastupitelný význam náletový hmyz – hmyz, který přilétá k vodní hladině a stává se tak kořistí ryb, které jej sbírají (loví) z hladiny. V umělém chovu je tato složka potravy často v nedostatku nebo úplně chybí.

Existuje několik způsobů jak suchozemský hmyz přilákat k nádrži. Například vábením pomocí feromonů, světla a také pomocí barevných desek. Hmyz z dálky rozpoznává různá barevná spektra, podobná barvám květů rostlin, které ho velmi účinně lákají k sobě. V praxi se to dá dobře využít pomocí barevných desek umístěných několik centimetrů pod hladinou vody v chovné nádrži. Hmyz na tyto desky nalétává a padá do vody. tento způsob je výhodný zejména díky své ekonomické nenáročnosti. Náletový hmyz je důležitou složkou v potravě mnoha druhů ryb, jak v tekoucích, tak stojatých vodách. Kvalita více než množství určuje hodnotu tohoto hmyzu jako doplněk potravy pro ryby. To platí zvláště pro mladé ryby živící se hmyzem. Žluté desky umístěné několik centimetrů pod hladinou krmného žlabu upřednostňují mladé ryby kvůli mělkému prostoru nad deskou. Žlutá barva byla shledána jako nejúčinnější v porovnání s dalšími barvami (Kirk 1984). Ovšem další studie poukazují na to, že některé druhy hmyzu jsou lákány i jinými barvami například bílou, modrou, červenou.. Největší intenzita odloveného hmyzu připadá na červenec a srpen. Největší počet jedinců patří do první velikostní třídy (1-3 mm).

Hercig (2008) posuzoval ve svém pokusu účinnost různých lapačů hmyzu A- elektrické zabíječky hmyzu; B- jedné žluté desky; C- dvou žlutých desek. Absolutně nejlepší výsledek vykazovala skupina A, kde byl přírůstek o 36% lepší než u kontroly. Při použití žluté desky byl přírůstek oproti kontrole o 22% větší. Při použití

dvojnásobné plochy, tedy při použití dvou žlutých desek došlo ke zvýšení přírůstku o 8% oproti desce jediné. Elektrická zabíječka se sice jeví jako nejefektivnější, je však ekonomicky náročná. Obrovská výhoda barevných pastí je v jejich jednoduchosti a nulových provozních nákladech. Jedinou údržbou je smývání případného nárůstu řas.

2.18 Rychlost růstu

Uměle odchovávané ryby jsou obvykle větší a rostou rychleji než jim odpovídající divoké ryby stejné kategorie; částečně proto, že líhnaři vybírají generační hejno tak, aby ryby dříve pohlavně dospívaly a vytíraly se dříve (Vincent 1960; Reisenbichler *et* McIntyre 1977; Fleming *et al.*, 2002, Sundström *et al.*, 2004, Tymchuk *et al.*, 2006), a také proto, že průmyslově vyráběná krmiva v kombinaci s kvalitním chovným prostředím způsobují rychlejší růst odchovávaných ryb (Piggins *et* Mills, 1985; Rhodes *et* Quinn, 1998; Berejikian *et al.*, 1999).

Uměle odchovávané ryby a jejich potomstvo někdy po vysazení do přírodních toků rostou rychleji než divoké ryby stejné nebo menší počáteční velikosti (Pettersson *et al.*, 1996; McGinnity *et al.*, 1997; Kallio-Nyberg *et* Koljonen, 1997). Tato data naznačují, že zrychlený růst chovaných ryb není zásluhou pouze chovné kondice, ale je také dán genetickými odlišnostmi nebo projevem fenotypu. Fleming *et al.* (2000) provedl selekci rychleji rostoucích odchovávaných ryb a zjistil vyšší hladinou růstového hormonu. Růst mohou ovlivnit také světelné podmínky tím, že ovlivňují hormonální sekreci (Baruš *et* Oliva 1995).

3. Materiál a metodika práce

Základní hypotézou plánovaného experimentu byl předpoklad, že vysazované ryby pocházející z místních generačních ryb a odchovávané na „stejně“ vodě, do které jsou následně vysazeny, jsou lépe adaptabilní na podmínky daného toku v porovnání s násadami cizího původu. Cílem pokusu bylo získání poznatků o adaptabilitě násad lipana podhorního pocházejících z různých regionů a posoudit tak efektivitu stávající praxe, kdy jsou často násady lipana přepravovány na velké vzdálenosti a vysazovány do pro ně „neznámých“ podmínek. .

V pokusu bylo vysazeno 1200 ks. násad lipana (L_{1+}) původem ze tří různých povodí. Experiment byl prováděn v účelovém revíru VÚRH JU Vodňany Blanice vodňanská 4B. V průběhu dubna 2009 bylo vyznačeno 6 experimentálních úseků toku, každý o délce přibližně 250 metrů. Úseky byly zvoleny tak, aby na jejich spodní i horní hranici bylo možné instalovat elektrický agregát, zabraňující úniku ryb z úseku při jeho prolovování (přirozené prahy v řece). Zároveň byly zvoleny tak, aby měly zhruba stejnou plochu (cca 2000 m²). Do tří úseků bylo začátkem května 2009 vysazeno po 100 kusech jednoletých lipanů, pocházejících z chovu MO ČRS Husinec (místní populace) a po 100 kusech jednoletých lipanů pocházejících z chovu MO ČRS Pardubice. Do dalších tří úseků pak bylo vysazeno opět po 100 kusech jednoletých lipanů, pocházejících z chovu MO ČRS Husinec a po 100 kusech jednoletých lipanů pocházejících z chovu líhně Hynčice (okres Náchod). Hustota vysazených ryb tedy byla ve všech úsecích srovnatelná. Vzhledem k silnému pozorovanému výskytu kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo*, L.) v předcházejícím zimním období bylo předpokládáno značné snížení abundance divokých lipanů v experimentálním úseku řeky, což bylo prokázáno kontrolními odlovy. Všechny skupiny vysazovaných ryb byly odchovány v podmínkách umělého chovu (zemní rybníčky či betonové sádky) a krmeny průmyslově vyráběnými peletovanými krmivy o srovnatelném složení. Před vysazením byly u všech skupin ryb zjištěny biometrické údaje (TL, SL, hmotnost). Ryby byly vybírány tak, aby se velikostně co nejvíce shodovaly. Hmotnost vysazených ryb (Tab. 1) se pohybovala od 18 do 35,5g a velikost od 123 do 167 mm (TL).

Značení ryb bylo provedeno skupinově, vizuálními elastomerovými značkami (VIE) firmy Northwest Marine Technology, Ltd. (USA). Tyto značky byly implantovány pod průhlednou epidermis v okolí očí ryb, případně do spodní čelisti.

Rozlišení jednotlivých skupin ryb bylo možné díky různým barvám značek. Rozlišení ryb stejného původu, vysazených do různých úseků, bylo umožněno umístěním značek na různá místa (pravé/levé operkulum, střed spodní čelisti + obě strany). Značení ryb bylo prováděno v anestezi (2-phenoxyethanol, 0,3 ml.l⁻¹). Jelikož dochází ke ztrátovosti či zhoršení čitelnosti značek byl každý jedinec označen minimálně dvěma značkami. Označené ryby byly před vysazením ponechány tři dny v kruhových nádržích aby byla omezena úmrtnost z důvodu vlivu anesteze a značení. K přepravě na místo vysazení byly použity barely o objemu 50 l. Do každého barelu bylo umístěno 100 ks ryb. Poměr ryb byl tedy 2 ks./1L vody. Tyto barely byly neustále prolévány a tím prokysličovány. Transport a samotné šetrné vysazení trvalo vždy do 60 min. Teplota vody v transportních nádržích byla shodná s teplotou vody v řece, jelikož jsme používali výhradně vodu přímo z řeky.

Po šesti měsících byly experimentální úseky včetně navazujících částí řeky důkladně proloveny elektrickými agregáty. Všechny odlovené značené ryby byly identifikovány, byly zaznamenán úsek jejich ulovení a biometrické údaje (TL, SL, hmotnost). Zjišťována byla návratnost jednotlivých skupin lipanů a jejich hmotnostní a délkové přírůstky. Získaná data byly statisticky zpracovány programem STATISTICA 2007. Hmotnostní přírůstek znovu odlovených ryb byl testován programem ANOVA. Rozdíl mezi skupinami byl testován pomocí Tukey HSD testu. Ryby původem z Pardubic a Hynčic byly po odlovení vysazeny do sportovních revírů, aby nedošlo k ovlivnění populace v experimentálním úseku.

3.1 Charakteristika účelového revíru VÚRH JU Vodňany Blanice vodňanská 4B

velikost: 7 ha

popis revíru: Přítok Otavy. Od jezu mlýna Blanice v k. ú. Velká Blanice až k jezu Mauricova mlýna v k. ú. Těšovice. Účelový revír pro experimenty VÚRH JU Vodňany. Na revír jsou vydávány povolenky. Jejich počet je limitován. Sportovní rybolov je povolen od 16. 4. do 30. 11. Ve dvoukilometrovém úseku od jezu v Těšovicích směrem po toku je vyhlášena „Chráněná rybí oblast“, ve které je lov ryb celoročně zakázán. V této části proběhl experiment.

3.2 Charakteristika povodí Blanice

Řeka Blanice pramení v CHKO Šumava na severozápadních svazích Knížecího stolce (1226 m n.m.) v oblasti Vydřího lesa u zaniklé obce Zlatá v nadmořské výšce 972 m n. m. (Broža a kol. 2005, Hartvich a kol. 2004).

Nedaleko města Písek ústí Blanice v nadmořské výšce 362 m n. m. do řeky Otavy patřící k úmoří severního moře. Na svém toku dlouhém 93,3 km odvodňuje území o rozloze 860 km² a dosahuje sklonu 5,15‰ o spodním průtoku 4,423 m³ .s⁻¹ (Hartvich a kol. 2004).

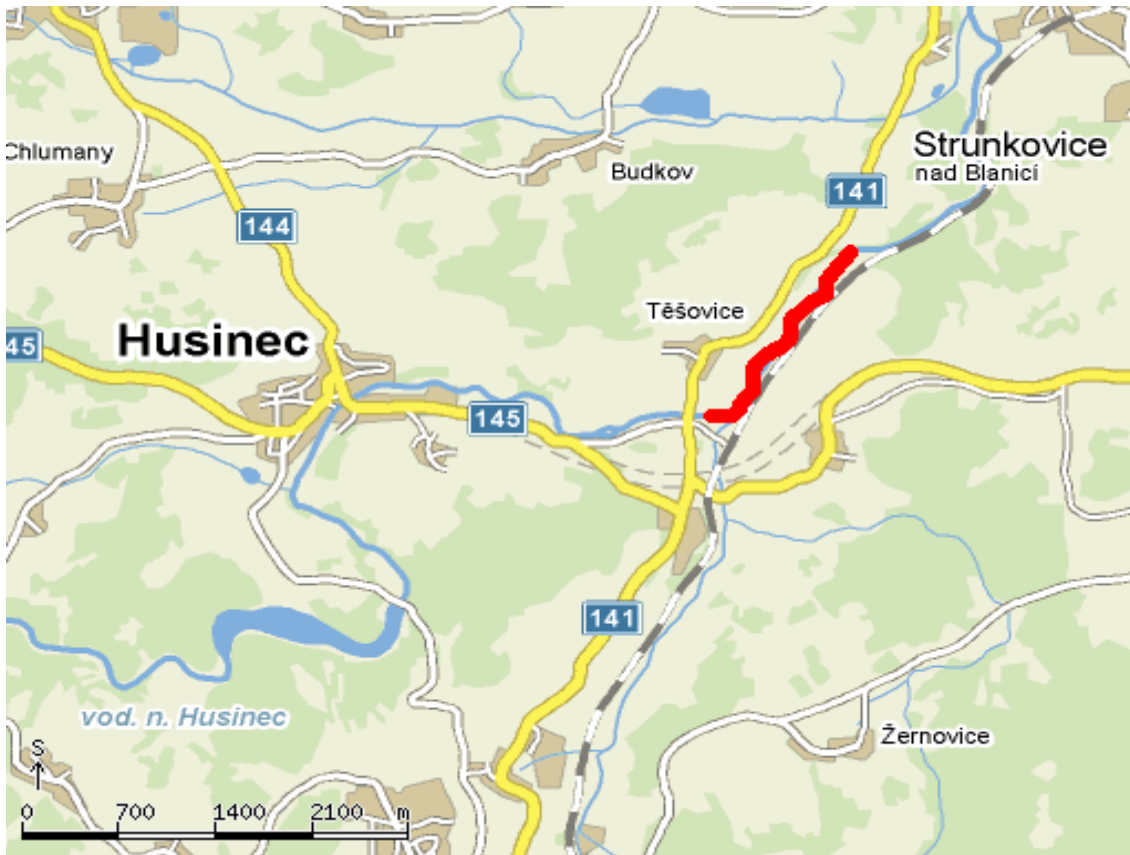
Řeka Blanice protéká až k Těšovicím Prachatickou hornatinou. Prachatická hornatina je geomorfologický podcelek v jihovýchodní části Šumavského podhůří. Má charakter ploché kerné hornatiny rozčleněné výraznými tektonickými kotlinami. Na západě ji ohraničuje hluboké až kaňonovité údolí Blanice a na východě údolí Vltavy (Demek a kol. 1987).

Mezi Blanickým mlýnem a obcí Záblatí je řeka Blanice sevřena mezi svahy Boubínskému masívu, jenž je porostlý převážně smrkovým lesem. Blanice zde má charakter horské bystřiny, jenž se zařezává do horninového podloží tvořené především magmatidy a magmatickými rulami. Šířka toku se pohybuje mezi třemi až deseti metry, dno je převážně balvanité a v místech obnažení horninového podloží se tvoří přirozené stupně pod kterými jsou mnohdy hluboké tůně, jenž jsou hrazeny balvanitými lavicemi vytvořenými při povodních. Od obce Záblatí až po nádrž Husinec má Blanice v některých částech charakter spíše lipanového pásma, kde se střídají proudné úseky téměř s laminárním prouděním a s peřejnatými částmi a tůněmi. Tok Blanice v široké nivě tvoří meandry. Dno řeky je kamenité, šterkovité až písčité podle střídání proudných úseků a tišin v toku. Břehy jsou zde lemovány loukami a olšemi (Hanák 2007).

Druhy ryb vyskytující se v Blanici: pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario* L.), pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss* W.), lipan podhorní (*Thymallus thymallus* L.), siven americký (*Salvelinus fontinalis*), mník jednovousý (*Lota lota* L.), vranka obecná (*Cottus gobio*), mřenka mramorovaná (*Rutilus rutilus* L.). Sporadicky se vyskytuje i plotice obecná (*Rutilus rutilus* L.), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula* L.), úhoř říční (*Anguilla anguilla*).

Líheň MO ČRS Husinec (zdroj původních násad) je situována na toku Blanice přibližně 1 km pod hrází ÚN Husinec, přibližně 4 km nad experimentálním úsekem.

Obrázek 1 Mapa experimentálního úseku VÚRH JU



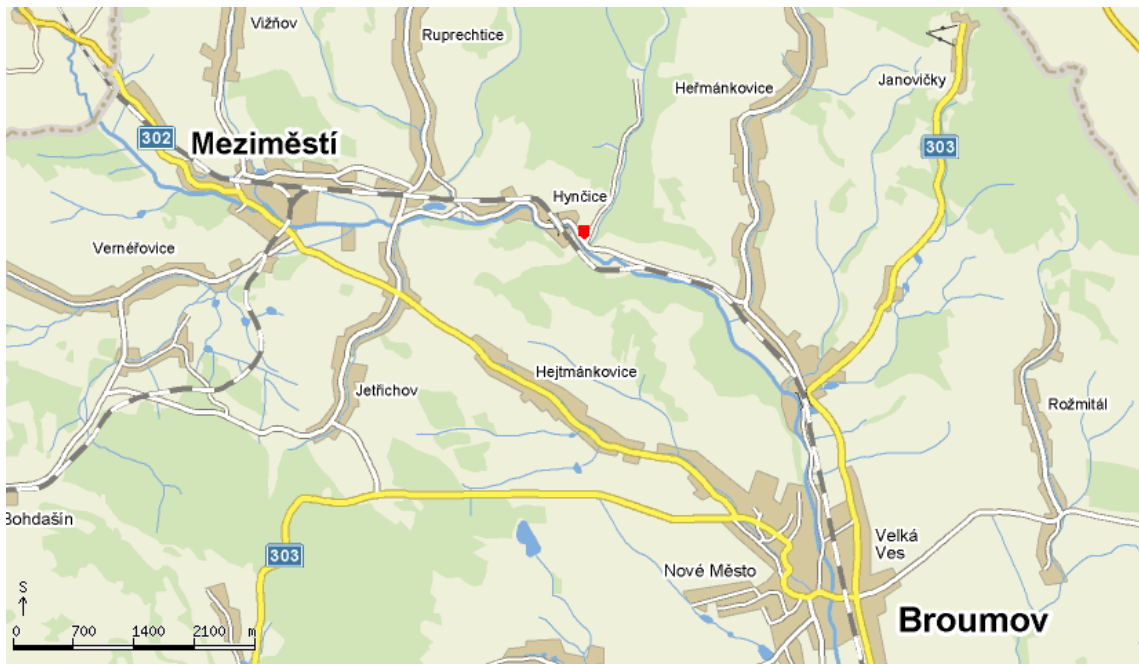
experimentální úsek je vyznačen červeně

3.3 Charakteristika líhně Hynčice

V Hynčicích je chováno vlastní generační hejno lipana. Líheň leží na úpatí hustých lesů Javořích hor, na samých hranicích s Polskem, v Chráněné krajinné oblasti Broumovsko. Líheň je napájena velmi čistou vodou, kojenecké kvality, což velmi pozitivně prospívá zdravotnímu stavu tamních generačních ryb a následně i jejich potomstvu (Internet 1).

Polická vrchovina zabírá střední a jihovýchodní část Broumovské vrchoviny. Je významnou zásobárnou pitné vody akumulované v druhohorních pískovcích.

Obrázek 2 Mapa Hynčic a okolí



Lihň Hynčice je označena červeným bodem u obce Hynčice

Javoří hory

Jsou pohoří rozkládající se severně až severovýchodně od měst Meziměstí a Broumov v severovýchodních Čechách na hranicích s Polskem. Představují severovýchodní část Meziměstské vrchoviny.

Javoří hory jsou budovány vulkanity, které jsou prvohorního stáří, vznikaly v karbonu a permu. Severozápadní část pohoří na jihovýchod přibližně po Janovičky je tvořena hlavně ignimbrity a v jejich podloží jsou ryolitové tufy, které místy také vystupují na povrch. Jsou to produkty kyselého vulkanismu, který zde probíhal v permu. Díky tomuto kyselému substrátu jsou zde nejčastější potenciálně přirozenou vegetací acidofilní bučiny. Jihovýchodní část pohoří je geologicky pestřejší, tvoří ho také vulkanity permského, méně i karbonského stáří. Najdeme zde podobné horniny jako v severozápadní části, častější je zde však i výskyt bazaltických melafytů a melafyrových tufů. Na nich se vyskytují květnaté bučiny. Místy jsou tyto horniny překryty sedimenty prachovce, jílovce a pískovce. Javoří hory chrání Broumovskou kotlinu ze severu a tvoří malebnou kulisu krajiny, kterou protéká Stěnava (Smolová 2002).

3.4 Charakteristika láně Pardubice a řeky Loučná

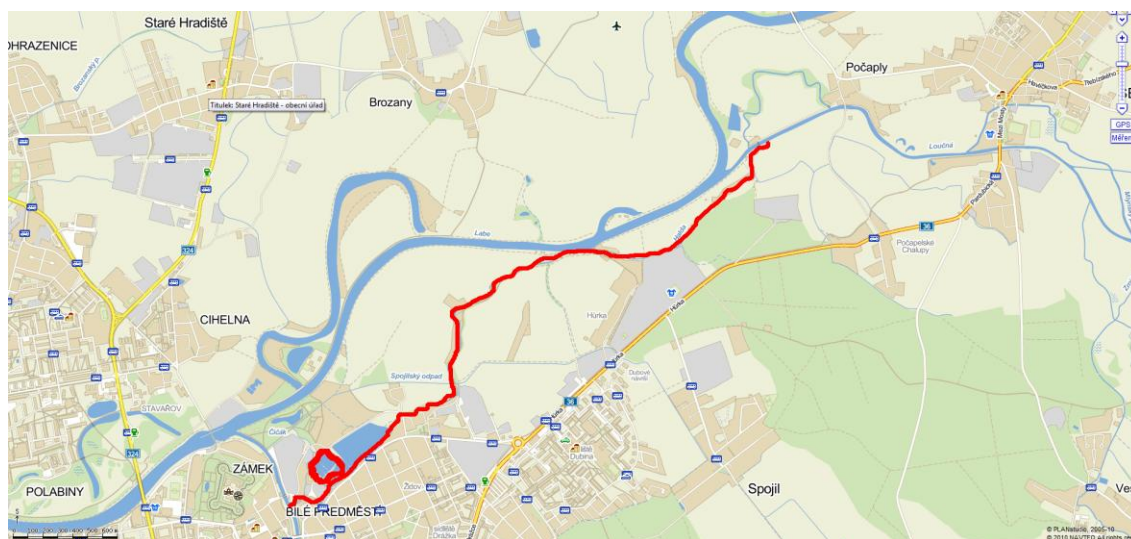
Ryby z Pardubic byly odchovány na vodě z řeky Loučná. Voda k sádkám je přivedena náhonem Halda. Náhon Halda začíná na levém břehu Loučné pod obcí Počaply, přibližně 350 metrů nad soutokem řek Loučná a Labe.

Řeka Loučná je levostranný přítok Labe. Délka toku činí 80,3 km. Plocha povodí měří 724,7 km². Pramení v nadmořské výšce 541 m n. m. ve Svitavské pahorkatině u obce Karle, 7km západně od Svitav. Protéká Loučenskou tabulí, skloněnou k severu a výrazně členěnou hlubokými údolními vodními toků. Na Loučné nejsou žádné přehrad, před ústím do Labe se vyskytují četné jezy.

Svitavská pahorkatina je geomorfologický celek nacházející se ve východní části východočeské tabule. Jedná se o stupňoviny z křídových hornin s denudačními plošinami a plochými hřbety, pleistocenními terasami, místy sprašovými pokryvy a závějemi (Internet 2).

Východolabská tabule je plochá pahorkatina o střední nadmořské výšce 251 m n. m., jejíž reliéf je charakteristický denudačním povrchem říčních teras, údolních niv, strukturně denudačními plošinami, plochých hřbetů a svedených vrchů. Tabule je odvodňována řekou Labe a jejími přítoky Cidlinou a Loučnou (Internet 3).

Obrázek 3 Mapa sádek MO Pardubice a jejich náhonu Halda



náhon Halda je vyznačen červeně, sádky MO Pardubice jsou označeny v červeném kruhu

4. Výsledky

Po šesti měsících byly experimentální úseky a úseky jim navazující proloveny elektrickými agregáty. Odlovení lipani byli změřeni a zvázeni a poznamenán úsek odlovení. Podrobné výsledky z šesti experimentálních úseků v níž byly společně rezidentní ryby z husince a ryby z Hynčic nebo Pardubic jsou uvedeny v tab. 1.

Hmotnostní přírůstek znovu odlovených ryb byl testován programem STATISTICA - testem ANOVA. Rozdíl mezi skupinami byl dále testován pomocí Tukey HSD testu. Statisticky průkazný rozdíl byl nalezen mezi Husincem a Hynčicemi ($p=0,001211$), kdy ryby z Husince vykazovaly nejvyšší hmotnostní přírůstky, ačkoli při vysazení nebyly v tak dobré kondici jako ryby z Pardubic, které měly vyšší počáteční hmotnost a tím i značnou konkurenční výhodu. Mezi skupinami ryb z Husince a Pardubic nebyly prokázány statisticky významné rozdíly v průměrných přírůstcích ($p=0,077126$), což poukazuje na to, že ryby z Husince dokázali během šesti měsíců natolik zvýšit svoji kondici, aby se vyrovnali i přes počáteční výhodu vyšší počáteční hmotnosti ryb z Pardubic. Graf 1 popisuje počáteční hmotnosti před vysazením a graf 2 hmotnosti ryb znovu odlovených po šesti měsících.

Tab.1 Jednotlivé srovnání úseků

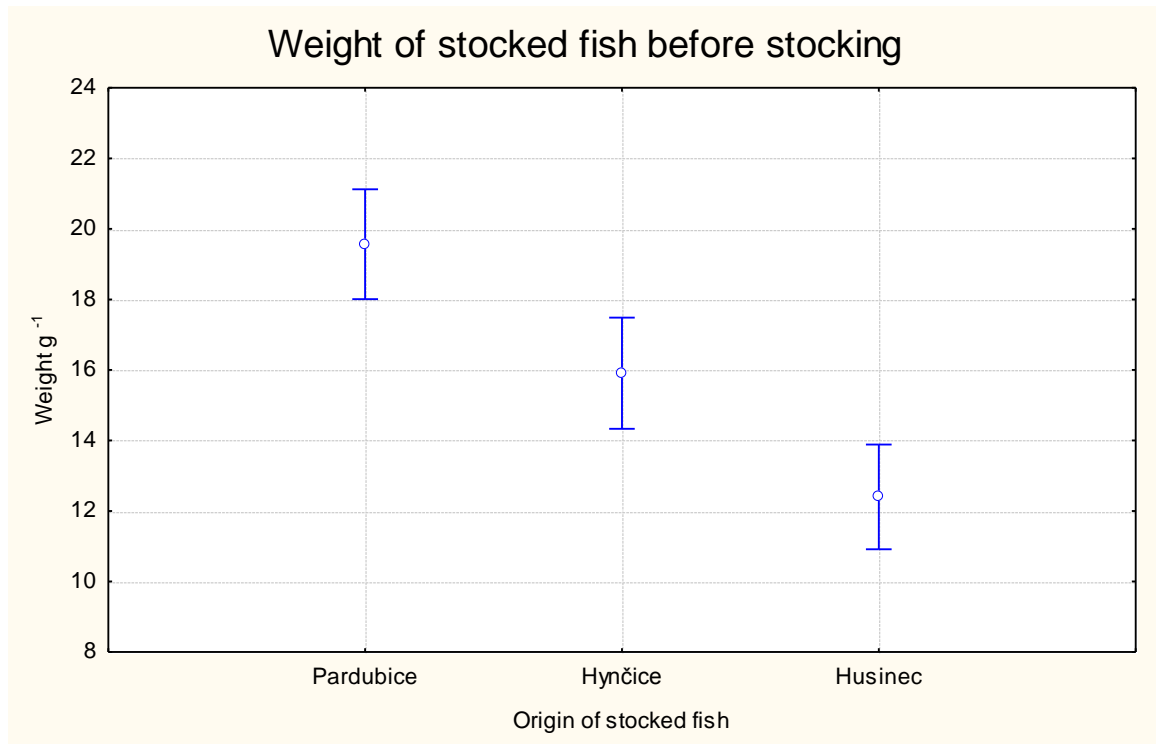
GROUP	STOCK ind.	Before		After		RECAPTURE		W differences g	MIGRATION ind.		
		WEIGHT g	S.D.	WEIGHT g	S.D.	ind.	%		NO	UP	DOWN
1HYN. R.M.	100	15,91	± 4	85,44	± 10,7	9	9,00	69,53	4	1	4
1HUS. Y.M.	100	12,40	± 2,5	82,35	± 16,9	17	17,00	69,95	6	3	8
2HYN. R.L.	100	15,91	± 4	74,25	± 15,1	24	24,00	58,34	8	4	12
2HUS. Y.L.	100	12,40	± 2,5	76,69	± 12,6	26	26,00	64,29	14	4	8
3HYN. R.R.	99	15,91	± 4,0	75,16	± 16,6	19	19,19	59,25	8	6	5
3HUS. Y.R.	99	12,40	± 2,5	77,09	± 9,4	23	23,23	64,69	15	2	6
4PAR. O.R.	100	19,57	± 8	91,42	± 15,5	33	33,00	71,85	3	14	16
4HUS. G.R.	100	13,00	± 3,0	90,19	± 14,2	27	27,00	77,19	8	7	12
5PAR. O.M.	100	19,57	± 8,45	91,25	± 18,1	20	20,00	71,68	10	3	7
5HUS. G.M.	100	11,85	± 0,94	93,27	± 14,2	33	33,00	81,42	12	2	19
6PAR. O.L.	100	19,57	± 8,45	87,52	± 16,6	25	25,00	67,95	8	0	17
6HUS. G.L.	100	12,40	± 2,5	88,41	± 16,6	27	27,00	76,01	13	0	14
sum	1198	15,88	± 6,24	85,07	± 16,3	283	23,62	69,19	109	46	128

Číslo skupiny je označení úseku vysazení skupinově označených ryb.

HYN: násady z Hynčic; HUS: násady z Husince; PAR: násady z Pardubic. První písmeno za určením původu označuje barvu použitého značení, G: zelená; Y: žlutá; R: červená; O: oranžová; Druhé písmeno označuje umístění značení na hlavě ryby, R: pravá; L: levá; M: střed

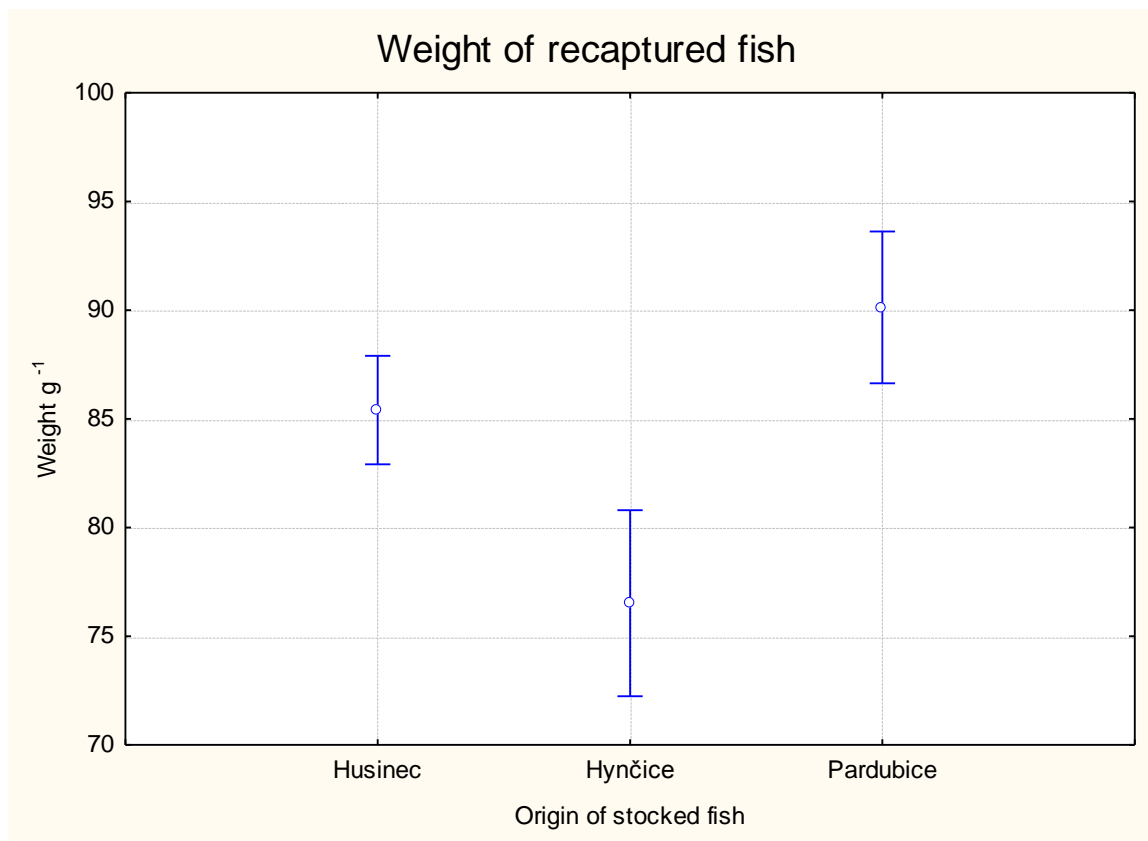
Hmotnostní přírůstky W differences byly vypočítány rozdílem z průměrné počáteční (WEIHT Before) a koncové (WEIGHT After) hmotnosti každé skupiny. Vyšší přírůstky ve všech skupinách byly u násad z Husince (tučně zvýrazněné hodnoty). Graf 3 popisuje rozdíly v přírůstcích mezi skupinami.

Graf 1 Weight of stocked fish before stocking- hmotnost ryb před vysazením



Vertikální sloupce označují 0,95 interval spolehlivosti a body ve sloupcích ukazují hmotnostní průměr každé skupiny vysazených lipanů. Současný efekt: $F(2,148)=21,612$, $p=0,0000$. Pomocí Tukeyůva HSD testu $P\check{C}=30,522$, $sv=148,00$. Při $p < 0.05$ byly zjištěny statisticky průkazné hmotnostní rozdíly při vysazení mezi všemi skupinami ryb. Husinec x Pardubice ($p=0,00002$) Husinec x Hynčice ($p=0,003919$) Pardubice x Hynčice ($p=0,003209$)

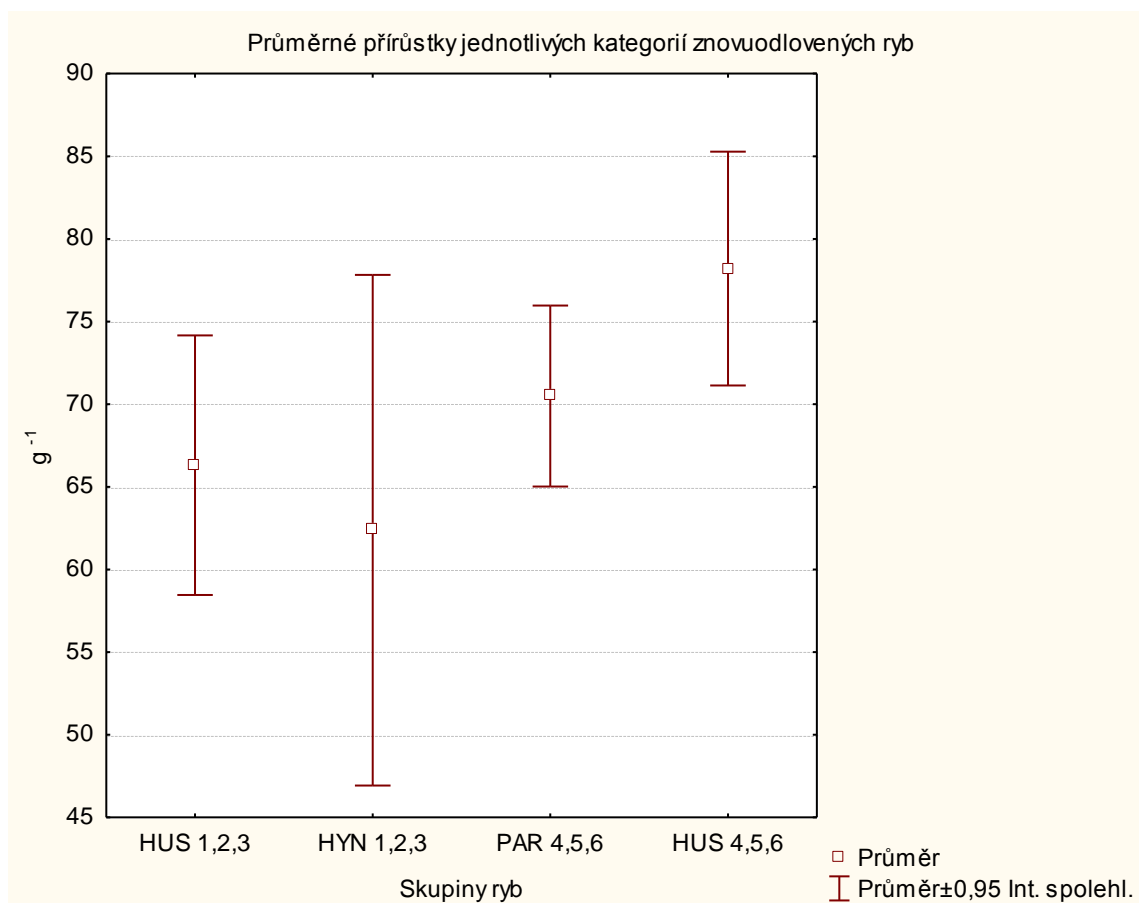
Graf 2 Weight of recaptured fish - hmotnost odlovených ryb



Vertikální sloupce označují 0,95 interval spolehlivosti a body ve sloupcích ukazují hmotnostní průměr každé skupiny. Současný efekt: $F(2,280)=11.836$, $p=0,0001$. Pomocí Tukeyůva HSD testu byly zjištěny statisticky významné hmotnostní rozdíly mezi rybami z Husince a z Hynčic, kdy domácí ryby z Husince měly větší hmotnost.

Pomocí Tukeyůva HSD testu $P\check{C}=245,64$, $sv=280,00$. Při $p < 0.05$ byly zjištěny statisticky průkazné hmotnostní rozdíly po šesti měsíčním pobytu v řece Blanici mezi rybami z Husince a z Hynčic, kdy domácí ryby z Husince měly větší hmotnost. Husinec x Pardubice ($p=0,077126$) Husinec x Hynčice ($p=0,001211$) Pardubice x Hynčice ($p=0,000025$)

Graf 3 Průměrné přírůstky jednotlivých kategorií znovuodlovených ryb



HUS= Husinec, HYN= Hynčice, PAR= Pardubice a 1.2.3 a 4,5,6 jsou čísla úseků vysazení. Rozdíly v přírůstcích byly celkově vyšší u ryb z Husince, ale nebyly mezi porovnávanými skupinami průkazné při hodnotě $p < 0.05$. Byla použita ANOVA při $sv=3$, $F=8,933$, $p=0,006207$). Statisticky průkazný rozdíl v přírůstcích byl zjištěn mezi skupinou HYN 1,2,3 a HUS 4,5,6, kdy $p=0,005104$ a mezi HUS 1,2,3 a HUS 4,5,6, kdy $p=0,024741$. Tyto výsledky ukazují, že husinecké ryby lépe prosperovali v úsecích 4,5 a 6, zřejmě vlivem vhodnějších životních podmínek, proto rozdíl v přírůstcích byl mezi skupinou HYN 1,2,3 a HUS 4,5,6 nemůžeme považovat za relevantní, protože úseky 4,5 a 6 se jeví jako vhodnější, což ovlivňuje i jejich přírůstky.

Porovnání celkové návratnosti mezi rybami z Husince a násadami z Pardubic a Hynčic bylo testováno pomocí Pearson χ^2 testu. Mírně vyšší návratnost byla zjištěna u násad pocházejících z Husince, ale výsledky nebyly statisticky průkazné. V porovnání

$$\text{Husinec x Pardubice } \chi^2 = 0,677 \text{ s.v.} = 1 \text{ } p = 0,41$$

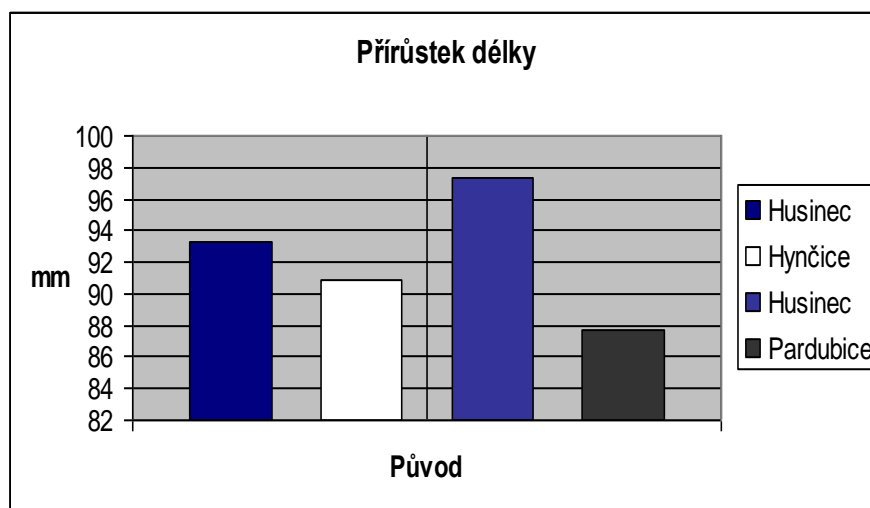
$$\text{Husinec x Hynčice } \chi^2 = 2,067 \text{ s.v.} = 1 \text{ } p = 0,15$$

V úsecích 1,2,3,5 a 6 byla návratnost ryb pocházejících z Husince a odchovávaných na stejné vodě, do které byly následně vysazeny, mírně vyšší, ale nepodařilo se prokázat statisticky významné rozdíly v návratnosti vysazených lipanů pocházejících z geograficky odlišných oblastí oproti násadě místního původu, vysazené do stejných úseků. Obě skupiny „místních“ lipanů měly mírně vyšší návratnost i hmotnostní a délkové přírůstky oproti rybám „cizího“ původu, vysazeným do stejných úseků toku. I přes extrémní povodňové průtoky na konci června byla většina znovu odlovených ryb ulovena v úsecích původního vysazení. Při podzimním odlovu byla rovněž zjištěna nízká početnost divokých lipanů (ve srovnání s odlovy v dřívějších letech), což potvrdilo předpoklad významného vlivu zimní predace kormoránem velkým na divokou populaci lipana v experimentálním úseku toku. Z výsledků je dále patrné, že v dolních úsecích 4,5,6 ryby celkově lépe přirůstaly nezávisle na původu viz. Tab.2. Tento fakt je dán charakterem toku a místními podmínkami, kdy tato část byla zřejmě pro lipany vhodnější.

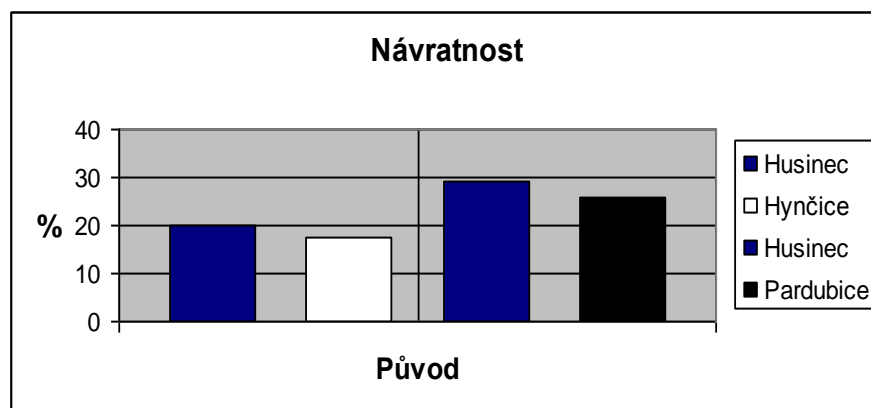
Tab.2 Návratnost a přírůstky jednotlivých skupin vysazených lipanů

Úsek	Původ	Vysazeno ks	Sloveno ks	Návratnost	Přírůstek Hm.	Přírůstek TL
1, 2, 3	Husinec	300	66	22%	65,9 g	93,3 mm
	Hynčice	300	52	17,3%	60,6 g	90,9 mm
4, 5, 6	Husinec	300	87	29%	78,4 g	97,4 mm
	Pardubice	300	78	26%	71,1 g	87,7 mm

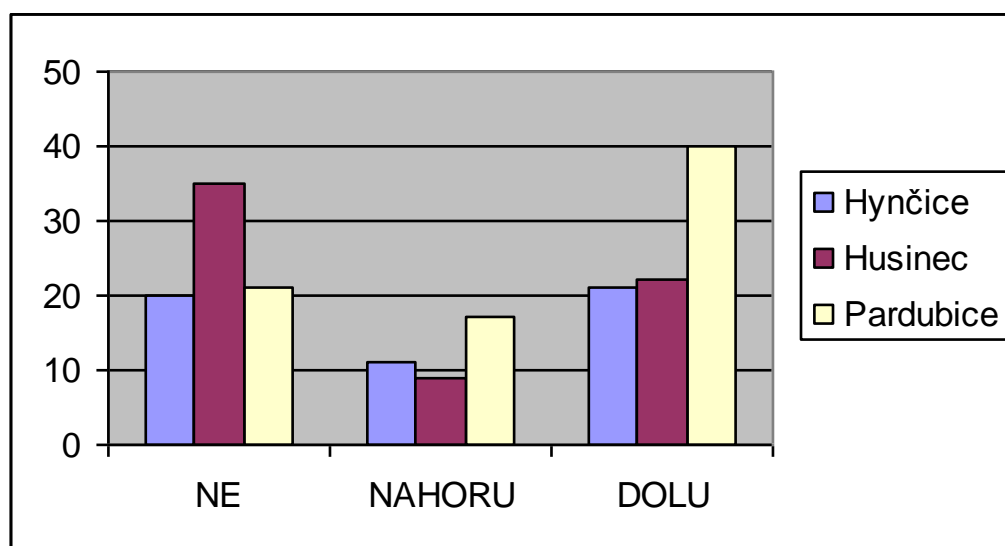
Graf 4



Graf 5



Graf 6



Graf 6 znázorňuje migraci jednotlivých populací v kusech

5. Diskuse

Úspěšnost vysazovaných ryb do volných vod závisí na rozmanitých faktorech, jako je původ ryb, jejich zdravotní stav, velikost a stáří, schopnost aklimatizace, způsob přepravy a vysazení či přítomnost predátorů (Cowx, 1994).

Jak je patrné již z výzkumu Papoušek et al. (2007) genetická diverzita lipanů v České republice je prakticky nulová. A to především nekontrolovaným vysazováním násad z různých oblastí. Tento fakt může hrát roli i v našem experimentu, jelikož genetické predispozice mohly rozhodujícím způsobem ovlivnit adaptabilitu dané násady. Dle nízkých rozdílů v adaptabilitě je patrné, že žádná ze skupin lipanů neměla zvláštní genetické predispozice, které by ji umožnily lépe či hůře prosperovat v daném prostředí. Naše výsledky poukazují na fakt, že ze všech faktorů výše uvedených je původ ryb jedním z nejvýznamnějších.

Ze zjištěných výsledků našeho pokusu můžeme konstatovat, že nejvyšší návratnost byla zjištěna u místních ryb. Ačkoli tyto rozdíly nebyly velké a statisticky průkazné, byly zjištěny u 5 skupin vysazených ryb ze 6. Proto lze souhlasit s doporučením Randáka (2009), který také došel k závěru, že jako nejvhodnější se jeví využití generačních ryb pocházejících přímo z místního toku, neboť takové ryby jsou na své prostředí dlouhodobě adaptovány. Proto jako nejvhodnější metodou pro zarybňování je provádět odlovy matečních ryb v podzimním období a následně je na jaře vytrít standardními postupy a odchovávat na vodě z toku, z kterého pocházely generační ryby (Randák 2009, Pokorný, Kouřil 1999).

Jak uvádí Carlstein (1997) zvolená technika odchovu násad je jedním z hlavních faktorů pro pozdější aklimatizaci ryb ve volné přírodě. Náš pokus poukazuje na to, že se i v rybách chovaných stejným způsobem avšak z jiného povodí a odchovaných na jiné vodě, projevíly rozdíly v růstu a přežití po vysazení do jiného toku, než je tok místní. Jelikož technika odchovu násad byla prakticky shodná, lze předpokládat, že hlavní vliv na rozdíly v adaptabilitě zde mohl mít chemismus vody.

Co se způsobu chovu týče Huet (1986) doporučuje ryby odchované extenzivním způsobem v rybnících, kde je značnou výhodou vytvoření návyku na přirozenou potravu. Thorfve (2002) provedl pokus, kde po 14 dnech odlovil intenzivně odchované lipany a zjistil že 77% se již živilo přirozenou potravou a jejich trávicí trakt byl plný. Tento fakt naznačuje, že intenzivně chované ryby se mohou také dobře adaptovat

na přirozenou potravu v případě, když jí mají dostatečné množství. Podle mého názoru v našem experimentu dostupnost potravy nehrála zásadní roli, neboť hustota obsádky byla nízká z důvodu velké redukce, díky silnému predáčnickému tlaku především kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo*) v průběhu zimního období, kdy se stahují ze zamrzlých rybníků na řeku Blanici, která nezamrzá a má přes zimu relativně nízké průtoky.

Přechod na přirozenou složku potravy je kritické období, proto by bylo nejvhodnější ještě před vysazením navyknout odchovávané násady lipana na příjem přirozené potravy. Lipan je ryba, která se živí velkou měrou náletovým hmyzem, jako další variantu při zlepšování adaptability na přirozenou potravu vidím v používání různých lapačů hmyzu. Např. Hercig (2008) se zabýval odchovem plůdku reofilních ryb za použití různých lapačů náletového hmyzu. V umělém intenzivním chovu je tato složka potravy totiž v nedostatku, nebo se nevyskytuje vůbec (Huet 1986). Náletový hmyz je důležitou složkou v potravě mnoha druhů ryb. Kvalita více než množství určuje hodnotu tohoto hmyzu. To platí zvláště pro mladé ryby živící se hmyzem. Proto stejně jako Hercig (2008) navrhuji zavedení lapačů hmyzu do intenzivních chovů. Tím dojde k získání návyku na přirozenou potravu a tím i zkvalitnění násadového materiálu. Takto by se dal minimalizovat šok z přestupu na přirozenou potravu po vysazení. V praxi se to dá využít pomocí barevných desek umístěných několik centimetrů pod hladinou vody v chovné nádrži. Nejlépe se osvědčila barva žlutá. Hmyz na tyto desky nalétává a padá do vody, tento způsob je výhodný zejména díky své ekonomické nenáročnosti oproti elektrickým lapačům hmyzu, jenž nesou sebou ekonomické náklady spojené s pořízením a provozem takového zařízení. Tento fakt potvrzují i další autoři tvrzením, že schopnost vysazených ryb přizpůsobit se přirozené potravě je jedním z hlavních limitujících faktorů jejich přežití ve volných vodách (Ersbak et Haase, 1983; Bachman, 1984; Johnsen et Ugedal, 1986; Kelly-Quinn et Bracken, 1988).

Brown et Land (2001) upozorovali, že vlivem nedostatečné adaptability násad přibližně 95 % uměle odchovaných ryb vypuštěných do přirozeného prostředí uhyne nebo poslouží jako potravu jiným organismům během prvních týdnů po vysazení. V našem pokusu se návratnost po 6ti měsících, během vegetačního období, pohybovala od 17,3 % do 29 % u jednotlivých populací. Mortalita v našem případě tedy nepřesáhla ani u jedné ze skupin více jak 83 %. Proto můžeme považovat námi vysazené a znovu odlovené ryby za úspěšně adaptované, i když návratnost není zcela ideální vzhledem

k vynaloženému úsilí jejich odchovu a vysazení s čímž je spojena i rentabilnost vysazování.

Dle Heggeberget et al (1993) si nově vysazené ryby musí rychle získat migrační návyky, potravně se adaptovat a vyrovnat se s predačním tlakem. Lze jen souhlasit, že u násad uměle odchovaných to považujeme také za velice problematické. Naše výsledky však poukazují na to, že je patrný rozdíl z jaké líhně a z jakého povodí násada pochází. I když jsou v adaptabilitě ryb z líhní problémy, je vždy lepší využít násadu místní, než násadu dovezenou z jiné lokality. Z hlediska migrace vysazených ryb, jsme došli k závěru jako většina autorů (Mandelíček 2010, Heggenes *et al.* 2006, Thorfve 2002). Ryby mají snahu migrovat dolů po proudu. To vyplývá z vlastní přirozenosti lipana. Naše výsledky nasvědčují tomu, že je pro něj lepší se nechat unášet proudem pasivně, než plavat proti němu, což je více energeticky náročné a spolu s hledáním nového stanoviště klade na ryby vysoké energetické nároky. Z hlediska energetické bilance je pro ně jednodušší splavávat (unášet se) s proudem na příhodná stanoviště položená níže po toku dokud nenaleznou vhodné stanoviště níže pod místem vysazení. Tento směr je hlavní mimo třecí období, ve třecím období je preferována spíše migrace proti proudu.

6. Závěr

V našem pokusu bylo zjištěno, že místní násady jsou po vysazení do toku, na kterém byly odchovávány, lépe adaptabilní, než násady pocházejících z jiných regionů. Proto doporučuji odchov násad z místních generačních ryb a následné vysazení do místního toku a to ve vegetačním období, kdy je dostatek potravy. Protože přechod z umělého krmiva na přirozenou potravu je jednou z největších komplikací po vysazení, doporučuji odchov přizpůsobit co nejvíce přirozeným podmínkám. Doporučuji odchov v nižších obsádkách a ryby umístit do zemních rybníčků, kde je alespoň částečně možný příjem přirozené potravy. Příjem přirozené potravy se dá také podpořit použitím různých typů lapačů hmyzu.

7. Literatura

- Adámek Z., a kol., 1995. Rybářství ve volných vodách. victoria Publ. Praha. 205 s
- Bachman, R.A., 1984. Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. T. Am. Fish.Soc., 113, 1 - 32.
- Bams, R.A. 1967. Differences in performance of naturally and artificially propagated sockeye salmon migrant fry, as measured with swimming and predation tests. J. Fish. Res. Board Can. 24, 1117-1153.
- Baruš, V., Bauerová, Z., Kokeš, J., Král, B., Lusk, S., Pelikán, J., Sládek, J., Zejda, J., Zima, J., 1989. Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSSR. Vol. 2. Kruhoústí, ryby, obojživelníci, plazi, savci. SZN, Praha 133 s.
- Baruš, V., Oliva, O., et al. 1995. Mihulovci *Petromyzontes* a ryby *Osteichthyes*. Academia, Praha, 623.
- Berejikian, B.A., Mathews S.B., Quinn, T.P., 1996. Effects of hatchery and wild ancestry and rearing environments on the development of agonistic behavior in steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry. can. J. Fish. Aquat. Sci., 53: 2004-2014.
- Berejikian, B.A., Tezak, E.P., Schroder, S.L., Flagg, T.A., Knudsen, C.M., 1999. Competitive differences between newly Emerged offspring or captive-reared and wild coho salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 128, 832-839.
- Brown, C., Laland, K., 2001. Social learning and life skills training for hatchery reared fish. J. Fish Biol. 59, 471-493.
- Brown, C., Markula, A., Laland, K. 2003. Social learning of prey location in hatchery-reared Atlantic salmon. Journal of Fish Biology 63, 738-745.
- Broža, V., a kol., 2005. Přehradý Čech, Moravy a Slezska. Knihy Liberec, 251 s.
- Busack, C.A., Currens, K.P., 1995. Genetic risks and hazards in hatchery operations: fundamental concepts and issues. In Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems. Edited by H.L. Schramm and R.G. Piper. Am. Fish. Soc. Symp. 15, Bethesda, Md.pp. 71-80.
- Carlstein M., 1997. Effects of rearing technique and fish size on poststocking feeding, growth and survival of European grayling, *Thymallus thymallus* (L.). Fisheries Management and ecology 1997, 4, 391-404.
- Carlstein M., Thorve S., 1998. Post-stocking behaviour of hatchery-reared European grayling, *Thymallus thymallus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., in a semi-natural stream. Fisheries Management and Ecology 1998, 5, 147-159.
- Clady, M.O. 1973. A competition and fish cultural study of rainbow trout - a literature review, Oregon State Game Commission Project No. F-94-R-1. Oregon State Wildlife Commission, Portland, Oregon.
- Cowx, I. G., 1994. Stocking strategies. Fish. Manag. Ecol. 1, 15 – 30.
- Cresswell, R.C., 1981. Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released in to flowing waters - a review. J. Fish Biol. 18, 429-442.
- Čítek, J., Svobodová, Z., Tesarčík, J., 1997. Nemoci sladkovodních a akvarijních ryb. Informatorium, Praha, 218 s.
- Demek, J., a kol., 1987. Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny., Brno.
- Deverill, J.I., Adams, C.E., Bean, C.W., 1999. Prior residence, territory quality and life-history strategies in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). J. Fish. Biol., 55. 784-794.
- Dufner N., Koblmüller S., Weiss S., Medgyesy N., Sturmbauer Ch., 2005. The impact of stocking on the genetic structure of European grayling (*Thymallus thymallus*, *Salmonidae*) in two alpine rivers. Hydrobiologia (2005) 542, 121–129.
- Einum, S., Fleming, I.A., 2001. Implications of stocking: Ecological interactions between wild and released salmonids. Nordic Journal of Freshwater Research 75, 56 - 70.
- Ersbak, K., Haase, B.L., 1983. Nutritional deprivation after stocking as a possible mechanism leading to mortality in stream-stocked brook trout. N. Am. J. Fish. Manag. 3, 142-151.
- Fenderson, O.C., Everhart, W.H., Muth, K.M., 1968. Comparative agonistic and feeding behaviour of hatchery reared and wild salmon in aquaria. J. Fish. Manag., 3. 142-151

- Fleming, I.A., Agustsson, T., Finstad, B., Johnsson, J.I., Björnsson, B.T., 2002. Effects of domestication on growth physiology and endocrinology of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59, 1323-1330.
- Fleming, I.A., Einum, S., 1997. Experimental tests, of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. *ICES J. Mar. Sci.* 54, 1051-1063.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerod, I.B., Jonsson, B., Balstad, T., Lamberg, A., 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 267, 1517-1523.
- Fleming, I.A., Jonsson, B., Gross, M.R., 1994. Phenotypic divergence of sea-ranched, farmed, and wild salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 2808-2824.
- Fleming, I.A., Lamberg, A., Johanson, B., 1997. Effects of early experience on the reproductive performance of Atlantic salmon. *Behav. Ecol.* 8, 470-480.
- Gibson, R.J., 1983. Water velocity as a factor in the change from aggressive to schooling behaviour and subsequent migration of Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*). *Nat. Can.*, 110: 143-148.
- Grant, J.W.A., 1990. Aggressiveness and the foraging behavior of young-of-the-year brook char (*Salvelinus fontinalis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 915-920.
- Greene, D.M., 1964. A comparison of stamina of brook trout from wild and domestic parents. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93, 96-100.
- Gross, M.R., 1998. One species with two biologies: Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the wild and in aquaculture. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55(Suppl. 1), 131-144.
- Gross, R., Kühn, R., Baars, M., Schröder, W., Stein, H., Rootmann, O., 2001. Genetic differentiation of European grayling populations across the Main, Danube and Elbe drainages in Bavaria. *Journal of Fish Biology* 58, 264-280.
- Gum, B., Gross, R., Rottmann, O., Schöder, W., Kühn, R., 2003. Microsatellite variation in Bavarian populations of European grayling (*Thymallus thymallus*): implications for conservation. *Conservation Genetics* 4, 659-672.
- Hanák R., 2007. Sledování výskytu ohrožených a chráněných druhů ryb v povodí horní Blanice.
- Hanák R., 2008. Interakce mezi volně žijícími a vysazovanými rybami v pstruhových vodách. *Buletin VURH Vodňany č. XX1/08*, 1-18.
- Harsányi, A., Aschenbrenner, P., 2002. Vývoj obsádky a rozmnožování lipana (*Thymallus thymallus*) v dolním Bavorsku. *Bulletin VÚRH, Vodňany*, 3. 99-127.
- Hartvich, P., Dvořák, P., Holub, M. 2004. Výskyt ryb v rybím přechodu na řece Blanici v Bavorově. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (V)*. s. 93-98.
- Hedenskog, M., Petersson, E., Järvi, T., 2002. Agonistic behaviour and growth in newly emerged brown trout (*Salmo trutta* L.) of sea-ranched and wild origin. *Aggressive Behaviour*, 28: 145-153.
- Heggberget, T.G., and six coauthors, 1993. Interactions between wild and cultured Atlantic salmon: a review of the Norwegian experience. *Fish. res.*, 18. 123-146
- Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M.D., Taylor, E.B., 2006. Genetic structure in relation to movements in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63 (6), 1309-1319.
- Heggenes, J., Roed, K.H., Hoyheim, B., Rosef, L., 2002. Microsatellite diversity assesment of brown trout (*Salmo trutta*) population structure indicate limited genetic impact of stocking in a Norwegian alpine lake. *Ecol. of Fresw. Fish*, 11, 93-103.
- Hercig D., 2008. Využití lapačů mimovodního hmyzu v chovu plůdku reofilních ryb.
- Hindar, K., Ryman, N., Utter, F., 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 945-957.
- Hjort, R.C., Schreck, C.B., 1982. Phenotypic differences among stocks of hatchery and wild coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, in Oregon, Washington, and California. *Fish. Bull.* 80, 105-119.
- Huet, M., 1986. *Textbook of Fish Culture. Breeding and Cultivation of Fish*, 2nd edn. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- Chilcote, M.W., Leider, S.A., Loch, J.J., 1986. Differential reproductive success of hatchery and wild summer-run steelhead under natural conditions. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115, 726-735.
- Internet 1: <http://www.pstruzi-lihen-hyncice.cz/pstruharstvi/>
- Internet 2: http://cs.wikipedia.org/wiki/Svitavsk%C3%A1_pahorkatina
- Internet 3: http://cs.wikipedia.org/wiki/V%C3%BDchodolabsk%C3%A1_tubule
- Jakobsson, S., Brick, O., Kullberg, C., 1995. Escalated fighting behaviour incurs increased predation risk. *Animal Behaviour* 49, 235-238.
- Johnsen, B. O., Ugedal, O., 1986. Feeding by hatchery-reared and wild brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian stream. *Aquaculture and Fisheries Management*, 17, 281 - 287.
- Johnson, J.H., McKeon, J.F., Dropkin, D.S., 1996. Comparative diets of hatchery and wild Atlantic salmon smolts in the Merrimack River. *N. Am. J. Fish. Manag.* 16, 440-444.
- Kallio-Nytberg, I., Koljonen, M.L., 1997. The genetic consequence of hatchery rearing on life-history traits of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): a comparative analysis of sea-ranched salmon with wild and reared parents, *Aquaculture*, 153, 207-224.
- Kelley, J.L., Magurran A.E., Macias-Garcia, C., 2005. The influence of rearing experience on the behaviour of an endangered Mexican fish, *Skiffia multipunctata*. *Biological conservation* 122, 223-230.
- Kelly-Quinn, M., Bracken, J.J., 1988. Brown trout, *Salmo trutta* L., production in an Irish coastal stream. *Aquaculture and Fisheries Management*, 19, 69 -95.
- Kirk W.D.J., 1984. Ecologically selective coloured traps. *Ecological entomology* 9, 35-41.
- Kohane, M. J., Parsons, P.A., 1988. Domestication. Evolutionary change under stress. *Evol. Biol.*, 23, 31- 48.
- L'Abée-Lund, J. H., 1991. Stocking of hatchery-reared fish an enhancement method? *Fauna*, 44: 173-180.
- Lelek A., 1984: Threatened fishes of Europe. In: *The Freshwater Fishes of Europe* 9. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Lusk S., Skácel L., 1978. Lipeň. *Príroda*, Bratislava
- Lusk, S., Skácel, L., Sláma B., 1987. Lipan podhorní. *Český rybářský svaz*, Praha, 155s.
- Maitland P.S., Campbell R.N., 1992. *Freshwater Fishes of the British Isles*. Butler a Tanner, Somerset.
- Mandeliček, J., 2010. Hodnocení adaptability odchovaných násad lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.) v podmínkách volných vod.
- Maynard, D.J., McDowell, G.C., Tezak, E.P., Flagg, T.A., 1996. Effect of diets supplemented with live food on the foraging behavior of cultured fall chinook salmon. *Prog. Fish-Cult* 58, 187-191.
- McGinnity, P., Stone, C., Taggarl, J.B., Cooke, D., Cotter, D., Hynes, R., McCamley, C., Cross, T., Ferguson, A., 1997. Genetic impact of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) on native populations: use of DNA profiling to assess freshwater performance of wild, farmed, and hybrid progeny in a natural river environment. *ICES J. Mar. Sci.* 54, 998-1008.
- Metcalfe, N.B., Thorpe, J.B., 1992. Early predictors of life history events: the link between first feeding date, dominance and seaward migration in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *J. Fish Biol.* 41(Suppl. B), 93-99.
- Mesa, M.G., 1991. Variation in feeding, aggression and position between hatchery and wild cutthroat trout in an artificial stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 120, 723-727.
- Mortensen, E., 1977. The population dynamics of young trout (*Salmo trutta* L.) in a Danish brook. *J. Fish. Biol.* 10, 23-33.
- Mousseau, T.A., Fox, C.V., 1998. The adaptive significance of maternal effects. *Trends in ecology and evolution* 13 (10), 403-407.
- Nieslanik, J., 1957. Dozrávání lososovitých ryb. *Čs. Rybářství*, 2: 20-21.
- Nieslanik J., 1959. Rast a formy tela lipňov v slovenských tokoch. *Polovnictvo a rybárstvo* 8, 14-15.
- Northcote T.G., 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae, Thymallus*). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5, 141-194.
- Olla, B.L., Davis, M.W., Ryer, C.H. 1998. Understanding how the hatchery environment represses or promotes the development of behavioral survival skills. *Bull. Mar. Sci.* 62, 531-550.
- Olla, B.L., Davis, M.W., Ryer, C.H., 1994. Behavioural deficits in hatchery-reared fish: potential effects on survival following release. *Aquacult. Fish. manag.*, 25 (Suppl. 1). 19-23.
- Papoušek I., Halačka K., Kohout J., Šlechta V., Vetešník L., Mendel J., 2009. Genetická diverzita populací lipana (*Thymallus thymallus* L.) v české republice odvozená z mikrosatelitních markerů. *Sborník referátů z konference s mezinárodní účastí konané v Brně 2. a 3. prosince 2009*, 38-43.

- Papoušek, I., Halačka, K., Vetešník, L., 2007. Genetic diversity of grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the waters of the Czech republic. XII European congress of Ichthyology ECI XII: book of abstracts. zagreb: Croatian Ichthyological Society, 2007 – (Buj, I.; Zanella, L.; Mrakovcic, M.) s 41.
- Petersson, E., Järvi, T., 2003. Growth and social interactions of wild and sea-ranched brown trout and their hybrids J. fish Biol., 63, 673-686
- Petersson, E., Jarvi, T., Steffner, N.G., Ragnarsson, B., 1996. The effect of domestication on some life history traits of sea trout and Atlantic salmon. J. Fish Biol. 48, 776-791.
- Piggins, P.J., Mills, C.P.R., 1985. Comparative aspects of the biology of naturally produced and hatchery-reared Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.). Aquaculture, 45, 321-333.
- Pivnička, K., Hensel, K., 1978. Morphological variation in the genus *Thymallus thymallus*
- Pokorný, J., Adámek, Z., Dvořák, J., Šrámek, V., 1998. Pstruhařství. Informatorium, Praha, 242 s.
- Pokorný, J., Adámek, Z., Dvořák, J., Šrámek, V., 2003. Pstruhařství. Informatorium, Praha, 281.
- Pokorný, J., Kouřil, J., 1999. Chov lipana a jeho umělý výtěr. Metodika č. 59, VÚRH JU, Vodňany.
- Price, E.O., 1999. Behavioral development in animals undergoing domestication. Applied Animal Behaviour Science. 65 (3), 245-271.
- Randák T., 2006. Možnosti zvyšování produkce násad pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario* L.) a lipana podhorního (*Thymallus thymallus* L.) pro zarybňování volných vod. Disertační práce
- Randák, T., Turek, J., Kovářová, J., Kocour, M., Kouřil, J., Hanák, R., Velišek, J., Žlábek, V., 2009. Technologie chovu generačních lipanů podhorních za účelem udržitelné produkce kvalitního násadového materiálu pro zarybňování volných vod. Metodika č. 97, VÚRH JU, Vodňany.
- Reinsenchler, R.R., McIntyre, J.D., 1977. Genetic differences in growth and survival of juvenile hatchery and wild steelhead trout, *Salmo gairdneri*. J. Fish. Res. Board Can. 34, 123-128.
- Reinsenchler, R.R., Rubin, S.P., 1999. Genetic changes from artificial propagation of Pacific salmon affect productivity and viability of supplemented populations. ICES J. Mar. Sci. 56, 459-466.
- Rhodes, J.S., Quinn, T.P., 1998. Factors affecting the outcome of territorial contests between hatchery and naturally reared coho salmon parr in the laboratory. J. Fish Biol. 53, 1220-1230.
- Salonen A., Peuhkuri N., 2004. A short hatchery history: does it make a difference to aggressiveness in European grayling? Journal of Fish Biology (2004) 65 (Supplement A), 231–239.
- Salonen, A., Peuhkuri, N., 2006. The effect of captive breeding on aggressive behaviour of European grayling, *Thymallus thymallus*, in different contexts. Appl. Anim. Behav. Sci., 72, 819-825.
- Smirnov, B.P., Chebanova, V.V., Vvedenskaya, T.V., 1994. Adaptation of hatchery-rased chum salmon, *Oncorhynchus keta*. and chinook salmon. O. Istawytcha, to natural feeding and effects of starvation. J. Ichtyol. 34, 96-106.
- Smolová, I., 2002. Geomorfologická analýza reliéfu Javořích hor. Geomorfologický sborník č. 1., Masarykova Univerzita v Brně
- Sosiak, A.J., Randall, R.G., McKenzie, J.A., 1979. Feeding by hatchery-reared and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr in streams. J. Fish. Res. Board Can. 36, 1408-1412.
- Steingrund, P., Fernö, A., 1997. Feeding behaviour of reared and wild cod and the effect of learning: two strategies of feeding on the two-spotted goby. J. Fish. Biol., 51, 334-348.
- Sundström, L.F., Bohlin, T., Johnsson, J.I., 2004. Density-dependent growth in hatchery-reared brown trout released into a natural stream. Journal of fish Biology 65, 1385-1391.
- Swain, D.P., Riddell, B.E., 1990. Variation in agonistic behaviour between newly emerged juveniles from hatchery and wild populations of coho salmon. *Oncorhynchus kisutch*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. , 47. 566-571
- Swain, D.P., Rieddell, B.E., Murray, C.B., 1991. Morphological differences between hatchery and wild populations of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): environmental versus genetic origin. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48, 1783-1791.
- Symons, E.K., 1969. Greater dispersal of wild compared with hatchery-reared juvenile Atlantic salmon released in streams. J. Fish. Res. Board Can. 26, 1867-1876.
- Šimek, Z., 1959. Ryby našich vod. Orbis, Praha
- Šimek, Z., Rys, J., 1989. Ryby zblízka. Albatros, Praha, 174 s.
- Taylor, E.B., 1986. Differences in morphology between wild and hatchery populations of juvenile coho salmon. Prog. Fish. Cult, 48, 171-176.
- Taylor, E.B., Larkin, P.A., 1986. Current response and agonistic behavior in newly emerged fry of chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, from ocean and stream-type populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, 565-573.

- Thorfve S., 2002. Impacts of in-stream acclimatization in post-stocking behaviour of European grayling in a Swedish stream. *Fisheries Management and Ecology*, 2002, 9, 253–260.
- Tymchuk, W.E., Biagi, C., Withler, R., Devlin, R.H., 2006. Growth and behavioral consequences of introgression of a domesticated aquaculture genotype into a native strain of Coho salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 135 (2), 442-455.
- Vespoor, E., 1998. Reduced genetic variability in first generation hatchery populations of atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 (10). 1686-1690
- Vincent, R. E., 1960. Some influences of domestication upon three stocks of brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchill). *Trans. Am. Fish. Soc.* 89, 35 – 52.
- Weiss, S., Schmutz, S., 1999. Performance of Hatchery-Reared Brown Trout and Their Effects on Wild Fish in Two Small Austrian Streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128, 302-316.
- White. R.J., Karr, J.R., Nehlsen, W.N., 1995. Better roles for fish stocking in aquatic resource management. *In* Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems. Edited by H.L. Sachrann and R.G. Piper. *Am. Fish. Coc. Symp.* 15, Bethesda, Md. pp. 527-547.

8. Přílohy:

Obrázek 4 Značící sada VIE



Popis: UV ruční svítlna; ochranné brýle; barvy; aplikátory;

Obrázek 5



Popis: Označovaný lipan (detail)- oranžový elastomer za okem a na operculu O. L.

Obrázek 6



Popis: Lovící četa

Obrázek 9



Popis: Nesený motorový agregát EFKO 1500, který byl použit při elektrolovu.

Obrázek 10



Popis: Odlovený označený lipan