

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

Populace pstruhů obecných v tocích jezer Čertova a Laka

Bakalářská práce

Jan Hůda

Školitel: RNDr. Petr Blabolil, Ph.D.

Konzultant: prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc.

České Budějovice 2022

Bibliografické údaje

Hůda, J., 2022: Populace pstruhů obecných v tocích jezer Čertova a Laka. [Brown trout populations in streams of lakes Čertovo and Laka. Bc. Thesis, in Czech] – 70 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

In this thesis, almost ten years after the last large ichthyological survey, the populations of Brown trout (*Salmo trutta* L.) in two Šumava lakes (Laka and Čertovo) and adjacent streams were studied during spring and autumn electrofishing. The chemical parameters of local water were also sampled and compared with the past. The recovery of the studied area after an era of acidification was observed.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích, 11. 4. 2022

.....

Jan Hůda

Poděkování

Děkuji zejména svému školiteli Petru Blabolilovi, za jeho neutuchající podporu a konstruktivní podněty při vedení mé bakalářské práce. Poděkování patří i profesoru Vrbovi, který mi svým vyprávěním a poznatky o Šumavě otevřel oči. Dále se sluší poděkovat všem členům skupiny FISHECU za vřelé přijetí do týmu a přátelskou pracovní atmosféru, a hlavně Jirkovi, oběma Tomášům, Milanovi, Lubošovi, Danovi, Vláďovi a Míše, se kterými jsem spolupracoval během terénní části této bakalářské práce. Děkuji rovněž Správě Národního parku Šumava za umožnění ichtyologického průzkumu. V neposlední řadě děkuji také své rodině a přátelům za celoživotní podporu nejen ve studiu, ale i v životě.

Financování bakalářské práce

Průzkum byl finančně podpořen projektem Grantové agentury České republiky 22-05421S a programem Strategie AV21 Záchrana a obnova krajiny.

Obsah

1.	Úvod.....	1
1.1	Cíle práce.....	2
2.	Literární rešerše	3
2.1	Základní znaky pstruha obecného	3
2.2	Význam pstruha obecného	6
2.3	Geografický výskyt pstruha obecného	8
2.3.1	Historie výskytu pstruha obecného v šumavských jezerech.....	8
2.4	Migrace pstruhů.....	10
2.5	Morfologie a migrační prostupnost toku.....	11
2.6	Abiotické vlivy	13
2.6.1	Teplota	13
2.6.2	Kyslík.....	15
2.6.3	pH.....	15
2.7	Biotické vlivy	17
2.7.1	Potrava	17
2.7.2	Konkurence	19
2.7.3	Predace.....	22
3.	Hypotéza	24
4.	Metodika	25
4.1	Oblast pokusu.....	25
4.1.1	Jezero Laka	25
4.1.2	Čertovo jezero.....	29
4.2	Dlouhodobý monitoring chemických ukazatelů vody	32
4.3	Environmentální charakteristika zkoumaných toků.....	32
4.4	Odlov elektrickým agregátem	34
4.5	Zpracování úlovků.....	38

4.6 Zpracování výsledků	39
5. Výsledky	40
5.1 Dlouhodobý monitoring chemických ukazatelů vody	40
5.2 Environmentální charakteristika zkoumaných toků	43
5.3 Odlov elektrickým agregátem	49
6. Diskuse.....	52
6.1 Dlouhodobý monitoring chemismu a environmentální charakteristiky toků.....	52
6.2 Odlov elektrickým agregátem	55
6.2.1 Jezero Laka	55
6.2.2 Čertovo jezero.....	55
6.3 Celková obnova oblasti po acidifikaci	56
7. Závěr	59
8. Seznam použité literatury	60

1. Úvod

Během minulého století byla velká část území severní polokoule zasažena acidifikací povrchových vod (Vrba a kol., 2016a). Ta byla zapříčiněna zejména atmosférickými srážkami s příměsí sloučenin síry a dusíku (Matěna a kol., 2017). Acidifikace obvykle způsobovala vymírání živočichů, a to jak ze společenstev fytoplanktonu, zooplanktonu a bentosu, tak i v případě ryb (Vrba a kol., 2003). Nyní dochází v takto zasažených oblastech k přirozené obnově ekosystémů, a to zejména díky zlepšení průmyslových technologií, což se následně projevuje i ve zvýšené kvalitě vody (Skjelkvåle a kol., 2003; Vrba a kol., 2016a). V současné době jsme tak svědky jedinečného procesu, který lze nejpřesněji sledovat v lidskou činností nejméně zasažené oblasti, jako je např. Národní park Šumava. Právě zde jsou vědecky doložené případy návratů původních druhů živočichů (Vrba a kol., 2003; Vrba a kol., 2016a). Typickým rybím druhem pro tuto oblast je pstruh obecný (*Salmo trutta*), jenž se opět snaží kolonizovat místa původního výskytu (Matěna a kol., 2017; Blabolil a kol., 2020).

Pstruh obecný je evropským druhem ryb s přirozeným rozšířením i do přilehlých oblastí severní Afriky a západní Asie. V současné době je úspěšně introdukován minimálně do 24 zemí mimo evropský kontinent (Elliot, 1989; Klemetsen a kol., 2003). Charakteristickým prostředím pro výskyt pstruha jsou vodní toky, které patří do pstruhového a z části i do lipanového pásma. Jedná se o druh reofilní (tj. žijící v proudící vodě). Faktory, jež mají největší vliv na přežívání pstruha v těchto tocích, jsou kvalita vody, dostatek kyslíku a vhodné úkryty (Frič, 1888a; Baruš a Oliva, 1995). Jde také o hospodářsky důležitý druh jak v komerčním, tak i sportovním rybolovu téměř po celém světě (Elliot, 1989). Proto významnou roli hraje i umělá reprodukce, která byla v českých zemích popsána již profesorem Fričem (1888b). Ne všechny toky pstruhového a lipanového pásma jsou ale pro výskyt pstruha vhodné. Téměř ideální podmínky nachází v oblasti Šumavy. Zde se pstruh dříve vyskytoval přirozeně, ale i s pomocí člověka v ledovcových jezerech a přilehlých tocích (Anonym, 1895; Frič a Vávra, 1898). Následkem kyselých dešťů došlo ke změnám ve složení planktonu a bentosu a dokonce i k vymizení rybích populací (Vrba a kol., 2003). V současné době však průzkumy ukazují, že se šumavská příroda přirozeně zotavuje, neboť nejprve byla přítomnost pstruhů zjištěna v tocích pod jezerem Čertovo a Laka a nejnovější průzkumy dokazují přítomnost pstruhů i v samotném jezeře Laka a jeho přítoku (Matěna a kol., 2017; Blabolil a kol., 2020).

1.1 Cíle práce

Hlavním cílem této bakalářské práce je vytvořit shrnující literární rešerši o ekologických nárocích pstruha obecného a následné provedení samotného ichtyologického průzkumu v oblasti jezer Čertova a Laka a rozšířit tak spektrum informací o výskytu pstruhů v šumavských tocích. Bude provedeno také vyhodnocení vývoje chemických parametrů a environmentálních charakteristik toků od posledního ichtyologického průzkumu Matěny a kol. (2017). Na základě poznatků z teoretické části budou vyhodnoceny údaje získané z terénu. Průzkum bude proveden ve dvou obdobích v roce s cílem porovnat stavy populací. Při odlovech v oblasti jezera Laka je cílem potvrdit výskyt pstruhů na všech profilech jako při předešlém průzkumu Blabolila a kol. (2020), neboť zde mají pro svůj výskyt příhodné podmínky. Dalším dílčím cílem je potvrzení přirozené reprodukce pstruhů v této oblasti. V povodí Čertova jezera, kde proběhne ichtyologický průzkum poprvé od doby Matěny a kol. (2017), bude vhodné určit bariéru, buď mechanickou nebo chemickou, která limituje výskyt pstruhů v samotném jezeře a zjistit, zda došlo během posledních let k nárůstu početnosti pstruhů a tím pádem i ke zlepšení ekologického stavu celé oblasti.

2. Literární řešerše

2.1 Základní znaky pstruha obecného

Pstruh obecný je rybou z čeledi lososovitých (Salmonidae). Je charakteristický svým vřetenovitým tvarem těla, který je vhodnou adaptací na rychle proudící vodní toky pstruhového pásma (obrázek 1). Za běžných podmínek pstruh obecný dorůstá délky 40 cm a hmotnosti v průměru 0,5 kg. Mohou se objevit ale značné výjimky, a to až 80 cm délky a 3 až 6 kg hmotnosti (Baruš a Oliva, 1995). Ve většině případů bývají dospělé samice větší a ve velikosti méně variabilní než dospělí samci (Jonsson, 1989). Hřbetní ploutev pstruha se nachází přibližně ve středu těla. V ose pod ní jsou párové ploutve břišní a za skřelovým obloukem párové ploutve prsní. Prsní a břišní ploutve nejsou příliš velké a jsou zaoblené. Ocasní ploutev je u mladších jedinců široce vykrojena, u starších jedinců téměř zarovnaná (obrázek 2 a 3). Mezi ocasní a hřbetní ploutví je patrná tuková ploutvička. Zbarvení pstruha obecného je pestré, není u všech jedinců identické. Barva se mění v průběhu roku, v závislosti na kondici jedince a na prostředí (Baruš a Oliva, 1995). U pstruhů se vyskytuje také tzv. pohlavní dimorfismus, který je zvláště patrný v období výtěru. Přehled vnějších morfologických znaků, které jsou typické pohlavním dimorfismem se nachází v tabulce 1 (Randák a kol., 2015). Pohlavní dimorfismus se u pstruhů projevuje nejen v morfologických znacích, ale například i ve výběru vhodného stanoviště (Klemetsen a kol., 2003). Samice pstruhů vykazují větší tendenci migrovat, dále také inklinují více k životu v pelagiálu jezer a k anadromnímu způsobu života (Klemetsen a kol., 2003). Pstruh obecný je tzv. polymorfní druh (Elliot, 1989), kdy lze rozlišit tři hlavní morfy (potoční, jezerní a mořskou). Morfy potoční a jezerní se během svého života vyskytují pouze ve sladkých vodách. Morfa mořská, u které dochází k zásadním změnám ve fyziologii (proces tzv. smoltifikace), je anadromní s částečným výskytem v mořích a na podzim se vrací za třením do jejich domovských sladkých vod (Klemetsen a kol., 2003; Jonsson, 1989).



Obrázek 1: Úsek Jezerní potok 2 2,5 km od Čertova jezera jako ukázka typického toku pstruhového pásma, prosinec 2020 (foto: Jan Hůda).



Obrázek 2: Samec pstruha obecného ulovený v litorálu jezera Laka, květen 2021 (foto: Jan Hůda).



Obrázek 3: Jedinec pstruha ulovený na profilu Jezerní potok 2 2,5 km od Čertova jezera, říjen 2021 (foto: Jan Hůda).

Tabulka 1: Přehled vnějších morfologických znaků, u kterých dochází k pohlavnímu dimorfismu (zdroj: Randák a kol., 2015).

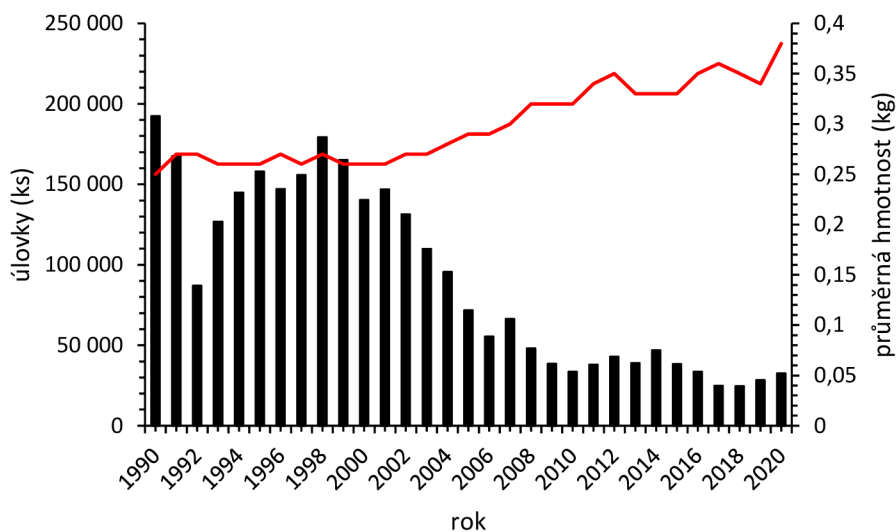
Znak	Samec	Samice
zvětšení břišní dutiny	nevýrazné	výrazné
při stimulaci břicha uvolňují	sperma bílé barvy	bezprostředně před výtěrem jikry
zbarvení břicha	tmavé	světlé
močopohlavní otvor	štěrbínovitý	oválný, zduřelý
rozeklaná tlama	za oko	po oko
dolní čelist	starší ryby hákovitě zahnutá	rovná
přední část horní čelisti	rovná	zaoblená
zbarvení těla	výrazné	méně výrazné

2.2 Význam pstruha obecného

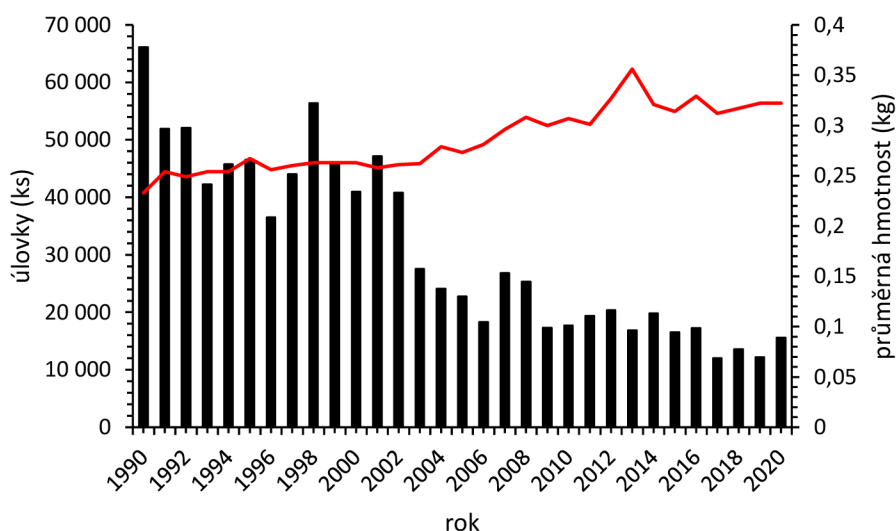
Pstruha obecného lze považovat za hospodářsky i ekologicky velmi ceněný druh pstruhových vod (Elliot, 1989; Baruš a Oliva, 1995). Počátky chovu a umělého výtěru pstruha obecného a dalších lososovitých ryb sahají do 19. století, když se začal projevovat pokles počtu jejich populací ve vodních tocích (Randák a kol., 2015). I v Česku má tak umělý odchov dlouhou tradici (Frič, 1888b). Právě v době 19. století se u nás zakládaly první umělé líhně, ve kterých byly produkovány jikry, váčkový plůdek a později i odkrmený plůdek. Podobná pozornost se v Čechách věnovala nejen pstruhovi, ale i dalším lososovitým rybám – losos obecný (*Salmo salar*), hlavatka obecná (*Hucho hucho*), siven americký (*Salvelinus fontinalis*), lipan podhorní (*Thymallus thymallus*) (Pivnička, 1981). Intenzivní chovy pstruhů mají na pstruhy samotné často negativní dopady. V takovýchto zařízeních roste pravděpodobnost výskytu parazitů či nemocí, jako tomu bylo např. v 80.-90. letech minulého století na farmách s lososovitými rybami v Norsku a Kanadě (Crisp, 2000). Přímý vliv na populace pstruhů v tocích a stojatých vodách má sportovní a komerční rybolov (Crisp, 2000). V současnosti se umělá reprodukce pstruha obecného využívá především jako podpora volně žijících populací. Pokud ale v daném toku probíhá reprodukce přirozená a vyskytuje se zde dostatek generačních pstruhů, vysazování násad může působit spíše negativně (Jurajda a kol., 2020). Jak zmiňuje Jurajda a kol. (2020), přirozené pstruhové populace jsou dnes spíše vzácností, většinu populací tvoří ryby z různých povodí, a tudíž i s různým genetickým původem. Proto ichtyologický průzkum Blabolila a kol. (2020) i průzkum, který je součástí této práce, má nesmírný význam ve studiu přirozené obnovy pstruhové obsádky, protože v námi vybraných tocích nedochází k vysazování uměle odchovaných ryb a vše se děje na přirozené bázi.

Kromě hospodářského významu je pstruh obecný spolu s lososem obecným důležitým mezičlánkem v životním cyklu perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*). V případě střední Evropy je nejvhodnějším hostitelem larev perlorodky (glochídií), které se vyvíjejí na žaberních lupíncích hostitele (Lusk a kol., 2014), právě pstruh obecný (Geist a kol., 2006). Perlorodky se v minulosti v našich tocích vyskytovaly v hojném množství i v oblasti jižních Čech a Šumavy, avšak během minulého století došlo k jejich úbytku (Simon a kol., 2015). Nyní bylo přistoupeno k nákladným záchranným programům. Do vybraných toků jsou buď vysazováni přímo pstruzi obecní, kteří jsou infikováni glochídiemi, nebo v případě toků, v nichž probíhá úspěšná přirozená reprodukce pstruhů je odlovena část populace, která je infikována glochídiemi a zpětně vypuštěna do původního toku (Geist a kol., 2006).

V současné době dochází k celkovém poklesu počtu populací pstruha obecného. Je to patrné i ze statistik Českého a Moravského rybářského svazu (obrázek 4 a 5). Pokles úlovků pstruha obecného je dán pozvolnou degradací struktury rybích společenstev. Toto je ovlivněno mnoha komplexními faktory: členitost toku, hydrologické poměry, tlak rybožravých predátorů, znečištění vody, sportovní rybolov a rybářské hospodaření, kdy dochází k vysazování větších a starších ryb, které jsou brzy vyloveny, případně i oteplování vodních toků (Randák a kol., 2015; Hari a kol., 2006).



Obrázek 4: Sumarizace úlovků pstruha obecného na pstruhových revírech ČRS v letech 1990-2020 (zdroj: Český rybářský svaz, 2021).



Obrázek 5: Sumarizace úlovků pstruha obecného na pstruhových revírech MRS v letech 1990-2020 (zdroj: Moravský rybářský svaz, 2021).

2.3 Geografický výskyt pstruha obecného

Pstruh obecný je původním druhem v Evropě, severní Africe a západní Asii. Severní hranici výskytu tvoří Island, severní Skandinávie a Rusko (Elliot, 1994). Západní hranice je dána evropským pobřežím. Jižní hranici tvoří severní pobřeží Středozemního moře s ostrovy Korsika, Sardinie a Sicílie. Hranici v severní Africe tvoří pohoří Atlas. Východní hranici výskytu tvoří pohoří Ural v severní části a povodí řeky Amurdarji a Aralského jezera na jihu (Klemetsen a kol., 2003).

Anadromní formy pstruha obecného nejsou tak výrazně rozšířeny jako vnitrozemské populace. Vyskytují se na Islandu a ve Skandinávii. Dále se pak nachází v Bílém moři a Češském zálivu, Severním a Baltským moři, kanálu La Manche a Irském moři a v Atlantském oceánu od Biskajského zálivu po severní Portugalsko (Elliot, 1989; Frost a Brown, 1967). Ve Středozemním moři se anadromní forma pstruha obecného nevyskytuje, v Černém a Kaspickém moři se objevit může (Elliot, 1994).

Co se týče oblastí, kam byl pstruh obecný introdukovan, počet šplhá minimálně k 24 zemím mimo evropský kontinent. V současnosti tak lze říci, že pstruh má celosvětové rozšíření (Elliot, 1994). První introdukce pstruha proběhly úspěšně už v roce 1852 do východního Ruska, na Nový Zéland mezi lety 1867-85, do USA v roce 1883 a později v roce 1887 i do Kanady (Klemetsen a kol, 2003). Důvodem pro takto široké rozšíření pstruha je jeho ekologická variabilita, výborná schopnost šířit se a kolonizovat nové prostředí a v neposlední řadě také jeho hospodářský význam (Klemetsen a kol., 2003).

V České republice se pstruh obecný běžně vyskytuje v chladných tocích (Baruš a Oliva, 1995) v nadmořských výškách nejčastěji 500-800 m (Dyk, 1957). Může přežívat i v polohách nižších, okolo 200 m, především v lesních potocích, krasových vodách a tocích s chladnými prameny. Naopak v našich pohořích proniká i do výšky okolo 1000 m, jako příklad lze uvést Šumavu, Krkonoše či Hrubý Jeseník (Dyk, 1957). Ukázkovým příkladem výskytu pstruha v jezerech je Černé jezero, kde však nelze v minulosti vyloučit umělé zarybňování (Dyk, 1957; Frič a Vávra, 1898). Jak je již zmíněno výše, původní populace jsou ale dnes již vzácné a je třeba je chránit (Jurajda a kol, 2020).

2.3.1 Historie výskytu pstruha obecného v šumavských jezerech

Výskyt rybí obsádky v šumavských jezerech je dodnes zahalen určitou mírou nejistoty. V polovině 19. století se pstruzi obecní mohli vyskytovat ve všech šumavských jezerech kromě Roklanského jezera na bavorské straně Šumavy (Wetzel a Krejčí, 1860 ve Veselý,

1994). V roce 1872 a 1873 proběhly neúspěšné pokusy o nalezení pstruhů v Černém, Čertově a Plešném jezeře, pstruzi se vyskytovali pouze v jezeře Laka (Veselý, 1994). Později bylo zaznamenané umělé vysazování pstruha obecného do jezera Laka, kde byly popisovány úlovky v podobě 400-500 kusů za rok, aniž by byl zaznamenán pokles v početnosti populace (Švambers, 1914). Frič a Vávra (1898) a Anonym (1895) podávají zprávu o výskytu velkých pstruhů obecných z jezer Černého a Plešného. Plošná introdukce, v Česku nepůvodního, sivena amerického do Černého jezera v letech 1890 až 1893 lesmistrem Komárkem, který vysadil přibližně 40 000 mladých sivenů, měla za následek pokles původní populace pstruha obecného. Sivenovi se dařilo velmi dobře, měl větší fitness (biologická zdatnost, schopnost množit se (Zrzavý a kol., 2017)) byl odolný vůči parazitům a byl i silnější v kompetici o potravu (Frič a Vávra, 1898; Dyk, 1992).

Kvůli stále silnějšímu vlivu acidifikace v oblasti Šumavy však ryby z jezer vymizely. Pstruh obecný vymizel během 60. let 20. století, siven americký, jež je považován za odolnější druh, během 70. let 20. století (Krupauer a Vostradovský, 1972; Veselý, 1994). Ještě z roku 1960 existuje záznam o nálezu živého sivena v jezeře Laka (Procházková a Blažka, 1999). V současné době se situace zlepšila. Zatímco ještě v roce 2000 nebyl pozorován návrat ryb do žádného z jezer (Vrba a kol., 2000), v roce 2010 se objevil siven americký v bavorských Javorských jezerech (Vrba a kol., 2015). Matěna a kol. (2017) potvrdili při výzkumu, který probíhal mezi lety 2007-2010, návrat pstruha do toků pod jezerem Laka, avšak v samotném jezeře se žádní jedinci zatím nevyskytovali. Na podzim roku 2020 byla potvrzena přítomnost pstruhů jak v samotném jezeře Laka, tak i v jeho pravostranném přítoku. Pstruzi se také vyskytovali ve všech profilech Jezerního potoka vytékajícího z jezera Laka (Blabolil a kol., 2020). Tuto skutečnost potvrdil i jarní a podzimní ichtyologický výzkum, který je součástí této bakalářské práce. Z tohoto přirozeného návratu pstruhů po zlepšení podmínek prostředí lze usuzovat, že v minulosti jezera mohla být rybami osídlená. Osídlení dalších jezer je v současné době ale spíše nepravděpodobné, a to kvůli vyšší kyselosti i migračním překážkám na tocích (Vrba a kol., 2015).

Co se týče optimální početnosti pstruhů v tocích, tak v souladu s teorií říčního kontinua by mělo být největší zastoupení ryb ve středních částech toku (Vannote a kol., 1980). Bylo navrženo několik predikčních modelů, avšak jejich platnost nebyla v praxi potvrzena (Randák a kol., 2015). Pro určení optimálního množství ryb v tocích by měly být brány v potaz konkrétní podmínky stanoviště (Randák a kol., 2015). Nelze tak srovnávat početnosti z eutrofních a oligotrofních toků, protože v oligotrofních tocích zvyšující se množství pstruhů

omezuje jejich růst, v úživných tocích tomu tak není (Randák a kol., 2015). Vliv na početnost ryb v toku má i jeho morfologie, neboť nejvíce pstruhů obývá chráněná stanoviště (Jonsson, 1989).

2.4 Migrace pstruhů

Migrace hraje v životě ryb důležitou roli. Lusk a kol. (2014) popisují migraci jako účelové přesuny hejn či částí populací v rámci vodního prostředí bez ohledu na vzdálenost, směřování nebo časovost. Ryby migraci potřebují k tomu, aby se mohly rozmnožit a šířit se v rámci jednotlivých vodních ekosystémů (Lusk a kol., 2014). Migrace má své výhody v podobě lepší možnosti růstu nebo potenciálu pro reprodukci, mezi nevýhody migrace pak patří zvýšené riziko mortality a vyšší výdaje energie (Jonsson, 1985; Klemetsen a kol., 2003).

Pstruh obecný může během svého života obývat různá stanoviště. Z hlediska tzv. životní historie lze pstruhy rozdělit do několika následujících kategorií. Ve specifických případech mohou pstruzi po celý život obývat stejné stanoviště, a to buď řeku (angl. river-resident) nebo jezero (angl. lake-resident), opakem rezidentních forem jsou fakultativní migranti, kdy část rybí populace migruje a část zůstává v mateřském toku (Ferguson a kol., 2019). U těchto fakultativně migrujících populací pstruhů vykazují samice větší tendenci k migrování než samci (Jonsson, 1985). Pstruh může migrovat mezi dolním a horním tokem stejného říčního systému, tzv. protiproudná a poproudá migrace (Ferguson a kol., 2019; Lusk a kol., 2014). Do dolní části toku migrují pstruzi nejčastěji dvakrát za rok, potravní migrace na jaře a migrace kvůli přezimování během podzimu a zimy (Klemetsen a kol., 2003). Migrace pro ryby představuje kromě zisku benefitů i určité riziko, jako jsou výdej energie, riziko predace, parazitů nebo nemocí. Migrace po proudu v rámci toku, do jezera nebo do moře může vést ke zvýšení potravních příležitostí. Příznivější potravní zdroje se pak promítají do rychlejšího růstu, větší velikosti těla dospívajících jedinců, vyšší plodnosti či do vyššího fitness (Ferguson a kol., 2019). Třetí migraci pstruzi vykazují obvykle od konce srpna či září do poloviny prosince. K prvnímu a poslednímu migračnímu vrcholu dochází mezi 20. říjnem a 10. listopadem (Libosvářský, 1974; Piecuch a kol., 2007; Slavík a kol., 2012b). Místo tření poté slouží jako tzv. rybí školka pro mladé jedince, kteří se začínají krmit další jaro (Jonsson, 1989). Další možností je migrace do a z jezera (Ferguson a kol., 2019). Tyto dva případy lze považovat za migraci potamodromní, která probíhá pouze v rámci sladkovodního prostředí (v podélném profilu daného toku) (Slavík a kol., 2012b; Lusk a kol., 2014) a většinou během celého roku (Slavík a kol., 2012b). Třetím základním typem migrace, který pstruh vykazuje, je anadromní migrace (Ferguson a kol., 2019), kdy jedinci putují za rozmnožováním z moře

do sladké vody (Lusk a kol., 2014). V moři tráví pstruh čas během podzimu a zimy, během léta se krmí ve fjordech a pobřežních vodách a poté se jedinci vrací do sladkých vod za třením a zimováním. Většina z nich se vrací do svých původních řek (Klemetsen a kol., 2003). Z toho plyne že v mořském prostředí dochází k růstu dospělců, obdobně je tomu tak i u pstruhů migrujících do jezer (Olsson a Greenberg, 2004).

To, zda a jak budou pstruzi migrovat, je ovlivněno různými genetickými i ekologickými faktory (Olsson a Greenberg, 2004). V současnosti se zdá, že parametry jako jsou průtok, pH, vodivost a koncentrace rozpuštěného kyslíku nemusí mít na průběh migrace vliv (Slavík a kol., 2012a; Slavík a kol., 2012b). Teplota vody ho však mít může (Baril a Magnan, 2002), neboť migrace v chladné vodě je energeticky náročná. Mezní teplota pro začátek migrace je 5-6 °C (Slavík a kol., 2012b), pod 6 °C pstruzi svou migraci za rozmnožováním zastavují (Randák a kol., 2015). Dále má také vliv sklon dna toku (Slavík a kol., 2012a). Je prokázáno, že v tocích s větším spádem je migrace pstruhů kratší, protože je více energeticky náročná (Bohlin a kol., 2001). Klíčovým faktorem, který načasování migrace ovlivňuje, je fáze Měsíce. Pstruzi vykazují nejvyšší uraženou vzdálenost během zatmění (novu), zatímco během úplňku je uražená vzdálenost nejnižší, neboť se schovávají před svými predátory (Slavík a kol., 2012a; Slavík a kol., 2017).

2.5 Morfologie a migrační prostupnost toku

Pstruh obecný je typickým reofilním druhem tzv. pstruhového pásma (Frič, 1888a; Baruš a Oliva, 1995). Pokud má tok, ve kterém pstruzi žijí, volnou migrační prostupnost, vytahují dospělí jedinci za třením do horních částí toku nebo do jeho přítoků (Baruš a Oliva, 1995). Pstruzi jsou litofilní druhy, což znamená, že v těchto místech ukládají jikry do aktivně vytvořených miskovitých prohlubní ve šterkovém podkladu, kde vytřené a oplozené jikry zakrývají pískem a šterkem (Lusk a kol., 2014).

Pstruh obecný během své migrace dokáže překonat i proud o rychlosti 1-2 m/s a poradí si i s příčnými stupni o výšce až 60 cm, za příhodných podmínek i vyšší (okolo 100 cm) (Slavík a kol., 2012b). Toto je dáno tím, jaké skokové rychlosti (rychlost plavání, kterou jedinec zvládne vyvinout na krátkou dobu, obvykle měřená pod dobu 20 sekund) dokáží jedinci dosáhnout (Slavík a kol., 2012b). Podle Luska (1989) a Libého a kol. (1995) se skoková rychlost pstruha v závislosti na velikosti těla pohybuje v rozmezí 0,9-3,66 m/s. Větší a silnější jedinci mají tendenci pohybovat se v rámci delší tratě toku, než odpovídá jejich teritoriu (Lusk a kol., 2014).

Jelikož území České republiky patří do třech různých úmoří a říční systémy nejsou propojeny, představují rozvodnice mezi těmito úmořími přirozené migrační bariéry, které znemožňují migraci ryb mezi jednotlivými toky různých úmoří. Další typy migračních bariér, které ovlivňují jak protiproudnu, tak i poproudovou migraci ryb, souvisí s činností člověka. Lze zmínit například přehradní hráze a dnes silně převládající pevné jezy a další stupně. Migraci přes tyto překážky lze rybám usnadnit pomocí několika typů rybích přechodů (obrázek 6) (Lusk a kol., 2014; Slavík a kol., 2012b). Co se týče pstruha obecného, měl v historii vznik migračních bariér na tocích za následek vymizení mořské formy pstruha obecného z českých vod (Slavík a kol., 2012b).



Obrázek 6: Rybí přechod v pstruhové líhni u Borových Lad, červenec 2021 (foto: Jan Hůda).

2.6 Abiotické vlivy

Mezi abiotické faktory prostředí lze zařadit takové, které jsou fyzikálního či chemického původu. Hlavními faktory, které mají vliv na organismy ve vodním prostředí jsou teplota, kyslík a pH (Begon a kol., 2006).

2.6.1 Teplota

Teplota vody má u ryb jakožto poikilotermních živočichů přímý vliv na průběh fyziologických dějů (Ojanguren a kol., 2001). Z toho plyne, že jde o parametr, který největší měrou ovlivňuje jejich růst a vývoj (Lobón-Cervia a Rincón, 1998; Klemetsen a kol., 2003).

Prostředí, které ryby obývají je tak různorodé, že jednotlivé druhy mají svá konkrétní teplotní rozmezí, která jsou charakteristická dolní a horní letální hranicí. Lze tak definovat počáteční letální teplotu (angl. incipient lethal temperature), což je teplota, kterou ryby (alespoň polovina jedinců) dokáží po krátký čas (obvykle 7 dní) tolerovat (Elliot a Elliot, 2010). Pro pstruha byla laboratorně zjištěna hodnota 24,7 °C jako horní hranice (Elliot, 2000). Teplota, kterou ryby nemohou tolerovat ani po krátký časový úsek (obvykle 10 minut), se nazývá ultimátní letální teplota (angl. ultimate lethal temperature). Tato teplota se také někdy uvádí jako kritické teplotní minimum či maximum. (Elliot a Elliot, 2010). Pro pstruha byla v laboratoři zjištěna hodnota horní hranice 29,7 °C (Elliot, 2000).

Pstruh obecný obývá rychle proudící chladné toky. Teplota vody ovlivňuje délku inkubace jiker (Armstrong a kol., 2003). Teplotní rozmezí, které se uvádí pro správný vývoj jiker, je 0-13 °C (Elliot a Elliot, 2010). Z kanadského výzkumu vyplývá, že se teplota vody během tření pstruhů pohybovala mezi 3-13 °C, přičemž nejvyšší aktivita ryb byla pozorována při teplotě mezi 6 až 8 °C (Witzel a kol., 1983). Teplotní rozmezí požadované pro embryonální vývoj je tak nižší než rozmezí teplot, které tolerují dospělí jedinci (Armstrong a kol., 2003). Pro embryonální vývoj jsou vysoké teploty vody nebezpečné, neboť mortalita jiker roste se zvyšující se teplotou. Uvádí se, že mortalita je téměř 50 % již při teplotě 12 °C a 100 % při teplotách nad 15,5 °C (Jowett, 1992; Crisp, 1993). Z toho vyplývá, že stádium jiker je nejvíce zranitelným stádiem k růstu teploty v důsledku klimatické změny (Elliot a Elliot, 2010).

Rozmezí příhodné pro život alevinů (larvální stádium lososovitých ryb živících se žloutkovým vajíčkem (Klemetsen a kol., 2003)), se pohybuje mezi 0-22 (24) °C. Teplotní rozmezí pro parr (stádium po vstřebání žloutkového vajíčka) a smolt (stádium, kdy nastává migrace do moře) je (-0,8) 0-26 (30) °C (Elliot a Elliot, 2010).

Dospělí jedinci pstruha se přestávají krmit při teplotě nad 19,5 °C. S rostoucí teplotou roste také riziko zvýšené mortality, která se začíná objevovat při teplotách okolo 25 °C (Elliot, 1981; Elliot a kol., 1997). V americkém Wyomingu bylo zjištěno, že nejvyšší produktivita pstruhů byla v letních teplotách mezi 12,6 a 18,6 °C (Binns a kol., 1979). Z další studie plyne, že rychlost růstu se exponenciálně zvyšuje s rostoucí teplotou vody až po mezní hranici. Při hodnotách mezi 14-20 °C došlo k vyrovnání (zpomalení) růstu a poté při vyšších teplotách rychlost růstu opět poklesla. Ve studii je uvedeno i to, že více než 60 % ryb aktivně plavalo při 22 °C, což je teplota vysoce nad hodnotami pro maximální rychlost růstu a příjem potravy, při teplotě 10 °C bylo aktivních méně než 20 % ryb (Ojanguren a kol., 2001). Forseth a Jonsson (1994) uvádí jako optimální teplotu pro růst v průměru 16 °C. Schopnost růstu v širokém teplotním rozmezí lze připsat adaptaci na velké teplotní výkyvy během roku (Lobón-Cervia a Rincón, 1998). Během přezimování se jedinci proti nízkým teplotám, riziku zamrznutí či endotermním predátorům brání ukrýváním v hlubších vodách, v substrátu či makrofytech (Armstrong a kol., 2003). Tento způsob ryby začínají praktikovat během pozdního podzimu, kdy teplota vody klesne pod 10 °C (Maki-Petyas a kol., 1997). Jako zajímavost lze uvést výskyt pstruha obecného, pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) a sivena amerického v geotermálních pramenech v americkém Yellowstonském národním parku. Ryby tyto toky obývají od roku 1889. Je pozoruhodné že zvládají vysoké letní teploty, které přes den mohou dosahovat až 29-30 °C, zatímco za normálních okolností jsou pro ně tyto teploty letální (Kaya, 1977). Později se zjistilo, že se ryby vyhýbají letálními teplotám migrací do přítoku se studenou vodou (Kaya a kol., 1977).

Optimální teplota pro růst pstruha se také mění s jeho potravou. Teplotní optimum je zhruba o 3 °C vyšší u piscivorních (živící se rybami) jedinců a u jedinců krmených granulami než u jedinců živících se bezobratlými. Pro piscivorní jedince pstruha se optimální teplota pro maximální efektivitu růstu pohybuje v rozmezí 16,6-17,4 °C. Pro ryby na stravě složené z bezobratlých živočichů je to 13,1-14,1 °C a jedince živící se granulami 11,6-19,1 °C (Elliot a Elliot, 2010).

Teplota vody ovlivňuje nejen růst a přežívání pstruhů. Uvádí se, že má vliv i na migraci dospělých jedinců (Armstrong a kol., 2003; Klemetsen a kol., 2003). Zde však dochází k rozdílu mezi autory (Slavík a kol., 2012b). Teplota vody má také vliv na načasování procesu smoltifikace (Klemetsen a kol., 2003), což je proces vyskytující se u mořských forem pstruhů.

Dlouhá období sucha mají za vinu snižování plochy dostupné vody pro pstruhy a nutí je tak stahovat se do vznikajících tůní. Bylo dokázáno, že během letních suchých období, přežívají pstruzi v tůních při teplotách blízko počáteční letální teplotě 24,7 °C. Tůně tak slouží jako refugia. Je ale zajímavé, že ne všechny tůně fungují správně, protože kromě teploty přežívání ryb závisí i na koncentraci kyslíku. Když teploty v dané tůni klesly pod počáteční letální teplotu, pstruzi se vydali k povrchu, kde využívali vyšší koncentrace kyslíku (Elliot, 2000).

2.6.2 Kyslík

Důležitým abiotickým faktorem je i obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě významně ovlivňuje dlouhodobý výskyt pstruha ve vodních tocích (Baruš a Oliva, 1995). Snížení jeho koncentrace může přinášet změny ve fyziologických, biochemických či behaviorálních procesech (Davis, 1975).

K nižšímu obsahu rozpuštěného kyslíku bývají náchylnější mladší a menší rybí stádia (0+, tohoroční jedinci) než ty větší a starší (Eklöv a kol., 1999). Proto místa, kde se pstruzi a další lososovité ryby vytírají, musí být dostatečně prokysličená. Jikry a alevini lososovitých ryb jsou schopni snášet i nízké koncentrace rozpuštěného kyslíku, jako je 5 mg/l, musí však být zajištěný dostatečný průtok vody v jejich okolí, jinak všichni kyslík spotřebují (Crisp, 1993). V průměru vyžadují líhnoucí se jikry a larvální stádia lososovitých ryb koncentraci kyslíku 8,09 mg/l (Davis, 1975). Kyslíkové nároky jsou nejvyšší těsně před vylíhnutím embrya (Crisp, 1993). Jako prahová hodnota koncentrace kyslíku, kterou pstruzi potřebují, se uvádí 4,59 mg/l (Davis, 1975). Minimální hodnoty koncentrace rozpuštěného kyslíku pro volně plavoucí životní stádia pstruhů jsou mezi 5,0 a 5,5 mg/l, a v lepším případě více než 80% nasycení vody kyslíkem (Crisp, 1993). Nároky na množství kyslíku se zvyšují během protiproudne migrace pstruhů za třením (Crisp, 1993). Pstruzi se obvykle nevyskytují v tocích, ve kterých koncentrace rozpuštěného kyslíku klesá k hodnotám 1,3 mg/l, kvůli vysokému obsahu amonného kationtu, který je během nitrifikace oxidován na nitrát, což způsobuje snižování koncentrace dostupného kyslíku ve vodě (Eklöv a kol., 1999).

2.6.3 pH

Dalším významným abiotickým faktorem, který ovlivňuje život ryb ve sladkých vodách, je pH. Lososovité ryby jsou vysoce citlivé k účinkům acidifikace a s tím spojeným toxickým účinkem anorganického hliníku, který působí změny ve struktuře a funkci žaber a tím může vést až k zadušení ryb (Kroglund a kol., 2008). To během minulého století vedlo ke ztrátám

rybích populací v mnoha takto zasažených oblastech (Malcolm a kol., 2014). Citlivost jednotlivých druhů k acidifikaci se liší mezi populacemi, životní fází a velikostí (Malcolm a kol., 2014). Obecně platí, že malé ryby jsou více zranitelné k nízkým hodnotám pH a větší ryby snášejí hůře vysoký obsah anorganického hliníku ve vodě (Rosseland a kol., 2001). Kombinace obojího, nízké pH a vysoký obsah hliníku, jsou považovány za nejhorší možnou situaci, se kterou se musí rybí obsádky vypořádat (Malcolm a kol., 2014). Za období, kdy jsou lososovité ryby nejvíce zranitelné vůči nízkým hodnotám pH, se považuje čas od vylíhnutí do doby, než samy začnou přijímat potravu (Peterson a kol., 1989). Důležitá je také schopnost přizpůsobit se určitým hodnotám pH, protože to pak ovlivňuje další behaviorální a kompetiční chování (Fost, 2017)

Preference určitých hodnot pH pro pstruha se napříč literaturou, až na výjimky, neliší. Souhrnná publikace Crispa (2000) uvádí jako smrtelné hodnoty pH nižší než 4,0 a vyšší než 9,5-10,0 a jako škodlivé hodnoty v rozmezí nižší než 5,0 a vyšší než 9,0. Jako smrtelná hodnota pH, kterou během 24 hodin nepřežije polovina jedinců, bylo pro pstruha obecného stanoveno pH 3,63 (Ikuta a kol., 1992). Kocovsky a Carline (2005) zjistili, že pstruh v tocích v americké Pensylvánii dosahuje nejvyšších početností při hodnotách pH nad 7,0. Podobné zjištění pochází i z Nového Zélandu, kde se pstruh nevyskytoval v tocích s hodnotou pH pod 6,0 (Olsson a kol., 2006). Při hodnotách pH 5,5 je u pstruhů schopnost rozmnožování pouze poloviční než při pH nad 6,0 a při dosažení pH pod 5,0 obvykle populace pstruhů v takovýchto vodách vymírají (Hesthagen a kol., 2017). Jikry se nevylihnu, pokud je pH pod hodnotu 4,5 či nad 9,0 (Crisp, 1993). Významnou roli hraje také období okyselení toků během jarního tání sněhu, což má za následek úbytek ryb v tocích, i když hodnoty pH jsou po většinu roku nad 6,0 (Herrmann a kol., 1993).

Nízké hodnoty pH a zvýšené hodnoty koncentrace dalších kovů, jako je například zmíněný hliník, mají negativní dopad na populace lososovitých ryb. Dochází u nich ke snížení produkce jiker, zhoršení úspěšnosti oplodnění, nárůstu inkubační doby, snížené úspěšnosti líhnutí, deformacím kostry, nebo přímo ke zvýšení mortality (Sayer a kol., 1993). Mortalita roste především kvůli narušení výměny iontů, především sodíku a chlóru (McWilliams, 1980; Kroglund a kol., 2008). Druhým důvodem nárůstu mortality jsou poruchy při dýchání, které jsou způsobeny vysokými koncentracemi hliníku (Kroglund a kol., 2008), což se dělo právě v oblasti Šumavy (Matěna a kol., 2017).

Šance na lepší přežívání lososovitých ryb je spojena s vyššími hodnotami pH a lepší neutralizační schopností a také s nízkým obsahem anorganického hliníku (Malcolm a kol., 2014). V současné době se díky snížení kyselých emisí řada vodních ploch z dob acidifikace více či méně zotavuje (Hesthagen a kol., 2001; Vrba a kol., 2016a). Tam, kde obnova následků acidifikace neprobíhá, se může využít procesu vápnění vodních ploch, nejčastěji použitím mletého vápence. Tekoucí vody představují hlavní prostředí pro vápnění, neboť se jedná o oblasti, ve kterých lososovité ryby třou (Degerman a Appelberg, 1992). Ve Švédsku, kde se vápnění uplatňuje již od roku 1977, je cílem udržet hodnoty pH v tocích nad 6,0 (Degerman a Appelberg, 1992). Co se týče pstruha obecného, ve vápněných tocích došlo ke zvýšení početnosti jedinců, zatímco v tocích nevápněných nebyly pozorovány žádné změny (Degerman a Appelberg, 1992). Podobné výsledky uvádí i Hesthagen a kol. (2017), avšak v jejich studii docházelo ve vápněných tocích k mezidruhovým interakcím s lososem obecným, v důsledku čehož byly skutečné počty pstruhů ve vápněných tocích nižší než před vápněním. To svědčí o tom, že zlepšení kvality vody má vliv na udržení zranitelných druhů, ale také může mít negativní dopad na druhy, které lépe snášejí ztížené podmínky (Hesthagen a kol., 2017). Vápnění může mít pozitivní efekt i na různé druhy bezobratlých živočichů, které slouží jako potravní zdroje pro lososovité ryby (Hesthagen a kol., 2017). Dlouhodobý projekt v Norsku přináší zjištění, že nejlepší je, aby vápnění probíhalo jednou ročně (Hindar a Wright, 2005). V našich podmínkách je podobné vápnění známo např. z Jizerských hor, jejichž oblast byla acidifikací také silně zasažena a kde vápnění probíhá pravidelně na vodní nádrži Souš. V současné době se zde vyskytují populace sívena amerického, u kterých probíhá přirozená reprodukce (Šanda a Švátora, 2000).

2.7 Biotické vlivy

Na rozdíl od abiotických vlivů jsou vlivy biotické dané přítomností živých organismů. Hlavními biotickými faktory jsou potrava, interakce mezi jedinci a vliv člověka (Begon a kol., 2006).

2.7.1 Potrava

Množství potravy a její kvalita jsou důležitými faktory, které ovlivňují rychlost růstu ryb (Klemetsen a kol., 2003). Složení potravy se mění během jednotlivých životních stádií, ale i na základě toho, jaké prostředí ryba obývá (Klemetsen a kol., 2003; Jonsson, 1989). Pstruh obecný je ve výběru potravy oportunní a vykazuje širokou variabilitu ve své potravní ekologii (Jensen a kol., 2004). Jeho potrava se liší podle stanoviště, ročního období, velikosti a věku,

konkurence a mírně i mezi pohlavím (Bridcut a Giller, 1995; Jonsson, 1989; Horká a kol., 2017).

Platí, že lososovité ryby vykazují ontogenetický posun od přijímání primárně bezobratlých v mladých stádiích, až k piscivorii u větších jedinců (Keeley a Grant, 2001). Obecně s velikostí těla ryby roste velikost kořisti (Jonsson a Gravem, 1985; Steingrímsson a Gíslason, 2002). Ontogenetický posun ve změně kořisti reprezentuje vyšší nároky pstruha, který pro rychlejší a efektivnější růst potřebuje také vyšší příjem energie (Jensen a kol., 2004). Keeley a Grant (1997) uvádějí, že přirozená velikost kořisti pro pstruhy v milimetrech by měla odpovídat 1,15násobku délky těla pstruha po ocasní vidlici v centimetrech. Většinou se ale pstruzi živí kořistí menší (Steingrímsson a Gíslason, 2002).

Pro pstruhy ve stádiu parru jsou hlavní složkou potravy larvy hmyzu, zejména larvy pakomárů (Chironomidae). Do složení potravy může přibýt i suchozemský létající hmyz (Jonsson, 1989). Tohoroční jedinci pstruha obecného obývající tekoucí vodu se živí převážně potravou malé velikosti, jako larvy pakomárů nebo driftující zooplankton (Jonsson, 1989). Význam zoobentosu, do něhož lze zahrnout např. pošvatky (Plecoptera), chrostíci (Trichoptera) a muchničky (Simuliidae), roste s věkem (Jonsson a Gravem, 1985). U pstruhů ve věku 1 a 2 roků jsou hlavní součástí potravy povrchoví členovci, larvy pakomárů a větší zoobentos z výše zmíněných skupin (Jonsson, 1989). U jezerních pstruhů se liší skladba potravy na základě toho, jakou část jezerního prostředí obývají. Pelagičtí pstruzi se živí převážně zooplanktonem, kde převažuje mečířik jezerní (*Bythotrephes longimanus*) a hrotnatka průhledná (*Daphnia longispina*), a povrchovými členovci, u kterých je většina kořisti ze skupin blanokřídlých (Hymenoptera), polokřídlých (Hemiptera), brouků (Coleoptera) a pavouků (Araneida) (Jonsson a Gravem, 1985). Bentičtí jedinci loví nejvíce bentos, který představuje skupina chrostíků (Trichoptera) a larvy pakomárů. Během jara a zimy se v potravě vyskytují i vodní brouci a larvy jepic (Ephemeroptera). Smolt a nepohlavně zralá migrující stadia pstruhů se živí téměř stejnou potravou jako pelagičtí pstruzi, zatímco pohlavně zralí migranti žerou méně pakomářích larev, ale více se živí rybí potravou, která se skládá hlavně z lososovitých ryb o délce 10-20 cm (Jonsson a Gravem, 1985). Obecně lze říci, že zooplankton a povrchoví členovci (hmyz) jsou hlavní složkou potravy pro pelagické pstruhy, zatímco zoobentos dominuje u epibentických pstruhů (Jonsson, 1989). Skladba jednotlivých částí potravy se ovšem může měnit napříč jezery (Jonsson, 1989).

Kromě pstruhů požírajících bezobratlé se vyskytují i rybožraví jedinci. U piscivorních populací pstruha se jedinci postupně zaměřují na rybí kořist s rostoucí velikostí těla. Rychle rostoucí jedinci mění své potravní návyky dříve než jedinci rostoucí pomaleji. Přechod na piscivorii u pstruhů vyvolává zrychlení růstu (Jonsson a kol., 1999). Podle Keeleyho a Granta (2001) se lososovité ryby stávají převážně piscivorními od délky těla 31 cm. Počátky přechodu na rybí potravu se mohou vyskytnout už dříve. V mořích se piscivorie objevuje již od délky těla 8 cm, v jezerech od 15 cm a v tekoucích vodách od 27 cm (Keeley a Grant, 2001). Další studie uvádí, že se pstruh stává piscivorním při délkách těla 20-25 cm (Jensen a kol., 2004). V norském jezeře Femunden je průměrný věk a délka těla nejmladších piscivorních pstruhů 4 roky a 17,5 cm, zatímco nejstarší jedinci požírající bezobratlé jsou 9 let staří a velikosti 36 cm (Jonsson a kol., 1999). Výzkum v subarktické řece Pasvik v Norsku a Rusku přináší zjištění, že průměrná velikost kořisti piscivorních pstruhů, která se zde skládala ze síha malého (*Coregonus albula*) a síha severního (*Coregonus lavaretus*) byla 8,3 a 7,8 cm (Jensen a kol., 2004). Navzdory relativně pozdnímu přechodu lososovitých ryb k piscivorii, se živí větší kořistí, než by bylo pro predátory jejich velikosti očekávané. V porovnání s dalšími piscivorními rybími predátory rostou lososovité piscivoři do větších velikostí (Cohen a kol., 1993; Mittelbach a Persson, 1998). Specifické druhové složení rybí potravy pstruha obecného je uvedeno v úvodní části kapitoly 2.7.3 Predace.

Výzkum ve skandinávských jezerech ukazuje i rozdílnou skladbu potravy mezi pohlavími. Potrava samců zahrnovala větší množství suchozemských členovců. Samice se krmily z větší části na zooplanktonu, zvláště převažovala hrotnatka průhledná (Jonsson, 1989).

2.7.2 Konkurence

Konkurence je dalším biotickým faktorem, který ovlivňuje život pstruha obecného ve vodách. Konkurenci lze rozdělit na vnitrodruhovou a mezidruhovou a dále na konkurenci o prostor, potravu apod. (Begon a kol., 2006). Pstruh obecný je původním druhem v Evropě a přilehlých oblastech (Elliot, 1989), proto je v podmínkách evropského kontinentu ohrožen zejména introdukovanými druhy ryb jako je siven americký a pstruh duhový, kteří jsou dnes v těchto oblastech běžně přítomni (Blanchet a kol., 2007). Naopak je tomu v oblasti Severní Ameriky a dalších, kde introdukovaným druhem je pstruh obecný (Blanchet a kol., 2007). Konkurence s introdukovanými rybami, které mají podobné nároky na prostředí jako pstruh obecný, vede k většímu počtu interakcí, které může pstruh obecný zmírnit rozšířením svého stanoviště (Blanchet a kol., 2007).

V přítomnosti pstruha duhového je pstruh obecný nucen rozšířit svou ekologickou niku (Blanchet a kol., 2007). Lze usuzovat, že pstruh duhový je konkurenčně silnějším a má tak negativní dopad na pstruha obecného (Blanchet a kol., 2007). Během experimentu Blancheta a kol. (2007) bylo zpozorováno, že jedinci pstruha duhového byli větší než pstruzi obecní, což mohlo vést také k jejich dominanci, jak již dříve zmiňovali Fausch a White (1986). Zde lze nalézt odlišnost od předchozích studií interakcí tohoročních pstruhů obecných a duhových, kdy pstruh obecný byl většinou tím konkurenčně silnějším druhem (Blanchet a kol., 2007).

Při výskytu sivena amerického v tocích obývaných pstruhem obecným se ukazují schopnosti pstruha být konkurenceschopnějším (Blanchet a kol., 2007). Během provádění experimentu strávil siven více času schovaný v klidu u dna, což může být přičítáno vyšší agresivitě pstruha (Blanchet a kol., 2007). Konkurence se sivenem samozřejmě měla na pstruha vliv, ale ne tak silný, aby docházelo ke zpomalení jeho růstu či přežívání v dané lokalitě (Blanchet a kol., 2007). Závorka a kol. (2017) však uvádí, že při společném výskytu se siveny jsou pstruzi zavalitější, rostou pomaleji a také mají menší domovský okrsek, než když se vyskytují samostatně, v allopatrii. To, že pstruh je konkurenčně silnějším naznačují i výsledky Horké a kol. (2017), která studovala vliv sivena amerického na potravní návyky pstruha obecného. Pokud se pstruh obecný a siven vyskytují odděleně, jejich potrava je téměř shodná, zatímco je-li jejich výskyt sympatrický, je siven nucen konzumovat větší množství povrchové kořisti, ale pstruh žádné změny v příjmu potravy nevykazuje (Horká a kol., 2017). K rozporu však dochází v případě Cucherousseta a kol. (2007), jehož výsledky studia stabilních izotopů přináší opačné zjištění, při společném výskytu sivena a pstruha obsahovala právě potrava pstruha vyšší podíl povrchové kořisti. Dále vede sympatrický výskyt pstruha a sivena ke změně řady fenotypových i ekologických znaků a spolu s tím tak i ke snížení fitness (Závorka a kol., 2017). Snížení fitness, které bylo pozorované u pstruhů v sympatrickém výskytu se siveny, je způsobeno selháním (zničením) jejich adaptivního fenotypového syndromu, který popisuje, jak organismus interaguje s prostředím a jak se organismus udržuje (Závorka a kol., 2017). Tímto tak lze vysvětlit negativní účinky nepůvodních druhů tam, kde není na první pohled zřejmý žádný kompetiční souboj o zdroje (Závorka a kol., 2017). V současnosti jsou zaznamenány i reprodukční interakce mezi těmito dvěma druhy (Cucherousset a kol., 2008). Fenomén mezidruhové hybridizace je pozorován spíše v Severní Americe (Fausch a White, 1981), v oblasti Evropy je mu věnována pozornost daleko méně (Cucherousset a kol., 2008). Pro oblast Evropy nepůvodní siven naruší rozmnožovací chování původního pstruha (Grant a kol., 2002). Je pozorováno rozmezí, po

kteře se doba rozmnořování obou druhů překřývá, na období mezi 2 až 4 týdny (Sorensen a kol., 1995). Skupiny, u kterých v tuto dobu dochází k hybridizaci, se skládají především z dominantních samců sivena a samic pstruha (Cucherousset a kol., 2008). Tato mezidruhová hybridizace může pak dále vést ke snížení reprodukčního úspěchu pstruhů zejména kvůli nižší dostupnosti samic v prostředí (Cucherousset a kol., 2008). Na druhou stranu úspěšnost přežívání vzniklých neplodných hybridů (angl. tiger trout) je velmi malá, a právě proto nebývá mezidruhová hybridizace často brána vážně (Scheerer a kol., 1987).

Pstruh obecný běžně kompetuje i s původními druhy, jako je např. losos obecný. Pstruh je považován za agresivnějšího a teritoriálního, což může znemožnit přístup lososa do mělčích a pomaleji tekoucích částí v toku, ale pokud je pstruh odstraněn, losos okamžitě zaujímá tato stanoviště (Kennedy a Strange, 1986). Vyšší agresivita pstruhům přináší i další benefity. V klidných příbřežních částech toku si mohou nárokovat daleko více potravních zdrojů než lososi podobné velikosti. Lososi jsou tak nuceni obývat méně výhodná stanoviště v hlubokých nebo rychle proudících částech toku (Gibson a Erkinaro, 2009). Ale během vápnění vodních toků ve Skandinávii docházelo k úbytkům populací pstruhů kvůli nárůstu početnosti lososů v důsledku zlepšení kvality vody, což bylo zřejmě díky tomu, že na pstruha byly po návratu lososů kladeny vyšší nároky na zisk teritoria, potravy atd. (Hesthagen a kol., 2017). I mezi lososem a pstruhem je známá mezidruhová hybridizace (Hórreo a kol., 2011).

Je vhodné zmínit také kompetici mezi pstruhem obecným a vrankou obecnou (*Cottus gobio*) nebo vrankou pruhoploutvou (*Cottus poecilopus*), protože velmi často využívají podobné zdroje a obývají stejné prostředí (Louhi a kol., 2014). Je tomu i tak na námi vybraných profilech, kde probíhal ichtyologický průzkum, jež je součástí této práce. Holmen a kol. (2003) uvádí, že důkazy pro jejich kompetici jsou ale stále slabé. Existují studie, které tento vztah dokumentují. Při společném výskytu pstruha a vranky pruhoploutvé vykazoval pstruh horší přežívání a růst a jeho populační hustoty byly též nižší než v allopatrii (Vøllestad a kol., 2002). Jejich společný výskyt může mít vliv na výběr potravy a prostoru v toku. Pokud dochází k sympatrickému výskytu pstruha a vranky pruhoploutvé, pstruh je nucen lovit na stanovištích více u hladiny, kde je vystaven většímu predáčnímu riziku, a jeho potrava obsahuje také více povrchového hmyzu a pakomářích larev (Holmen a kol., 2003). To lze vysvětlit buď tím, že vranky využívají zdroj potravy efektivněji a pro pstruha již není dostatek kořisti, nebo zažívají přímou kompetici o zdroje a musí tak využívat jiné stanoviště v toku (Holmen a kol., 2003). Naopak při výzkumu Louhio a kol. (2014) nebyla kompetice o potravu zaznamenána.

Nelze opomenout vnitrodruhovou konkurenci, která u pstruha obecného může mít důležitější dopad na výběr stanoviště než výše zmiňovaná konkurence mezidruhová (Blanchet a kol., 2007). Většinou mezi pstruhy dochází ke konkurenci mezi jednotlivými ročníky, potažmo velikostmi, protože velikost má výrazný vliv na konkurenci mezi rybami (Vehanen a kol., 1999). Různé velikostní skupiny pstruhů jsou různě rozmístěny v profilu vodního toku. Menší jedinci se vyskytují v mělčích částech a větší ryby v hlubších částech s hrubším substrátem (Maki-Petays a kol., 1997). Při výzkumu chování menších (věková skupina 0+) a větších pstruhů (věková skupina 1+), kteří se vyskytovali ve stejném prostředí společně, byli větší jedinci aktivnější a agresivnější než jedinci menší (Vehanen a kol., 1999). Z toho lze usoudit, že konkurence mezi věkovými skupinami může způsobit prostorovou segregaci různých velikostních skupin pstruhů (Vehanen a kol., 1999). Jejich velikost má také vliv na úspěšnost při příjmu potravy. Dominantnější jedinci přijímají potravu spíše k večeru, kdy je větší aktivita létajícího hmyzu a je snazší ho ulovit. Zatímco nedominantní jedinci tak musejí lovit buď během dne za světla nebo za úplné tmy, kdy jsou podmínky pro úspěšný lov horší (Randák a kol., 2015).

2.7.3 Predace

Lze také zmínit postavení pstruha jako vrcholového predátora. V přírodě vrcholový predátor svým tlakem na kořist, která se nachází o jednu trofickou úroveň níže, podporuje rozvoj organismů na další trofické hladině; zjednodušeně tak lze říci, že udržuje stabilitu celého ekosystému (Begon a kol., 2006). Tento základní vztah lze ilustrovat na příkladu pstruha duhového z kalifornské řeky Eel, kde pstruh svou predací snižoval početnost rybiho plůdku a bezobratlých predátorů, což vedlo ke zvýšení početnosti larev pakomárů, které svým predačním tlakem udržovaly na nízkém stavu biomasu zelených řas (Begon a kol., 2006). Predace tak může vyvolávat vnitrodruhové i mezidruhové interakce v populaci kořisti (Jansson, 2015).

V přirozených podmínkách je pstruh predátorem, který přijímá široké spektrum kořisti, jež zahrnuje vodní i suchozemské živočichy (Crisp, 1993). Pstruzi jsou tak považováni za predátory přizpůsobivé, neboť reagují na dostupnou a vhodnou kořist změnou svého stanoviště a chování (Jensen a kol., 2008). Také jsou velikostně selektivními predátory, i když jsou schopni žít se širokým velikostním spektrem kořisti (Sánchez-Hernández a Cobo, 2015). Pro pstruhy, kteří ještě nepřešli na piscivorii, je obvyklá velikost jejich bezobratlé potravy (konkrétní druhy viz kapitola 2.4.1 Potrava) v rozmezí 4 až 6 mm, zvládnou však zkonzumovat i potravu větší než 10 mm (Sánchez-Hernández a Cobo, 2015). Podle velikostní

distribuce kořisti tak pstruzi mohou zastávat dvě strategie: buď konzumují menší množství velké kořisti, nebo větší množství kořisti menší (Sánchez-Hernández a Cobo, 2015). Pstruzi, u nichž v ontogenetickém vývoji došlo k přechodu na piscivorii, se obvykle živí rybí potravou přibližně poloviční velikosti svého těla nebo menší, jak zjistili Jensen a kol. (2008) a Steingrímsson a Gíslason (2002). V subarktických tocích, kde pstruzi loví síhy, byla průměrná velikost kořisti 8,3 cm, pokud šlo o síha malého a 7,8 cm v případě síha severního (Jensen a kol., 2004). Na Novém Zélandu, kde je pstruh obecný nepůvodním druhem, je efekt jeho predace pozorovaný zejména na rybách skupin Galaxiidae a Retropinidae, což je kořist o průměrné velikosti 5-5,5 cm, a druzích *Gobiomorphus* a *Cheimarrichthys* představující kořist drobnější (Jellyman a kol., 2017). První dvě skupiny ryb vykazují diadromní migraci a jsou tak loveny především při jejich návratu do sladkých vod (Jellyman a kol., 2017). Velké formy pstruhů jsou schopny ulovit i kořist ze skupin obojživelníků nebo menších savců (Crisp, 1993).

Pstruzi samotní ale mohou také figurovat na pozici kořisti, když se jimi živí jiný vrcholový predátor. Skandinávská studie uvádí, že při společném výskytu pstruhů a štiky obecné (*Esox lucius*) a síha severního, je pstruh do velikosti těla 37 cm potravou štiky (Jansson, 2015). Pro vhodné soužití pstruhů a štik, pstruzi potřebují nižší teploty vody a větší rozlohu pelagického stanoviště. Jejich společnému výskytu také napomáhá lovení větších síhů štikou, takže menší síhové představují pro pstruhy nový zdroj potravy (Jansson, 2015). Pro pstruhy je to výhodné řešení, neboť rybí kořist přináší vyšší přísun energie pro lepší a efektivnější růst (Jensen a kol., 2004). Další živočichové, od kterých hrozí pstruhům nebezpečí predace, jsou kromě dravých ryb také savci jako vydry (*Lutra* sp.) a norci (*Neovison* sp.), nebo rybožraví ptáci, např. morčáci (*Lophodytes* sp.), volavka velká (*Ardea herodias*) a popelavá (*Ardea cinerea*) pelikáni (*Pelicanus* sp.) nebo ledňáčci (Alcedinidae) (3). Co se týče velikosti pstruha, kterou je ledňáček schopen ulovit, činí tato až 11 cm (Čech a Čech, 2006).

3. Hypotéza

Současné zotavování chemismu šumavských vod umožní lepší kondici populace pstruhů obecných, která se projeví zejména vyšší početností a širokou velikostní strukturou.

4. Metodika

4.1 Oblast pokusu

V oblasti Šumavy se nachází celkem osm ledovcových jezer, pět na české straně (Černé j., Čertovo j., Plešné j., Prášílské j. a j. Laka) a zbývající tři na straně německé (Velké a Malé Javorské j., Roklanské j.). Výzkum jezer započal již v 19. století. V novodobé historii jsou jezera zkoumána průběžně od roku 1984 (Vrba a kol., 2015). Výzkum zde aktuálně provádí především vědci z Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích a Hydrobiologického ústavu Biologického centra Akademie věd ČR v.v.i.

K provedení odlovu pomocí elektrického agregátu, který je součástí této práce, bylo vybráno jezero Laka, u něhož je pozorováno relativně rychlé zotavení díky krátké době zdržení vody (Matěna a kol., 2017 a Blabolil a kol., 2020). Druhé vybrané bylo jezero Čertovo, kde je obnova v důsledku dlouhé doby zdržení vody a současnému odumírání lesa v povodí pomalejší (Matěna a kol., 2017).

4.1.1 Jezero Laka

Jezero Laka (obrázek 7, popis studovaných lokalit viz obrázek 9 a tabulka 2) se nachází v okrese Klatovy pod horou Plesná (či jinak Debrník) v nadmořské výšce 1085 m n.m., což z něj činí nejvýše položené šumavské ledovcové jezero. S rozlohou okolo 2,3 ha, maximální hloubkou 3,5 m a objemem $0,05 \times 10^6 \text{ m}^3$ jde o jezero nejmenší. Plocha povodí činí 135 ha (Vrba a kol., 2016b). Jezero má obdélníkovitý tvar v přibližně severojižním směru. První geografické zaměření jezera proběhlo v roce 1837 (Švampera, 1914). Pro hladinu jezera jsou charakteristické plovoucí ostrůvky, jejichž plocha se postupně zvětšuje. Když se k tomu přidá i pozvolné zaplňování jezera rašelinou, lze v budoucnosti předpokládat zazemnění celé plochy jezera. V historii přišlo jezero o svou přirozenou balvanitou morénu, když byla, kvůli požadavku většího přítoku vody z Jezerního potoka do sklářské hutě v Hůrce, překryta vysokou vrstvou zeminy (Kaskoun, 1987).

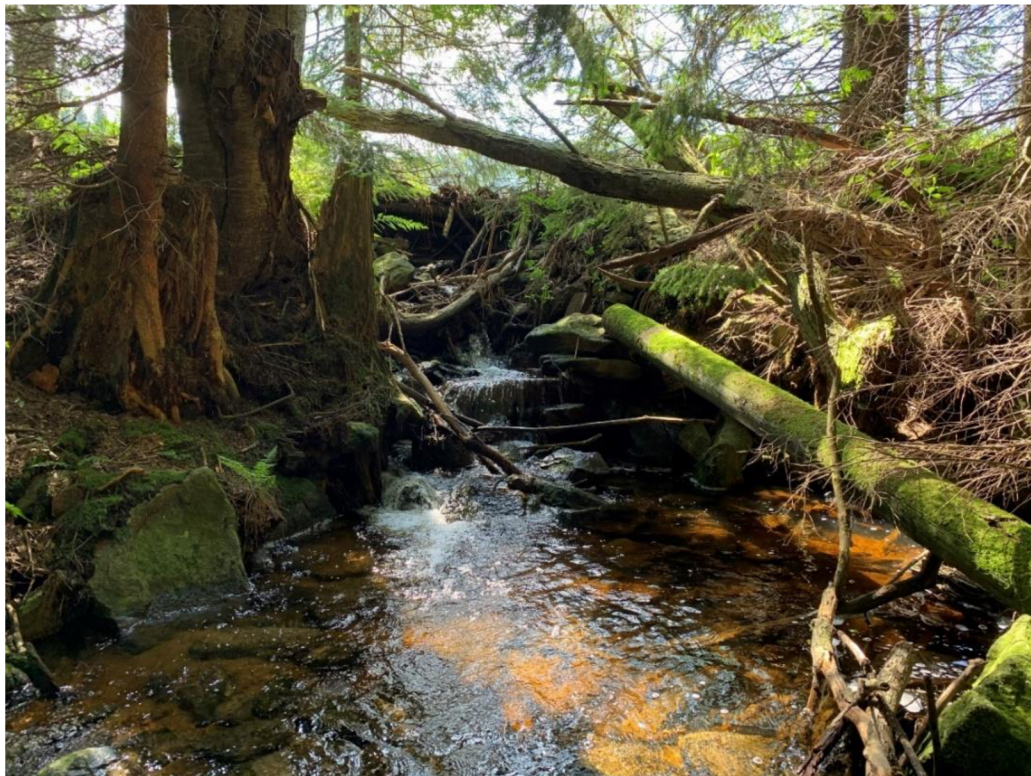
Jezero je napájeno dvěma hlavními přítoky stékajícími z oblasti pod horou Plesná, které v průběhu roku částečně mění své koryto. Koryto před vlastním ústím do jezera prochází rašelinistěm. Výtok z jezera je jeden a označuje se jako Jezerní potok, který ústí do Křemelné (povodí Vltavy). Vlastní přeliv jezera je vícečetný, a to díky činnosti bobra evropského (*Castor fiber*), který ucpal původní odtok (obrázek 8).

Historie výzkumu rybí obsádky jezera Laka sahá do 19. století, kdy různí autoři uvádí, že se v jezeře nachází velké množství pstruhů. Tehdejší záznamy uvádí 400-500 ulovených kusů, aniž by v jezeře byl znát úbytek (Švampera, 1914).

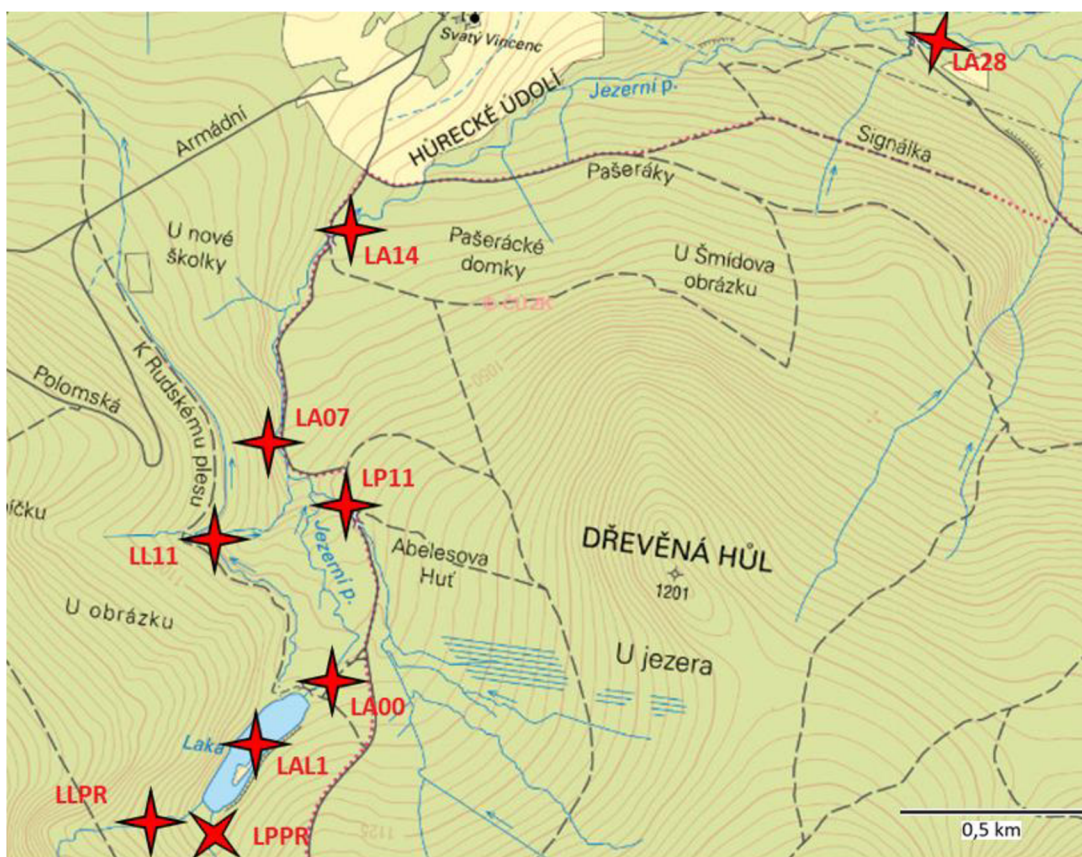
Jak je zmíněno výše v textu, jezero Laka je v současné době jediné jezero na české straně Šumavy, kde se podařil potvrdit přirozený výskyt pstruhů obecných přímo v jezeře (Blabolil a kol., 2020). V Jezerním potoce, ale jen v úseku 2,8 km od jezera, se kromě pstruhů vyskytuje také vranka obecná, která se díky migračním bariérám nedostane výše proti proudu.



Obrázek 7: Jezero Laka během studovaného období – prosinec 2020, květen 2021, červenec 2021, říjen 2021 (foto: Jan Hůda, Jan Hlaváč).



Obrázek 8: Bobří hráz na výtoku z jezera Laka, červenec 2021 (foto: Jan Hůda).



Obrázek 9: Mapa hlavních studovaných lokalit v oblasti jezera Laka (mapový podklad: ČÚZK).

Tabulka 2: Základní popis hlavních studovaných lokalit v oblasti jezera Laka.

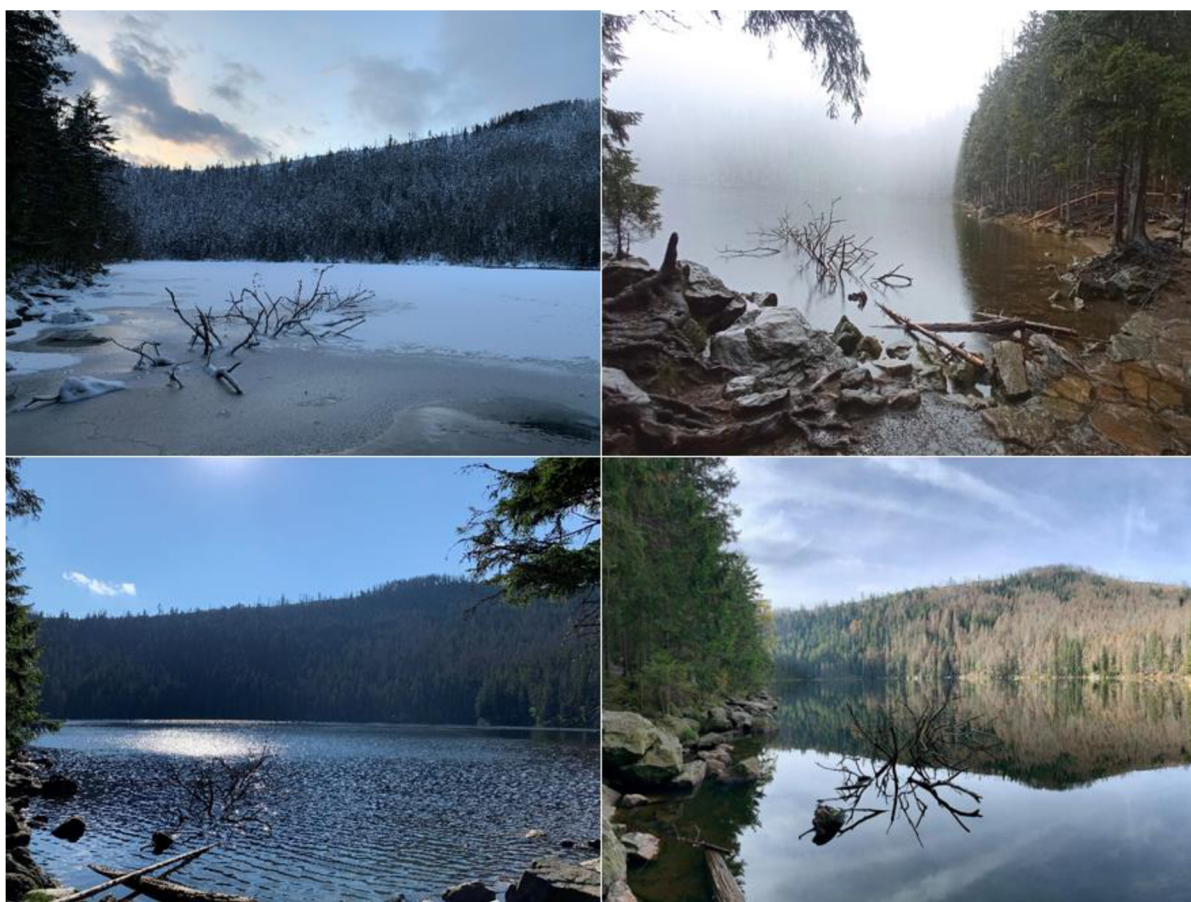
Kód	Popis lokality
LA28	Jezerní potok 2,8 km od jezera Laka
LA14	Jezerní potok 1,4 km od jezera Laka
LA07	Jezerní potok 0,7 km od jezera Laka
LA00	Jezerní potok vytékající z jezera Laka
LP11	pravý přítok do Jezerního potoka
LL11	levý přítok do Jezerního potoka
LLPR	levý přítok do jezera Laka
LPPR	pravý přítok do jezera Laka
LAL1	litorál jezera Laka u mola

4.1.2 Čertovo jezero

Čertovo jezero (obrázek 10, popis studovaných lokalit viz obrázek 12 a tabulka 3) leží také v okrese Klatovy pod Jezerní horou v nadmořské výšce 1027 m n. m. Jeho rozloha činí 10,7 ha, maximální hloubka dosahuje 35 m a objem vody $1,86 \times 10^6 \text{ m}^3$. Tyto hodnoty postačují k tomu, že se jedná o druhé, do plochy i objemu, největší šumavské jezero. Plocha povodí dosahuje 89 ha (Vrba a kol., 2016b). Jezero má půlkruhovitý tvar.

Čertovo jezero je napájeno dvěma přítoky, které tečou z oblasti pod Jezerní horou a Malým Špičákem. Odtok z jezera je jeden, nazvaný obdobně, Jezerní potok, jež ústí v Železné Rudě do Řezné (povodí Dunaje). Čertovo jezero se stalo cílem výzkumů již v roce 1898, kdy zde zkoumaly faunu i flóru prof. Frič s dr. Vávrou (Frič a Vávra, 1898).

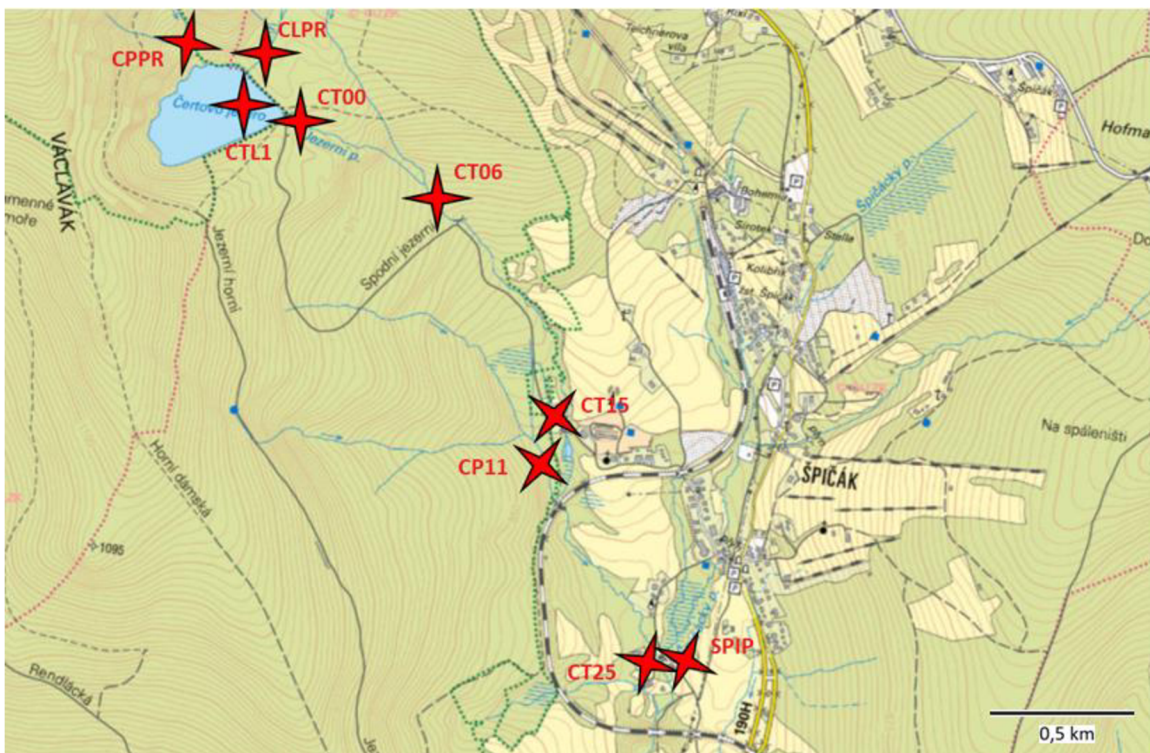
V Jezerním potoce a jeho přítocích se vyskytují pstruzi obecní a vranky obecné. Na rozdíl od jezera Laka je ale v současnosti návrat rybí obsádky do samotného jezera nepravděpodobný. Je tomu tak zejména díky nižším hodnotám pH a také kvůli značným stupňům na Jezerním potoce, které mohou fungovat jako migrační bariéry (obrázek 11).



Obrázek 10: Čertovo jezero během studovaného období – prosinec 2020, květen 2021, červenec 2021, říjen 2021 (foto: Jan Hůda, Tomáš Kolařík).



Obrázek 11: Migrační bariéra mezi profily CT15 a CT06 brání migraci pstruhů, říjen 2021 (foto: Jan Hůda).



Obrázek 12: Mapa hlavních studovaných lokalit v oblasti Čertova jezera (mapový podklad: ČÚZK).

Tabulka 3: Základní popis hlavních studovaných lokalit v oblasti Čertova jezera.

Kód	Popis lokality
CT25	Jezerní potok 2 2,5 km od Čertova jezera
CT15	Jezerní potok 2 1,5 km od Čertova jezera
CP11	pravý přítok do Jezerního potoka 2
CT06	Jezerní potok 2 0,6 km od Čertova jezera
CT00	Jezerní potok 2 vytékající z Čertova jezera
CTL1	litorál Čertova jezera u mostku
CLPR	levý přítok do Čertova jezera
CPPR	pravý přítok do Čertova jezera
SPIP	Špičácký potok

4.2 Dlouhodobý monitoring chemických ukazatelů vody

Pro vyhodnocení trendu chemických ukazatelů vody během období od posledního ichtyologického průzkumu (Matěna a kol., 2017), tedy 2010-2020, v oblastech jezera Laka i jezera Čertova byla použita data z dlouhodobého monitoringu tamních toků Hydrobiologickým ústavem Biologického centra AV ČR v.v.i. (prof. Kopáček, nepubl. data). Byly vybrány tyto parametry: rozpuštěný organický uhlík, celkový fosfor, alkalita (určena titrací podle Grana), obsah chloridového aniontu, dusičnanového dusíku, síranového aniontu, celkového reaktivního hliníku a labilního iontového hliníku (určen jako rozdíl rozpuštěného reaktivního a stabilního hliníku). Tyto parametry byly sledovány v odtocích z obou jezer. Frekvence odběrů byla přibližně 30 odběrů/rok pro odtok z Čertova jezera, pro odtok z jezera Laka byla frekvence nižší, přibližně 15-20 odběrů/rok. Množství odběrů se mezi jednotlivými roky i jezery lišilo.

4.3 Environmentální charakteristika zkoumaných toků

Pro bližší představu o sezónních změnách parametrů prostředí byly v prosinci 2020, květnu 2021, červenci 2021 a říjnu 2021 navštíveny vybrané lokality (viz obrázky 9 a 12 a tabulky 2 a 3) a zde byly měřeny základní charakteristiky vody pomocí multiparametrické sondy YSI PRO (YSI, USA) (obrázek 13). Měřena byla teplota vody, koncentrace rozpuštěného kyslíku, vodivost a pH.

Na vybraných profilech (LA28, LA14, LA07, LA00, LPRP, LAL1, CT25, CT15, CT06, CT00, CPRP, CTL1), vysvětlivky viz tabulky 2 a 3, byly již v prosinci 2020 umístěny datalogery (Onset, USA, HOBO Pendant temp/light 64K) (obrázek 14) pro kontinuální záznam teploty. Datalogery byly vyjmuty v říjnu 2021.



Obrázek 13: Multiparametrické YSI PRO sondy a sonda na měření vodivosti (foto: Jan Hůda).



Obrázek 14: Umístění dataloggeru v pravostranném přítoku do jezera Laka, květen 2021 (foto: Jan Hůda).

4.4 Odlov elektrickým agregátem

K samotnému odlovu pomocí elektrického agregátu (EFKO, FEG 1500, 500 V, 3 A) bylo vybráno celkem 16 lokalit, devět v oblasti jezera Laka a sedm v oblasti Čertova jezera (viz obrázky 9 a 12 výše). V případě jezera Laka probíhaly odlovy ve stejných úsecích jako během průzkumu ichtyofauny na podzim roku 2020 (Blabolil a kol., 2020). Konkrétně šlo o úseky Jezerního potoka 2,8 (LA 28); 1,4 (LA14); 0,7 km (LA07) od jezera, výtok bezprostředně pod jezerem (LA00), pravostranný (LP11) a levostranný přítok do Jezerního potoka (LL11), litorál jezera Laka (LAL1) a pravostranný (LPPR) a levostranný přítok do jezera (LLPR). V oblasti jezera Laka se vybrané úseky shodovaly během odlovů v květnu 2021 i říjnu 2021. U Čertova jezera probíhal odlov v úsecích Jezerního potoka 2,5 (CT25); 1,5 (CT15); 1,1 (CT11) a 0,6 km (CT06) od jezera, pravostranný přítok Jezerního potoka (CP11) a Špičácký potok (SPIP). Litorál Čertova jezera a toky nad 0,6 km od jezera byly v květnu 2021 vynechány. Odlov elektrickým agregátem během jarní části průzkumu byl uskutečněn 3.-4. května 2021 v oblasti jezera Laka a 4.-5. května 2021 v oblasti jezera Čertova. Na podzim elektrolov probíhal ve dnech 25.-26. října 2021 v oblasti jezera Laka a 25. října 2021 v tocích v oblasti Čertova jezera. Základní charakteristiky prolovených profilů jsou uvedeny v tabulkách 4 a 5.

V případě toků pod jezerem probíhal odlov pomalým broděním v toku (obrázek 15), u menších toků se lovilo obcházením po břehu, kdy ve vodě byly jen elektrody (obrázek 16). Litorál jezera Laka byl odloven z nafukovacího člunu, kde pohyb lodi určoval veslař (obrázek 17). V říjnu 2021 probíhal také lov pstruhů v jezeře Laka z nafukovacího člunu pomocí umělé mušky (obrázek 18). Elektrolov prováděli celkem čtyři pracovníci, jeden lovec, dva sběrači a jeden nosič. Lovec tlačítkem na rukojeti lovné tyče krátkodobě spouštěl stejnosměrný elektrický proud. Když došlo k omráčení ryby, proud byl vypnut a sběrač rybu umístil do nádoby s vodou a předal nosiči, jenž jí umístil do nádoby se vzduchováním. Délka prolovených úseků činila přibližně 100 m, dle vhodnosti terénu a množství ryb, u toků pod jezery či jejich přítoků (viz tabulky 4 a 5). Litorál jezera Laka byl proloven po celém obvodu. Na všech úsecích byl odlov proveden dvakrát, aby byl získán co největší počet ulovených ryb. Výjimkou byl jen litorál jezera Laka, drobné toky a toky, ve kterých se při prvním odlovu nebyly detekovány žádné ryby. Tyto lokality byly proloveny pouze jednou.



Obrázek 15: Elektrolov prováděný broděním v toku na lokalitě Jezerní potok 0,7 km od jezera Laka, květen 2021 (foto: Jan Hlaváč).



Obrázek 16: Elektrolov prováděný ze břehu toku na lokalitě pravý přítok do Jezerního potoka, květen 2021 (foto: Jan Hůda).



Obrázek 17: Elektrolov z nafukovacího člunu v litorálu jezera Laka, květen 2021 (foto: Jan Hlaváč).



Obrázek 18: Lov na umělou mušku v jezeře Laka, říjen 2021 (foto: Petr Blabolil).

Tabulka 4: Základní popis lokalit, na kterých byl prováděn elektrolov v květnu 2021.

Kód	Popis lokality	Lovený úsek (m)	Prům. šířka toku (m)	Prům. hloubka toku (m)	Prům. sklon toku (°)
LA28	Jezerní potok 2.8 km od jezera Laka	100	1,1	0,2	3,5
LA14	Jezerní potok 1.4 km od jezera Laka	100	3,0	0,2	2,9
LA07	Jezerní potok 0.7 km od jezera Laka	100	2,5	0,3	4,0
LA00	Jezerní potok vytékající z jezera Laka	100	0,8	0,2	2,4
LP11	pravý přítok do Jezerního potoka	100	2,0	0,2	7,4
LL11	levý přítok do Jezerního potoka	100	0,7	0,2	6,5
LLPR	levý přítok do jezera Laka	100	0,8	0,3	10,2
LPPR	pravý přítok do jezera Laka	100	0,2	0,35	4,0
LAL1	litorál jezera Laka u hráze	obvod jezera a kolem ostrůvků	-	2,0	-
CT25	Jezerní potok 2 2.5 km od Čertova jezera	100	1,0	0,3	2,2
CT15	Jezerní potok 2 1.5 km od Čertova jezera	100	2	0,2	3,4
CP11	pravý přítok do Jezerního potoka 2	100	0,6	0,06	3,5
CT11	Jezerní potok 2 1.1 km	150	1,2	0,3	10,0
SPIP	Špičácký potok	100	0,6	0,2	2,1

Tabulka 5: Základní popis lokalit, na kterých byl prováděn elektrolov a lov na umělou mušku v říjnu 2021.

Kód	Popis lokality	Lovený úsek (m)	Prům. šířka toku (m)	Prům. hloubka toku (m)	Prům. sklon toku (°)
LA28	Jezerní potok 2.8 km od jezera Laka	100	1,2	0,2	3,5
LA14	Jezerní potok 1.4 km od jezera Laka	100	3,0	0,2	2,9
LA07	Jezerní potok 0.7 km od jezera Laka	100	2,5	0,3	4,0
LA00	Jezerní potok vytékající z jezera Laka	100	0,8	0,5	2,4
LP11	pravý přítok do Jezerního potoka	100	2,0	0,2	7,4
LL11	levý přítok do Jezerního potoka	100	0,7	0,2	6,5
LLPR	levý přítok do jezera Laka	100	0,5	0,3	10,2
LPPR	pravý přítok do jezera Laka	100	0,2	0,35	4,0
LAL1	litorál jezera Laka	přítoková část a kolem ostrůvků	-	1,5	-
LAL1	litorál jezera Laka (lov muškou)	umělá muška	-	-	-
SPIP	Špičácký potok	100	0,6	0,2	2,1
CT25	Jezerní potok 2 2.5 km od Čertova jezera	100	0,7	0,6	2,2
CT24	Jezerní potok 2 2.4 km od Čertova jezera (bobří laguny)	12	6	0,5	-
CT15	Jezerní potok 2 1.5 km od Čertova jezera	100	2,0	0,2	3,4
CP11	pravý přítok do Jezerního potoka 2	100	0,6	0,3	3,5
CT11	Jezerní potok 2 1.1 km od Čertova jezera	300	1,5	0,5	10,0
CT06	Jezerní potok 2 0.6 km od Čertova jezera	50	1,0	0,3	9,0
CT00	Jezerní potok 2 vytékající z Čertova jezera	100	1,0	0,4	3,0

4.5 Zpracování úlovků

Ryby, které nosič umístil do nádoby se vzduchováním, byly dalšími pracovníky dále zpracovávány (obrázek 19). Byla měřena standardní délky ryby (po konec ošupení ocasního násadce, SL) s přesností na milimetry (obrázek 20). Takto zjištěné údaje byly zaznamenány do protokolu a použity k dalšímu vyhodnocení.



Obrázek 19: Stanoviště zpracovávání ulovených ryb, květen 2021 (foto: Jan Hůda).



Obrázek 20: Jedinec pstruha umístěný na mírce, kde byla měřena jeho délka, říjen 2021 (foto: Jan Hůda).

4.6 Zpracování výsledků

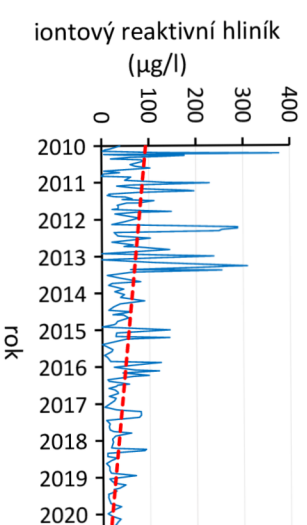
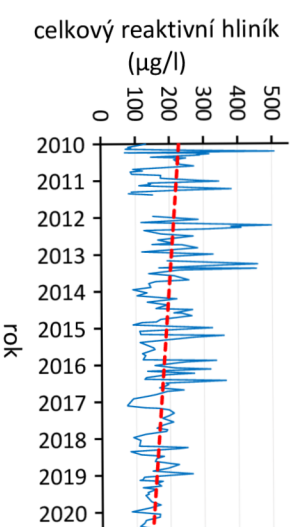
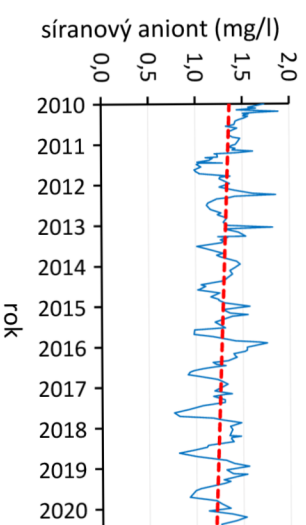
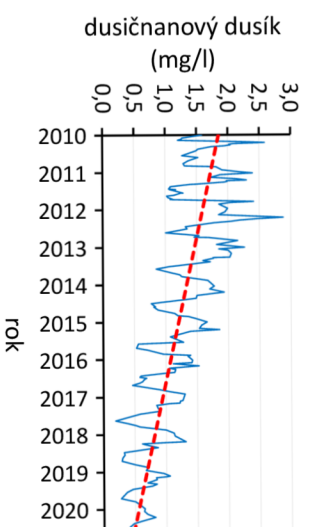
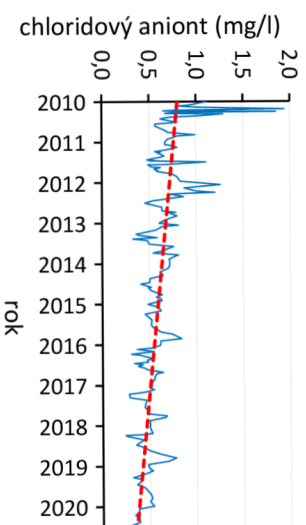
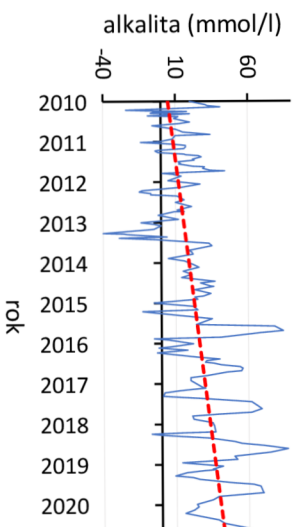
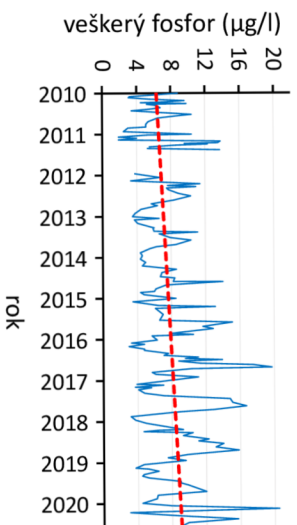
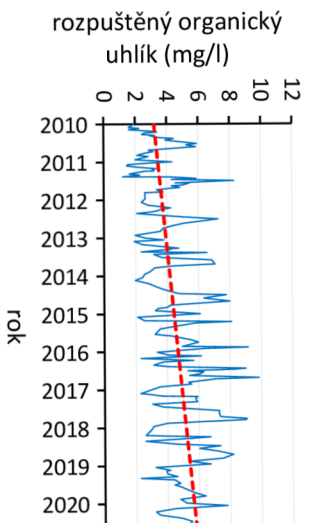
Pro tvorbu grafů zobrazujících hodnoty z dlouhodobého monitoringu chemických ukazatelů byl použit program Microsoft Excel 2019. Parametry vykazovaly opakující se sezónní změny, proto byl trend proložen přímkou přes celé období sledování. Stejný program byl využit při zobrazení naměřených hodnot parametrů vody zkoumaných toků i pro znázornění velikostní distribuce ulovených pstruhů.

Do statistického vyhodnocení úlovků pstruhů pomocí modelu analýzy variance (ANOVA) byly zahrnuty pouze lokality, kde byl proveden elektrolov ve stejných úsecích na jaře i na podzim a byl zde alespoň jeden chycený pstruh: LLPR, LPPR, LA00, LA07, LP11, LA14 a LA28 v případě oblasti jezera Laka a CT11, CP11, CT15, CT25 a SPIP v případě oblasti Čertova jezera. U některých profilů nebylo na jaře a na podzim vyvinuto shodné lovné úsilí (např. LAL1), nebo některé profily byly proloveny jen v jednu ze sledovaných dob (např. CT00 a CT06). Pro vlastní statistické vyhodnocení získaných údajů byla použita metoda hierarchická analýza variance (ANOVA) v programu R (verze 4.0.3, R Core Team 2021). Hladiny statisticky průkazné významnosti jsou uváděny v kategoriích $<0,05$, $<0,01$ a $<0,001$.

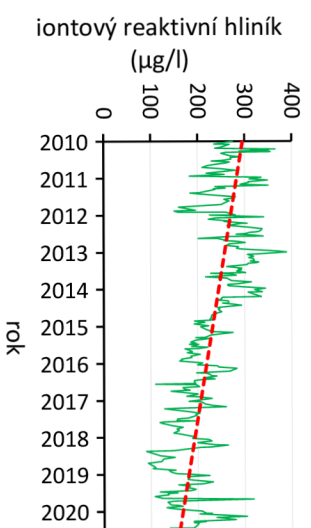
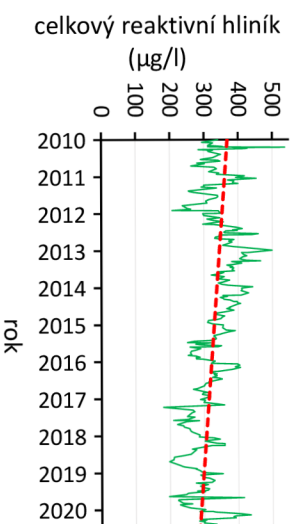
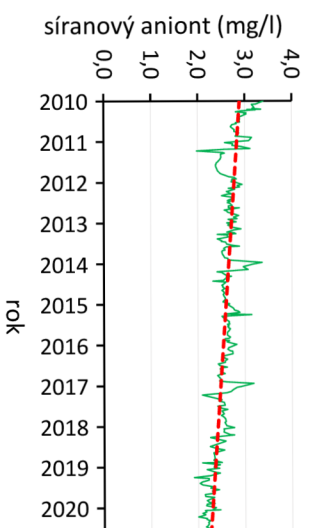
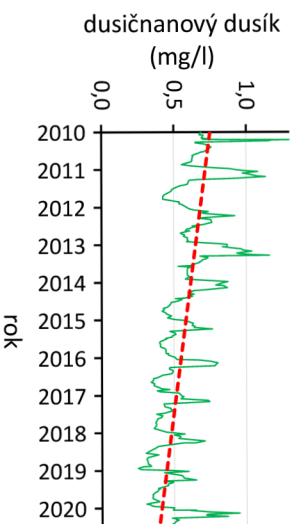
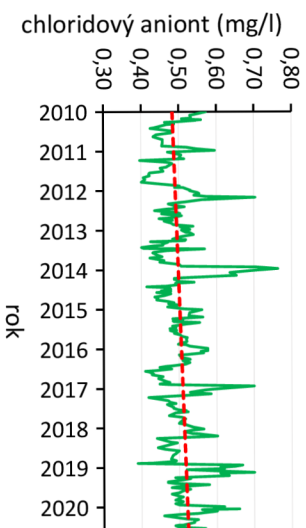
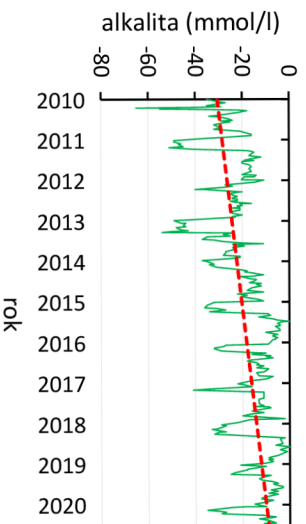
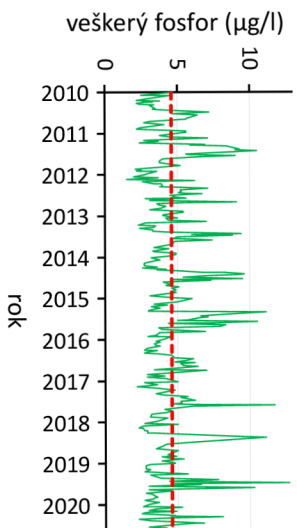
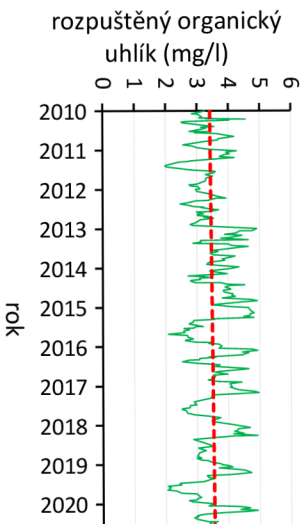
5. Výsledky

5.1 Dlouhodobý monitoring chemických ukazatelů vody

Na obrázcích 21 a 22 je v grafické podobě znázorněný dlouhodobý průběh monitoringu chemických ukazatelů vody z odtoku jezera Laka (obrázek 21) a z odtoku Čertova jezera (obrázek 22). Koncentrace rozpuštěného uhlíku v odtoku z jezera Laka vykazuje rostoucí tendenci, zatímco v odtoku z jezera Čertova koncentrace stagnuje. Podobné chování lze spatřit i u koncentrace celkového fosforu, jehož hodnoty v odtoku jezera Laka mírně narůstají až k průměrným hodnotám zhruba 8 $\mu\text{g/l}$, ale v Čertově jezeře vykazuje parametr mírně klesající tendenci s průměrnou hodnotou pod 5 $\mu\text{g/l}$. Zatímco hodnoty alkality v odtoku z jezera Laka se nachází až na pár výjimek převážně v kladných číslech, nabývají průměrné hodnoty 24 mmol/l a vykazují rostoucí trend, alkalita odtoku Čertova jezera se během sledovaného rozmezí nedostala nikdy nad hodnotu 0 mmol/l (průměrná hodnota -20 mmol/l), ale rozhodující je též rostoucí trend. Koncentrace rozpuštěných chloridů v odtoku z jezera Laka vykazuje klesající tendenci, oproti tomu koncentrace v odtoku z Čertova jezera v čase roste. Stejně tak koncentrace rozpuštěného dusičnanového dusíku v odtocích z obou jezer klesá, avšak odtok z jezera Laka dosahoval vyšších hodnot zejména v první polovině pozorovaného období. Koncentrace síranů v odtoku z jezera Laka vykazuje mírně klesající tendenci s průměrnou hodnotou 1,3 mg/l , zatímco u Čertova jezera jsou hodnoty téměř dvojnásobné, ale též klesají. Koncentrace celkového reaktivního hliníku v odtoku z jezera Laka naznačuje také klesající trend, s průměrem 187 $\mu\text{g/l}$, zatímco klesající trend u odtoku z Čertova jezera nabývá vyšších průměrných hodnot, 325 $\mu\text{g/l}$. Podobný trend vykazuje i koncentrace iontového reaktivního hliníku, kdy se odtok jezera Laka dostává k průměrným hodnotám 54 $\mu\text{g/l}$, odtok z Čertova jezera se ovšem stále drží téměř na čtyřnásobném průměru (225 $\mu\text{g/l}$).



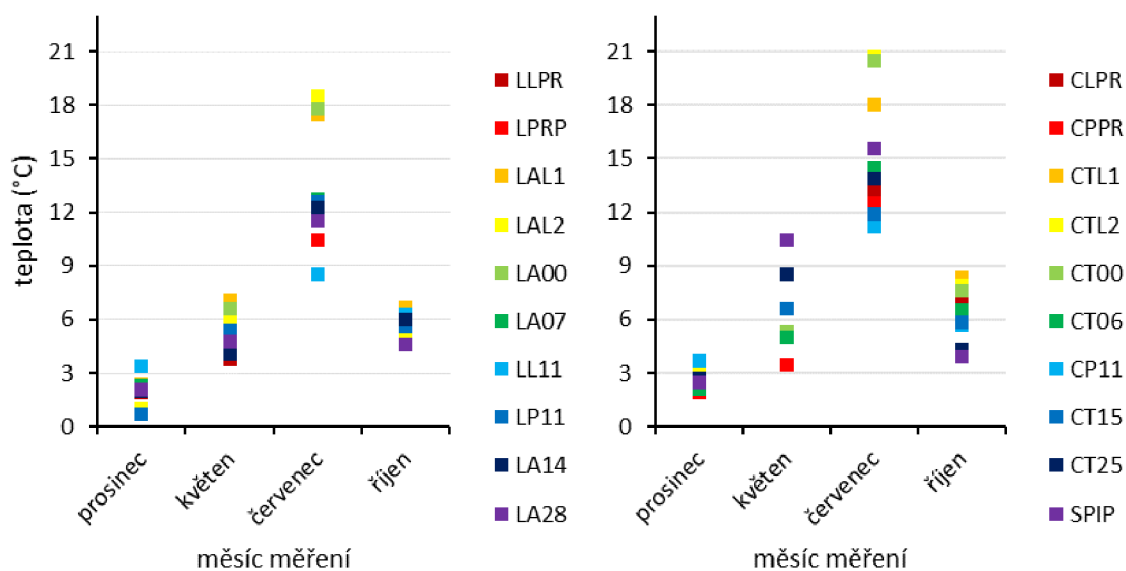
Obrázek 21: Dlouhodobý průběh chemických parametrů z odlohu jezera Laka (2010-2020) (zdroj: prof. Kopáček, nepubl. data).



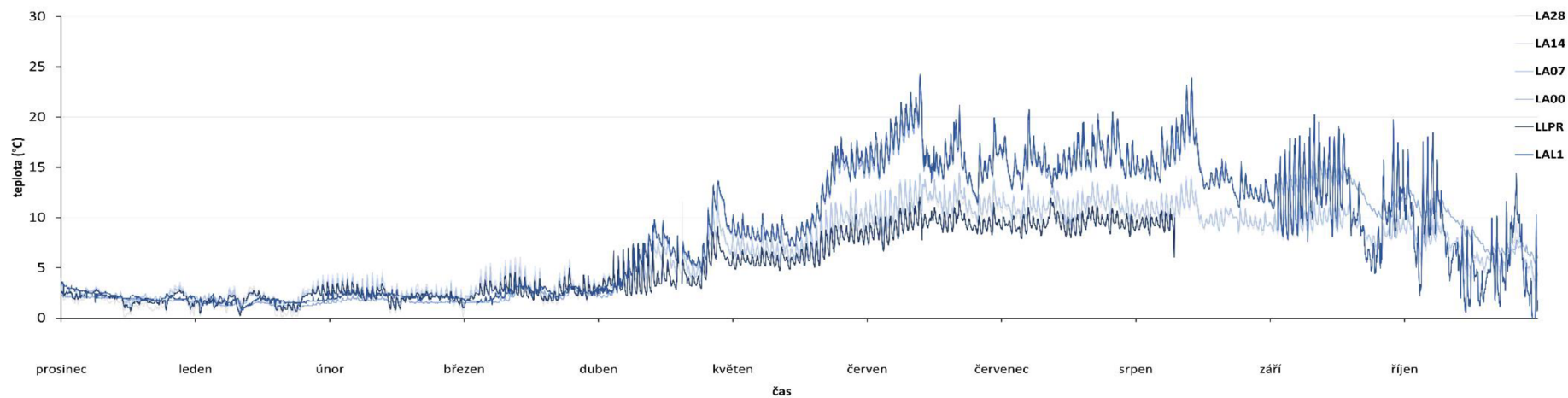
Obrázek 22: Dlouhodobý průběh chemických parametrů z odloku Čertova jezera (2010-2020) (zdroj: prof. Kopáček, nepubl. data).

5.2 Environmentální charakteristika zkoumaných toků

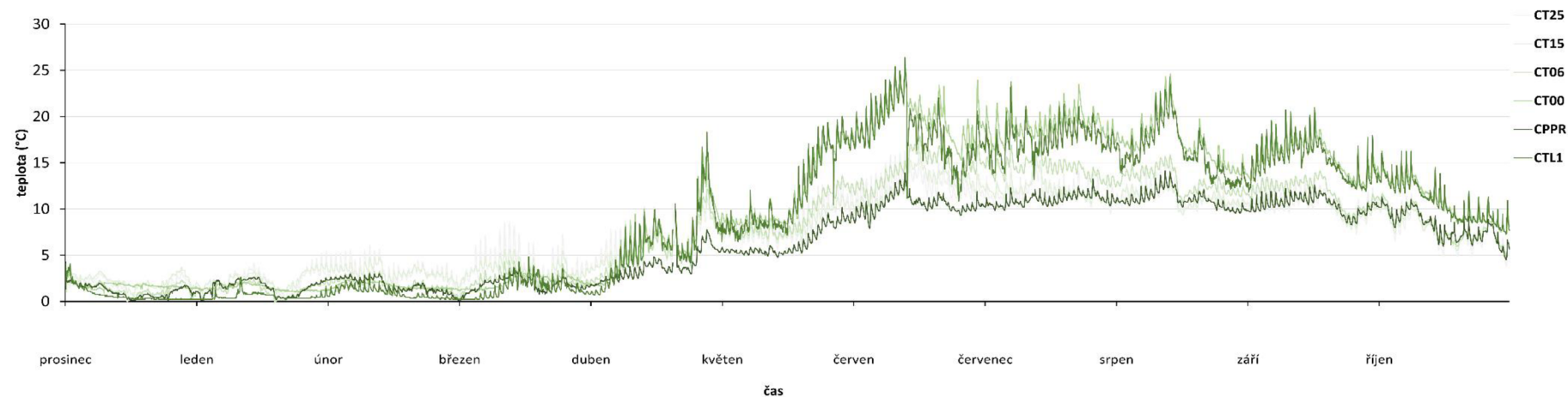
V průběhu sledování lokalit v oblasti jezera Laka bylo zjištěno, že se naměřená teplota vody statisticky průkazně lišila mezi termíny odběrů ($F_{3,27} = 79,22$, $p < 0,001$), ale rozdíly mezi lokalitami byly statisticky neprůkazné ($F_{9,27} = 1,64$, $p = 0,155$), naměřené hodnoty viz obrázek 23. Stejné měření bylo provedeno i pro oblast Čertova jezera, kde se naměřené teploty během sezóny statisticky průkazně lišily ($F_{3,27} = 62,95$, $p < 0,001$) a rozdíly v naměřené teplotě mezi lokalitami vycházeli též neprůkazně ($F_{9,27} = 1,121$, $p = 0,382$), naměřené hodnoty viz obrázek 23. Z obou obrázků je též patrné, že voda v jezeře se ohřívá výrazně více než voda na profilech dále po proudu. Na obrázcích 24 a 25 je v grafické podobě znázorněn průběh teploty zaznamenaný datalogery. Zde je patrné, že nejprve dochází k prohřátí samotného jezera a poté profilu hned pod ním (= efekt stojaté vody). Profily dále od jezera a v lese jsou chladnější. Nejvyšší teploty v litorálu obou jezer byly shodně zaznamenané 21. června 2021.



Obrázek 23: Naměřené hodnoty teploty v oblasti jezera Laka a Čertova jezera (vysvětlení zkratk viz tabulka 2 a 3, obrázek 9 a 12).

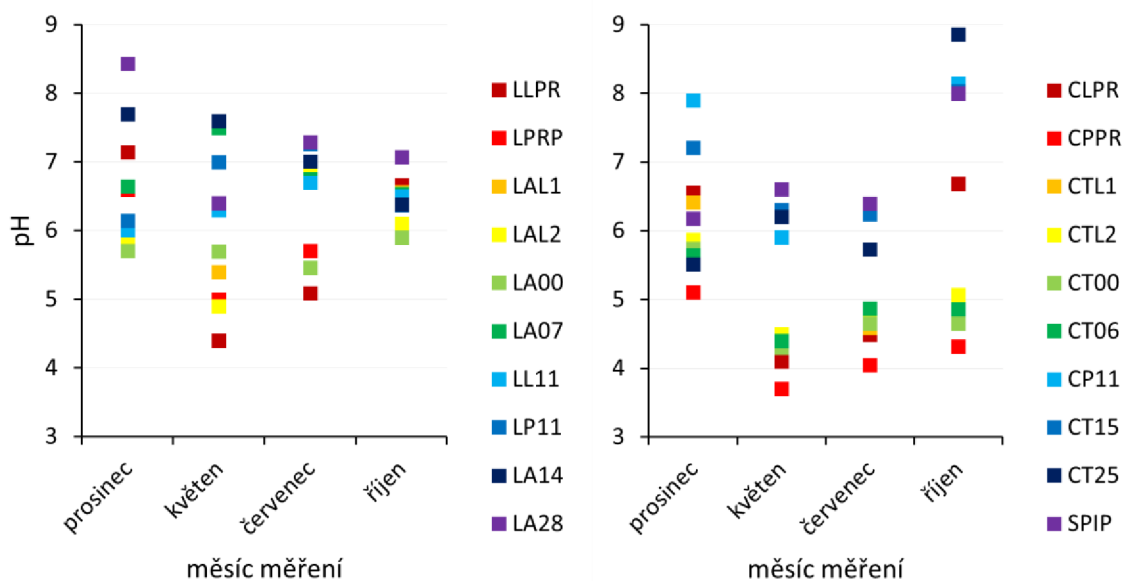


Obrázek 24: Dlouhodobý záznam teploty vody na vybraných profilech v oblasti jezera Laka.



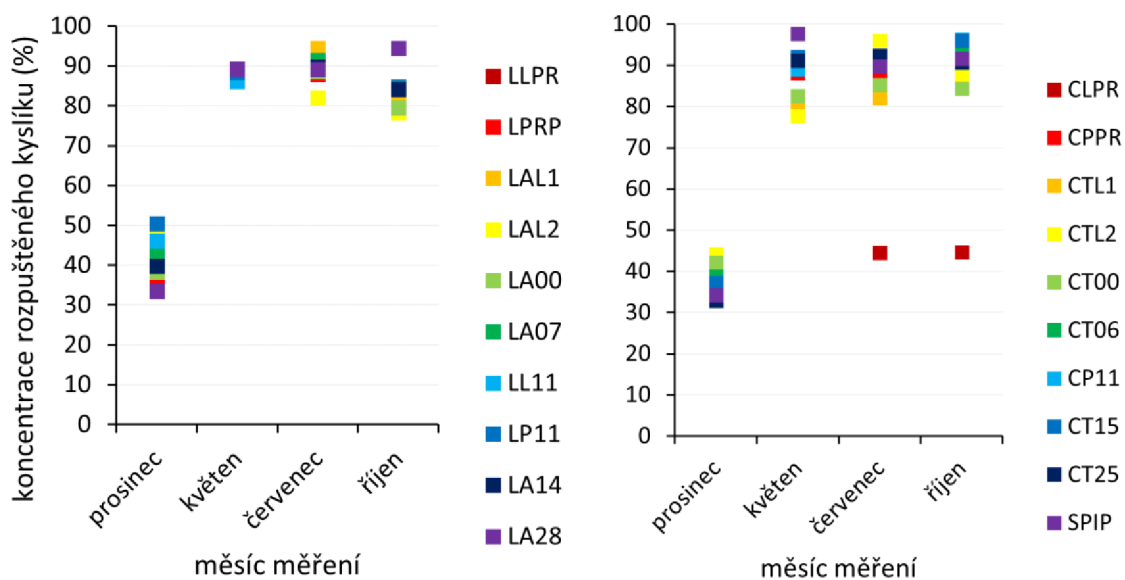
Obrázek 25: Dlouhodobý záznam teploty vody na vybraných profilech v oblasti Čertova jezera.

Dále byly měřeny hodnoty pH v tocích. Na lokalitách v oblasti jezera Laka byl zjištěn statisticky neprůkazný rozdíl v hodnotách mezi termíny odběru ($F_{3,27} = 1,389$, $p = 0,268$), ale rozdíly v naměřených hodnotách pH mezi lokalitami se průkazně lišily ($F_{9,27} = 2,82$, $p < 0,05$), naměřené hodnoty viz obrázek 26. Odlišně tomu bylo v oblasti Čertova jezera, kde se naměřené hodnoty pH statisticky průkazně lišily jak mezi termíny odběrů ($F_{3,27} = 8,662$, $p < 0,001$), tak i mezi zkoumanými lokalitami ($F_{9,27} = 8,215$, $p < 0,001$), naměřené hodnoty viz obrázek 26. Na naměřených hodnotách pH lze pozorovat, že profily dále po proudu od jezera vykazují vyšší hodnoty pH.



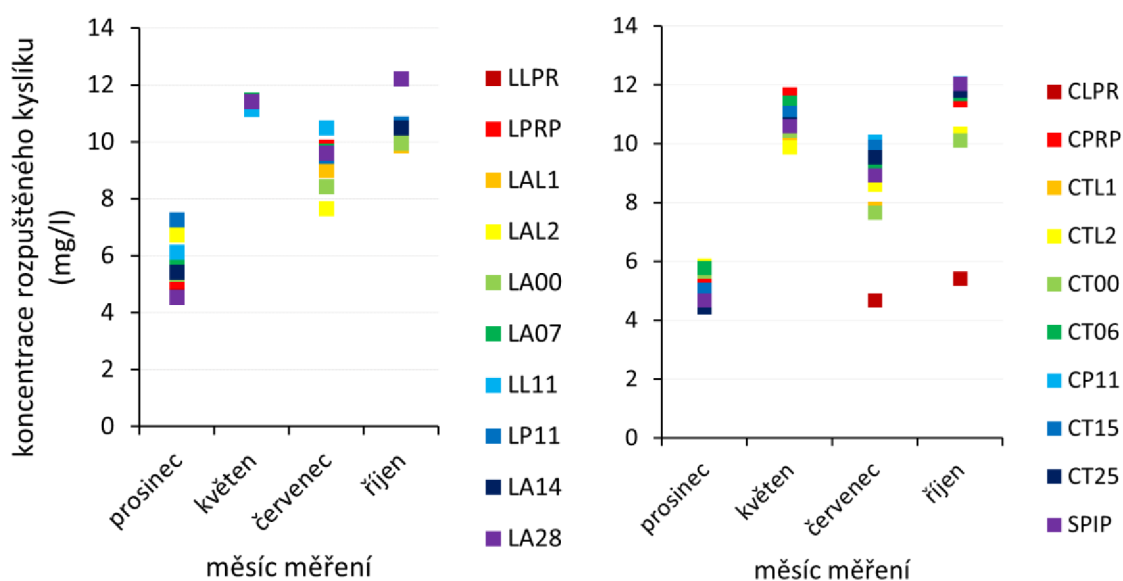
Obrázek 26: Naměřené hodnoty pH v oblasti jezera Laka a Čertova jezera (vysvětlení zkratk viz tabulka 2 a 3, obrázek 9 a 12).

Během sledování procentuálního nasycení kyslíku ve vodě na lokalitách v oblasti jezera Laka bylo zjištěno, že se naměřené hodnoty statisticky průkazně lišily mezi termíny odběrů ($F_{3,21} = 236,8$, $p < 0,001$). Rozdíly mezi lokalitami ale byly statisticky neprůkazné ($F_{9,21} = 0,822$, $p = 0,603$), naměřené hodnoty viz obrázek 27. V případě oblasti Čertova jezera bylo zjištěno, že se naměřené hodnoty procentuálního nasycení kyslíku statisticky průkazně lišily mezi termíny odběrů ($F_{3,27} = 73,83$, $p < 0,001$), rozdíly mezi lokalitami byly též statisticky průkazné ($F_{9,27} = 3,392$, $p < 0,05$), naměřené hodnoty viz obrázek 27. Nízké hodnoty nasycení na profilu CLPR, jsou způsobeny tím, že měření probíhalo v mělké tůni s téměř stojatou vodou a s vysokým obsahem organického materiálu na dně. Nízké hodnoty, které byly naměřeny během prosince, jsou patrně zkresleny chybou měření.



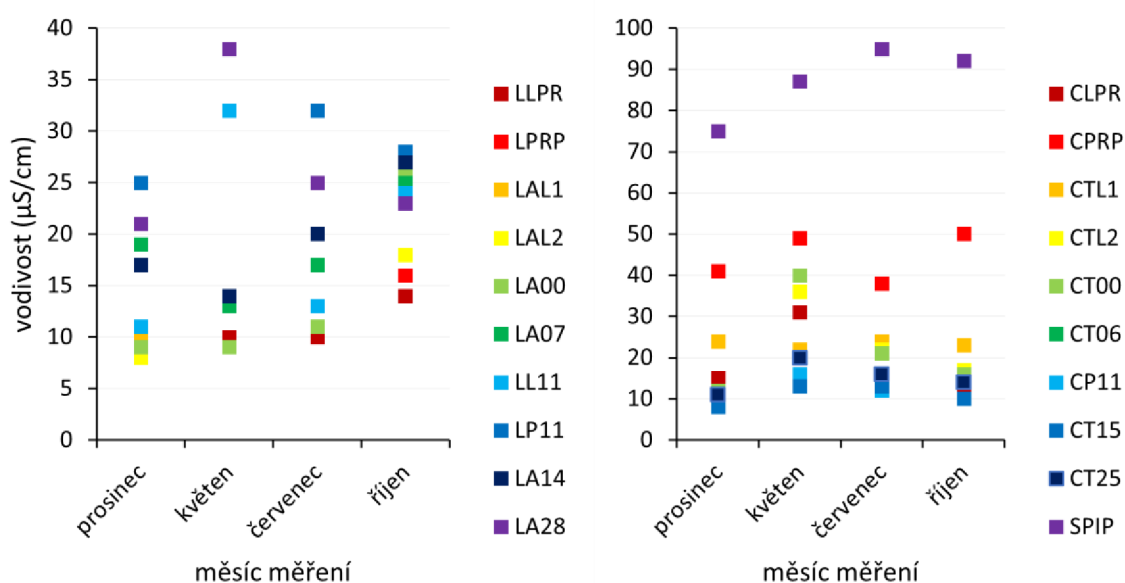
Obrázek 27: Naměřené hodnoty procentuálního nasycení vody kyslíkem v oblasti jezera Laka a Čertova jezera (vysvětlení zkratk viz tabulka 2 a 3, obrázek 9 a 12).

Při měření koncentrace kyslíku ve vodě na lokalitách v oblasti jezera Laka bylo zjištěno, že se naměřené koncentrace statisticky průkazně lišily mezi termíny odběrů ($F_{3,21} = 84,22$, $p < 0,001$). Oproti tomu rozdíly mezi lokalitami byly statisticky neprůkazné ($F_{9,21} = 0,818$, $p = 0,606$), naměřené hodnoty viz obrázek 28. Pro oblasti Čertova jezera platí, že se naměřené koncentrace kyslíku statisticky průkazně lišily mezi termíny odběrů ($F_{3,27} = 57,34$, $p < 0,001$) a rozdíly mezi lokalitami byly též statisticky průkazné ($F_{9,27} = 2,907$, $p < 0,05$), naměřené hodnoty viz obrázek 28. Nízké hodnoty koncentrace na profilu CLPR jsou dány měřením v mělké tůni s téměř stojatou vodou a s vysokým obsahem organického materiálu na dně. Nízké hodnoty naměřené během prosince jsou patrně zkresleny chybou měření.



Obrázek 28: Naměřené hodnoty koncentrace kyslíku ve vodě v oblasti jezera Laka a Čertova jezera (vysvětlení zkratk viz tabulka 2 a 3, obrázek 9 a 12).

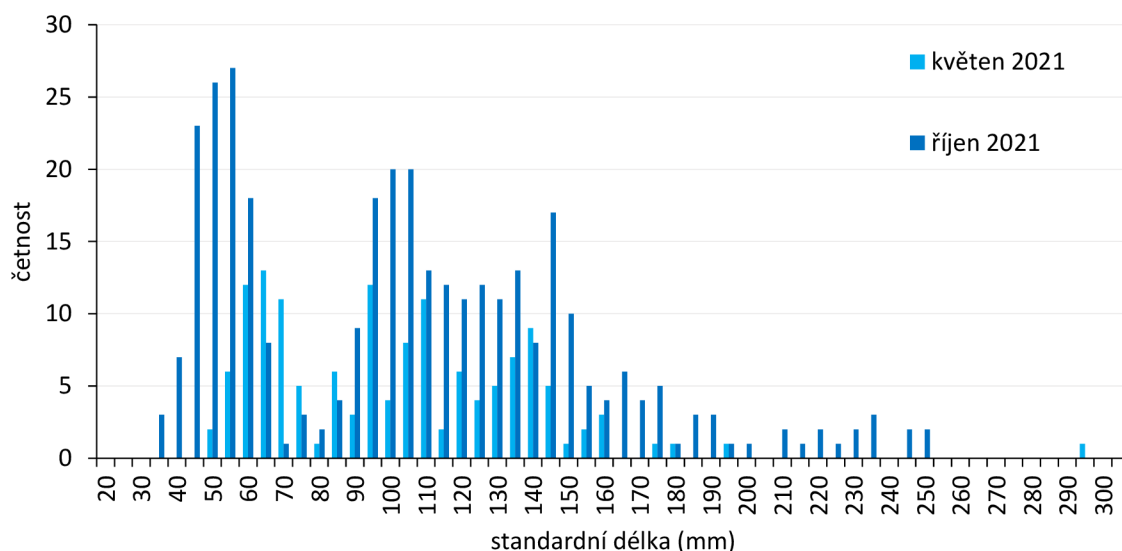
Při měření vodivosti vody v tocích na lokalitách v oblasti jezera Laka se naměřené hodnoty statisticky průkazně lišily jak mezi termíny odběru ($F_{3,27} = 4,377$, $p < 0,05$), tak i mezi lokalitami ($F_{9,27} = 4,157$, $p < 0,05$), naměřené hodnoty viz obrázek 29. Během stejného měření v oblasti Čertova jezera se také naměřené hodnoty statisticky průkazně lišily mezi termíny odběru ($F_{3,27} = 7,647$, $p < 0,01$) i mezi lokalitami ($F_{9,27} = 75,03$, $p < 0,001$), naměřené hodnoty viz obrázek 29. Podélný profil v oblasti jezera Laka vykazuje rostoucí trend vodivosti směrem po proudu. Vysoké hodnoty vodivosti naměřené na profilu SPIP jsou dány do značné míry tím, že se jedná o jiné povodí než zbývající profily oblasti Čertova jezera a také tím, že potok protéká osídlenou oblastí.



Obrázek 29: Naměřené hodnoty vodivosti vody v oblasti jezera Laka a Čertova jezera (vysvětlení zkratk viz tabulka 2 a 3, obrázek 9 a 12).

5.3 Odlov elektrickým agregátem

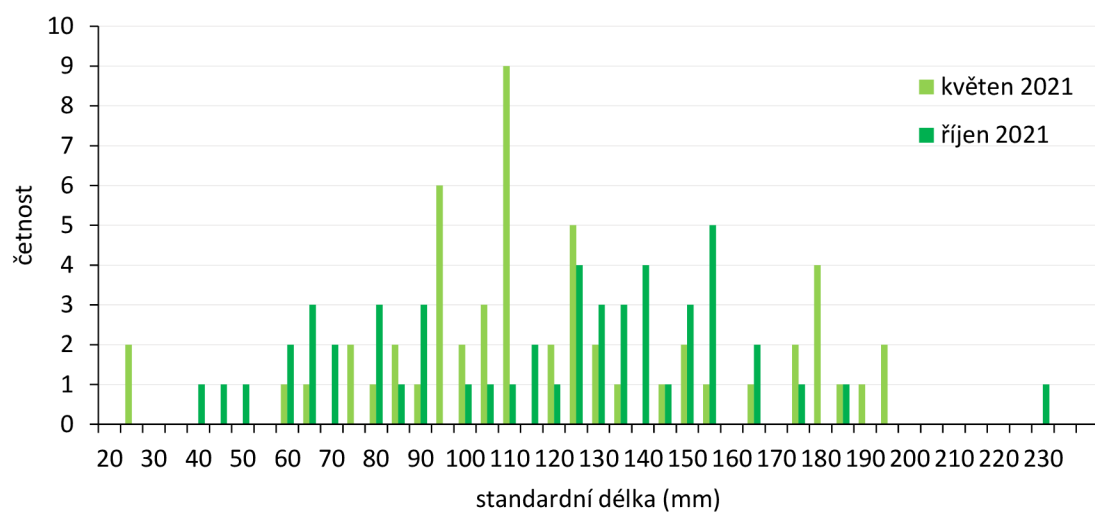
V oblasti jezera Laka bylo celkem během elektrolovu v květnu 2021 uloveno 142 jedinců, v říjnu 2021 344 jedinců pstruha obecného. Během elektrolovu, který probíhal na vybraných lokalitách v oblasti jezera Laka, se početnost ulovených pstruhů obecných statisticky průkazně lišila mezi termíny odlovů ($F_{1,6} = 22,65$, $p < 0,01$), zároveň byly statisticky průkazné i rozdíly v počtu ulovených jedinců mezi lokalitami ($F_{6,6} = 10,42$, $p < 0,01$). Rozdíly standardních délek pstruhů ulovených na vybraných lokalitách v oblasti jezera Laka mezi termíny odlovů byly neprůkazné ($F_{1,459} = 3,106$, $p = 0,079$), ale rozdíly mezi lokalitami se statisticky průkazně lišily ($F_{6,459} = 22,99$, $p < 0,001$). Velikostní distribuce a početnost viz obrázek 30. Konkrétní množství ulovených pstruhů na všech prolovených úsecích je uvedeno v tabulce 6.



Obrázek 30: Velikostní distribuce pstruhů obecných ulovených v oblasti jezera Laka v květnu a říjnu 2021.

V tocích v oblasti Čertova jezera bylo uloveno v květnu 2021 celkem 55 jedinců, v říjnu 2021 51 jedinců pstruha obecného. V případě elektrolovu probíhajícího na určených lokalitách v oblasti Čertova jezera se množství ulovených pstruhů průkazně nelišilo mezi termíny odlovu ($F_{1,4} = 0,101$, $p = 0,767$), ani mezi prolovenými lokalitami ($F_{4,4} = 1,852$, $p = 0,283$). Standardní délka ulovených pstruhů v oblasti Čertova jezera se průkazně nelišila mezi termíny odlovů ($F_{1,100} = 0,115$, $p = 0,735$), ale průkazně se lišila mezi danými lokalitami ($F_{4,100} = 3,71$, $p < 0,01$). Navíc zde byla nalezena příčná migrační bariéra mezi profily CT15 a CT06, která je zjevně přirozeného původu a brání pronikání pstruhů výše proti proudu Jezerního potoka (obrázek 11 výše). Velikostní distribuce a početnost ulovených pstruhů viz obrázek 31.

Konkrétní množství ulovených pstruhů na všech prolovených lokalitách je uvedeno v tabulce 6.



Obrázek 31: Velikostní distribuce pstruhů obecných ulovených v oblasti Čertova jezera v květnu a říjnu 2021.

Tabulka 6: Počty pstruhů obecných na všech lokalitách v oblasti jezera Laka a jezera Čertova ulovených za období květen 2021 a říjen 2021.

Oblast	Lokalita	Období	Počet (ks)	Poznámka
Laka	LLPR	květen	-	bez ryb
Laka	LLPR	říjen	13	2. lov bez ryb
Laka	LPPR	květen	2	
Laka	LPPR	říjen	42	2. lov bez ryb
Laka	LAL1	květen	2	
Laka	LAL1 (elektrolov)	říjen	-	bez ryb
Laka	LAL1 (lov umělou muškou)	říjen	17	
Laka	LA00	květen	13	
Laka	LA00	říjen	55	
Laka	LA07	květen	57	
Laka	LA07	říjen	97	
Laka	LL11	květen	-	bez ryb
Laka	LL11	říjen	-	bez ryb
Laka	LP11	květen	19	
Laka	LP11	říjen	50	
Laka	LA14	květen	42	
Laka	LA14	říjen	54	
Laka	LA28	květen	7	
Laka	LA28	říjen	16	
Čertovo	CT00	říjen	-	bez ryb
Čertovo	CT06	říjen	-	bez ryb
Čertovo	CT11	květen	10	
Čertovo	CT11	říjen	8	2. lov bez ryb
Čertovo	CP11	květen	3	
Čertovo	CP11	říjen	10	
Čertovo	CT15	květen	15	
Čertovo	CT15	říjen	17	
Čertovo	CT24	říjen	-	bez ryb
Čertovo	CT25	květen	10	
Čertovo	CT25	říjen	7	
Čertovo	SPIP	květen	17	
Čertovo	SPIP	říjen	9	
Laka	celkem	486 ks		
Čertovo	celkem	106 ks		

6. Diskuse

6.1 Dlouhodobý monitoring chemismu a environmentální charakteristiky toků

Jezero Laka a Čertovo jezero představují dva odlišné extrémy. Během období acidifikace šumavské oblasti bylo jezero Laka nejméně zasaženo a v posledních letech se zde chemismus vody začal zlepšovat, zatímco Čertovo jezero lze považovat za jezero, které bylo acidifikací ovlivněno nejvíce (Matěna a kol., 2017). Dlouhodobý monitoring odtoků z obou jezer (2010 až 2020) prof. Kopáčkem a jeho týmem z Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR v.v.i. přináší následující zjištění.

V porovnání s ichtyologickým průzkumem Matěny a kol. (2017), který probíhal v letech 2007-2010, lze u odtoku z jezera Laka pozorovat mírný nárůst v koncentraci rozpuštěného organického uhlíku. Matěna a kol. (2017) uvádí medián zjištěných hodnot jako 4,10 mg/l. Zatímco naměřené hodnoty od roku 2010 do roku 2020 vykazují medián 4,38 mg/l. Od roku 2010 jezero Laka vykazuje rostoucí trend v tomto parametru. Současný trend u odtoku z jezera Čertova je spíše stagnující s mediánem 3,35 mg/l. Dříve zjištěné hodnoty zaznamenaly medián odtoku jako 2,80 mg/l (Matěna a kol., 2017). Rostoucí koncentrace rozpuštěného organického uhlíku svědčí o tom, že se prostředí zotavuje z období acidifikace. Lze tak pozorovat mírný nárůst, který může zvýšit přežívání pstruhů alespoň starších věkových kategorií (McCartney a kol., 2003).

Z koncentrace celkového fosforu ve vodě lze soudit, že obě jezera jsou oligotrofními ekosystémy (Kopáček a kol., 2020). Ke stejnému výsledku došli i Matěna a kol. (2017) během průzkumu v minulosti.

V trendu, který vykazují naměřené hodnoty alkality, v případě obou jezer, nelze pozorovat ve srovnání s minulostí zásadní rozdíl. Dříve též hodnoty u odtoku z jezera Laka nabývaly převážně kladných hodnot, zatímco odtok z jezera Čertova se pohyboval v hodnotách záporných (Matěna a kol., 2017). Mediány zaznamenané Matěnou a kol. (2017) činily pro odtok z Laky 13 $\mu\text{eq/l}$, respektive -27 $\mu\text{eq/l}$ pro Čertovo jezero. Novodobý monitoring za posledních 10 let vykazuje medián 27 $\mu\text{eq/l}$ pro odtok z jezera Laka a -16 $\mu\text{eq/l}$ pro odtok z Čertova jezera. I zde je tak patrné zlepšení stavu obou jezer, i když Čertovo jezero vykazuje stále nízké hodnoty alkality. Co se týče kritických hodnot alkality, respektive kyselinové neutralizační kapacity (angl. ANC z acid neutralizing capacity) pro pstruha, hodnoty se liší s tím, jak se mění koncentrace iontového hliníku. Jak je uvedeno dále v textu, medián hodnot koncentrací iontového hliníku u odtoku z jezera Laka činí 41 $\mu\text{g/l}$, čemuž odpovídá kritická

hodnota ANC 25 $\mu\text{eq/l}$ (McCartney a kol., 2003). Koncentrace iontového hliníku v odtoku z Čertova jezera činí 209 $\mu\text{g/l}$, tomu odpovídá kritická hodnota ANC 40 $\mu\text{eq/l}$ (McCartney a kol., 2003). Toto však nejsou jediné hodnoty, které se uvádí. Hindar a Wright (2005) uvádí jako kritickou hodnotu ANC okolo 10 $\mu\text{eq/l}$. V norských tocích byla kritická hodnota ANC stanovena jako 20 $\mu\text{eq/l}$ (Lien a kol., 1996). Z těchto kritických hodnot tak lze usoudit, že v případě Čertova jezera jsou hodnoty daleko pod kritickou hodnotou a podmínky pro přežívání pstruhů jsou tudíž nevhodné. Hodnoty se v případě jezera Laka pohybují na hraně kritických hodnot napříč literaturou.

Koncentrace dusičnanového dusíku a síranového aniontu v obou jezerech v současnosti obecně vykazují také klesající trend. Pokles emisí síry a dusíku tak umožňuje obnovu dříve zasažených povrchových vod (Kopáček a kol., 2016).

V případě koncentrace celkového reaktivního hliníku se v minulosti pohybovaly mediány v hodnotách 120 $\mu\text{g/l}$ pro odtok z jezera Laka a 352 $\mu\text{g/l}$ pro odtok z Čertova jezera (Matěna a kol., 2017). V současné době jsou mediány 196 $\mu\text{g/l}$ pro odtok z Laky a 327 $\mu\text{g/l}$ pro odtok z Čertova jezera. Nelze tak soudit přílišné zlepšení stavu. Při měření koncentrací iontového reaktivního hliníku, což je právě forma hliníku, jež je právě pro ryby škodlivá (Kroglund a kol., 2008), nabývaly mediány hodnot 26 $\mu\text{g/l}$ u odtoku z jezera Laka a 282 $\mu\text{g/l}$ u odtoku z Čertova jezera (Matěna a kol., 2017). V současné době jsou hodnoty mediánů 41 $\mu\text{g/l}$ pro odtok z jezera Laka a 209 $\mu\text{g/l}$ pro odtok Čertova jezera. V tomto parametru tak lze spatřit pokles u Čertova jezera. Samotná vysoká koncentrace iontového hliníku nemusí být ale rozhodující. Největší hrozbu nejen pro pstruhy, ale ryby obecně, představuje kombinace nízkých hodnot pH a vysokého obsahu hliníku (Malcolm a kol., 2014). Co se týče kritických hodnot koncentrace iontového hliníku, pokud je koncentrace vyjádřena jako koncentrace v suché hmotnosti žaber ryby ($\mu\text{g Al/váha žaber v sušině}$) je pak smolt pstruha schopen v delší době (>10 dní) snášet hodnoty, které mají za následek koncentraci až 300 $\mu\text{g Al/váha žaber v sušině}$, třídenní vystavení, jež má za následek akumulaci hliníku na žábrách mezi 25 až 60 $\mu\text{g Al/váha žaber v sušině}$ vede ke snížení přežívání smoltu do stádia dospělosti asi o 20 až 50 % (Kroglund a kol., 2008).

Hodnoty naměřených environmentálních charakteristik toků nasvědčují tomu, že pstruzi mají ve zkoumaných tocích zlepšující se podmínky. Co se týče teploty vody v tocích v oblasti obou jezer, nikdy se nedostala nad hodnotu letální teploty, která je pro pstruha laboratorně určena jako 24,7 °C (počáteční letální teplota), respektive 29,7 °C (ultimátní letální teplota)

(Elliot, 2000). Populace pstruhů tak zde mají vhodné teplotní podmínky pro svůj život. Nejvyšší teplotu (s výjimkou zimního období) vykazovaly litorály obou jezer, směrem dále po proudu teplota většinou klesala. Teplota je důležitým parametrem, který zásadně ovlivňuje růst a vývoj pstruhů (Lobón-Cervia a kol., 1998; Klemetsen a kol., 2003). Z toho plyne, že pstruzi obývající jezero Laka mají příhodnější podmínky pro svůj život než pstruzi obývající Jezerní potok dále po proudu od jezera.

Dalším rozhodujícím faktorem, který byl měřen, byly hodnoty pH toků. Jak je již zmíněno výše, lososovité ryby jsou velmi citlivé k acidifikaci (Kroglund a kol., 2008). Pro pstruha se uvádí jako letální hodnoty pH nižší než 4,0 a vyšší než 9,5-10,0 (Crisp, 2000). Během 24 hodin nepřežije polovina jedinců hodnotu pH 3,6 (Ikuta a kol., 1992). V oblasti jezera Laka hodnoty pH za zkoumané období nikdy pod letální hodnotu pH 4,0 nikdy neklesly. V oblasti Čertova jezera, které bylo během období acidifikace zasaženo nejvíce (Matěna a kol., 2017), byla v květnu 2021 v pravostranném přítoku do jezera zaznamenána hodnota pH 3,7. K tomuto profilu se ale pstruzi zatím kvůli migračním bariérám nemohou dostat, takže nelze hodnotit, zda by zde přežili či nikoliv. Na ostatních profilech v této oblasti byly zaznamenané hodnoty pH v rozmezí, ve kterém pstruzi běžně přežívají. Lze také pozorovat mírný pokles hodnot pH během jarního měření, což se děje díky jarnímu tání sněhu, které v některých případech může mít za následky pokles v množství ryb v tocích (Herrmann a kol., 1993).

Významným faktorem, který byl studován a který ovlivňuje dlouhodobé přežívání pstruha v tocích, je koncentrace rozpuštěného kyslíku (Baruš a Oliva, 1995). Prahová koncentrace kyslíku činí 4,59 mg/l (Davis, 1975). Nároky na kyslík rostou těsně před vylíhnutím a během protiproudne migrace (Crisp, 1993). Ve všech zkoumaných lokalitách tak pstruzi mají příhodné kyslíkové podmínky pro svůj rozvoj. Nižší hodnoty se vyskytly jen v prosinci, kdy šlo však zřejmě o chybu měření. Dále byly nízké hodnoty koncentrace kyslíku změřeny v levostranném přítoku do Čertova jezera, zde však šlo o měření ve stojaté tůni s velkým množstvím materiálu organického původu na dně.

Vodivost, která je dána součinitelem koncentrace iontů ve vodě a její teplotou, má také vliv na úspěšnost elektrolovu (Bednář a kol., 2013). Vodivost byla na většině zkoumaných profilů nízká, výjimku představoval Špičácký potok, kde byla znatelně vyšší. To mohlo být způsobeno tím, že Špičácký potok protéká, na rozdíl od Jezerního potoka, jak zastavěnou oblastí, kde je ovlivněn splaškovými vodami nebo do určité míry i solením silnic během zimních období, tak oblastí, kterou přetvořil bobr evropský. Také se jedná o jiné povodí.

6.2 Odlov elektrickým agregátem

6.2.1 Jezero Laka

Celkem bylo během ichtyologického průzkumu, který probíhal na jaře a na podzim roku 2021 v oblasti jezera Laka, uloveno 142 jedinců pstruha na jaře a 344 jedinců pstruha na podzim. Při prvotním porovnání je očividné, že na podzim se počty pstruhů výrazně zvýšily, což může být dáno do určité míry tím, že pstruzi vykazovali protiproudou třetí migraci do vhodných stanovišť, jejíž vrcholy jsou právě mezi druhou polovinou měsíce října a počátkem měsíce listopadu (Libosvářský, 1974; Piecuch a kol., 2007; Slavík a kol., 2012b), což se překrývá s termínem odlovů. Stejný trend v nárůstu početnosti pstruhů během podzimních odlovů zaznamenal i Matěna a kol. (2017). Během jejich průzkumu narostla hustota ryb až dvojnásobně v porovnání odlovů provedených v červenci a říjnu (Matěna a kol., 2017). Během jejich průzkumu, který probíhal mezi lety 2008 a 2010, je také patrný nárůst celkové početnosti pstruhů v Jezerním potoce vytékajícím z jezera Laka a také důležitý nárůst početnosti tohoročních jedinců (Matěna a kol., 2017). Během posledního průzkumu, který v této oblasti probíhal na podzim roku 2020 bylo uloveno celkem 280 pstruhů obecných (Blabolil a kol., 2020). To je o 67 jedinců méně, než bylo uloveno během průzkumu, který je součástí této práce. Ovšem co se mezi těmito dvěma průzkumy shoduje je nejvyšší hustota ryb na profilu LA07 (Blabolil a kol., 2020; údaje z této práce). Za shodu lze také považovat množství ulovených jedinců pomocí elektrického agregátu v samotném jezeře Laka, kdy Blabolil a kol. (2020) na podzim roku 2020 ulovili tři jedince, zatímco během současného průzkumu byli na jaře 2021 uloveni dva jedinci. Podzimní úlovky nelze porovnávat, protože byl proveden lov na umělou mušku, který se jevil jako efektivnější metoda v porovnání s elektrolovem, protože bylo uloveno celkem 17 jedinců. Z tohoto důvodu se jeví lov na umělou mušku jako vhodná metoda a v dalších ichtyologických průzkumech by bylo v případě jezer vhodné užít právě tuto metodu na úkor elektrolovu. Co je ovšem shodné pro všechny tři ichtyologické průzkumy je přítomnost tohoročních jedinců v Jezerním potoce (Matěna a kol., 2017; Blabolil a kol., 2020; údaje z této práce).

6.2.2 Čertovo jezero

Co se týče oblasti Čertova jezera, zde bylo v přilehlých tocích během dřívějšího ichtyologického průzkumu v roce 2007 a 2008 zaznamenáno jen minimum jedinců pstruha obecného (Matěna a kol., 2017). Na profilu CT15 byli uloveni v červenci 2007 dva jedinci, na profilu CT25 13 jedinců a na profilu SPIP 30 jedinců pstruha obecného (Matěna a kol., 2017). Ani zde nebyli zaznamenáni žádní tohoroční jedinci (Matěna a kol., 2017). Během

aktuálního průzkumu, který zde proběhl po dlouhých čtrnácti letech, lze pozorovat v porovnání s minulostí nárůst početnosti pstruhů obecných pouze na profilu CT15. Na ostatních profilech (CT25 a SPIP) bylo množství ulovených pstruhů nižší (viz tabulka 6). Během aktuálního průzkumu se však v tocích v oblasti Čertova jezera vyskytovali i tohoroční jedinci pstruha obecného. Celkem bylo během nynějšího průzkumu tedy uloveno 55 jedinců pstruha na jaře a 51 jedinců pstruha na podzim. Lze tak konstatovat, že se množství ulovených pstruhů významně nelišilo mezi jarním a podzimním termínem odlovu, takže nelze pozorovat stejný trend jako v tocích v oblasti jezera Laka. Během předcházejícího průzkumu nebyla přítomnost pstruhů pozorována výše než 1,5 km od jezera (Matěna a kol., 2017). Výsledky současného průzkumu však naznačují proniknutí pstruhů o něco výše proti proudu, konkrétně 1,1 km od Čertova jezera. Lokality výše stále zůstávají pstruhy neosídlené, zejména kvůli morfologii toku, na kterém se vyskytuje značné množství migračních bariér znemožňujících další postup pstruhů výše proti proudu (obrázek 11).

6.3 Celková obnova oblasti po acidifikaci

Oblasti, které byly v minulém století výrazně zasaženy atmosférickou acidifikací a problémy s ní spojenými, dnes pomalu prochází procesem přirozené obnovy (Skjelkvåle a kol., 2003; Vrba a kol., 2016a). Nejrozsáhlejší monitoring takto zasažených oblastí probíhá nejpravděpodobněji v oblasti Skandinávie, kterou acidifikace postihla velmi tvrdě (Hindar a Wright, 2005). Od 80. let minulého století v této oblasti dochází k výraznému poklesu depozice síranů, asi o 60 % (Skjelkvåle a kol., 2001). V Norsku a Švédsku již několik desetiletí probíhají rozsáhlé projekty vápnění zasažených vodních ploch a toků, během kterých bylo investováno přes 150 milionů euro (Hindar a Wright, 2005). Skandinávie byla acidifikací zasažena dříve než oblasti Šumavy, potažmo České republiky jako celku. Z literatury plyne například, že již během 20. let minulého století byla některá norská jezera bez přirozených rybích obsádek (Hindar a Wright, 2005). Pro porovnání ze šumavských jezer ryby vymizely během 60., respektive 70. let minulého století (Krupauer a Vostradovský, 1972; Veselý, 1994). Pro shrnutí lze tedy říci, že ačkoliv v současnosti probíhá redukce kyselých srážek, není to v některých oblastech stále dostačující, aby se kvalita vody zlepšila natolik, že by v ní mohly žít prosperující rybí populace (Hindar a Wright, 2005). Ale aby bylo vidět i zlepšení, například jiná zjištění z Norska přináší zprávy, že během dlouhodobého monitoringu lokalit, které dříve byly silně ovlivněné acidifikací, dochází k postupné regeneraci ekosystému a zvyšování hladiny alkality a pH; spolu s tím tak roste i početnost mladých pstruhů obecných, kteří se v dané oblasti vyskytují (Hesthagen a kol., 2001).

Velmi dobře proces přirozené obnovy ilustruje tato bakalářská práce z oblasti Národního parku Šumava. Zde sice obnova není tak rychlá jako ve výše zmíněných oblastech, ale i tak ji zde můžeme pozorovat, a to na příkladu osídlení vodních toků pstruhem obecným, který ze zdejších jezer právě kvůli atmosférické acidifikaci v minulosti vymizel (Krupauer a Vostradovský, 1972; Veselý, 1994). V současné době je situace výrazně příznivější. Díky poklesu míry okyselení vodních toků byla během posledního velkého ichtyologického průzkumu, který probíhal mezi lety 2007-2010, zjištěna přítomnost pstruhů nejprve těsně pod jezerem Laka (Matěna a kol., 2017). Při průzkumu, který probíhal na podzim roku 2020 byli pstruzi zaznamenáni i v samotném jezeře a jeho pravostranném přítoku (Blabolil a kol., 2020). Během rozšiřujícího ichtyologického průzkumu, který probíhal v roce 2021 a jehož výsledky jsou součástí této práce, byla zjištěna přítomnost pstruhů obecných téměř na všech vybraných profilech v oblasti jezera Laka. Pstruzi byli v dobré kondici a vykazovali znaky zdravé a prosperující populace, o čemž svědčí i vysoký počet ulovených tohoročních ryb v říjnu 2021. K návratu pstruhů dochází i v oblasti dalšího z šumavských ledovcových jezer, u Čertova jezera. Zde zaznamenal Matěna a kol. (2017) v letech 2007 a 2008 jednotlivé jedince a žádné zástupce tohoroční kohorty ryb. Výsledky aktuálního průzkumu z roku 2021 proto přinesly zásadní a velmi ceněné informace. Úlovky v oblasti Čertova jezera byly sice co do početnosti menší než v oblasti Laky, ale i zde byli uloveni dobře vypadající pstruzi. V říjnu 2021 bylo uloveno několik tohoročních ryb. To, že jak jarní, tak podzimní úlovky ve větší či menší míře zahrnovaly tohoroční jedince pstruhů, znamená, že podmínky prostředí pstruhům svědčí a dochází zde tak k přirozené reprodukci v oblasti obou zmiňovaných jezer. Dříve probíhala přirozená reprodukce pouze v oblasti jezera Laka, v oblasti Čertova jezera byla nepravděpodobná (Matěna a kol., 2017).

Osídlení dalších šumavských jezer rybami stále zůstává nejisté, zejména kvůli příčným překážkám na tocích, které fungují jako migrační bariéry; jako například zjištěná bariéra v oblasti Čertova jezera (viz obrázek 11) (Vrba a kol., 2016a; údaje z této práce). Pstruh běžně zvládne překonat překážky vysoké 60 cm, někdy až 100 cm. (Slavík a kol., 2012b). K tomu však potřebují dostatečný průtok vody. Vezme-li se v úvahu globální změna klimatu, hrozí vážná rizika i v tomto ohledu. Migrace pstruha je obecně na území České republiky relativně omezená, a to nejen díky rozvodnicím mezi třemi úmořími, do nichž naše země patří, ale i díky činnosti člověka, který řeky i menší toky zastavil hrázemi, jezy a podobnými překážkami (Lusk a kol., 2014). Chemismus vody v oblasti Šumavy by tak nemusel být tím nejvýraznějším problémem.

Do budoucna by bylo vhodné rozšířit aktuální ichtyologický průzkum i na další šumavská jezera, aby byla lépe zdokumentována současná situace vývoje rybích obsádek. Další množné rozšíření spočívá v podrobnějším studiu ulovených ryb, a to například v oblasti stáří a pohlaví ryb, nebo i v jejich genetické příslušnosti k určitým populacím.

7. Závěr

Tato bakalářská práce si kladla za cíl vypracovat literární rešerši o ekologických nárocích pstruha obecného, provést odlov elektrickým agregátem v oblasti dvou šumavských ledovcových jezer (Čertova a Laka) a také vyhodnotit chemické parametry studovaných vodních toků. Údaje získané v terénní části práce byly vyhodnoceny na základě poznatků z teoretické části.

Výsledky mé bakalářské práce jsou zcela unikátní, protože můžeme defacto pozorovat přirozenou obnovu ekosystému dříve zasaženého acidifikací v přímém přenosu. Obnova v oblasti Národního parku Šumava je patrná jak z monitoringu chemismu vybraných toků, tak i ve výsledcích z elektrolovu. V oblasti jezera Laka byli alespoň v jednom období uloveni pstruzi na všech vybraných profilech, kromě levého přítoku do Jezerního potoka. V oblasti Čertova jezera byli oproti předešlému ichtyologickému průzkumu uloveni pstruzi i na profilu Jezerní potok 2 1,1 km od Čertova jezera. Výše proti proudu se však pstruzi už nevyskytovali, zejména díky identifikované migrační bariéře. V obou oblastech pstruzi vykazovali dobrou kondici a vyskytovali se zde jedinci napříč širokým velikostním spektrem. V obou oblastech také lze potvrdit přirozenou reprodukci pstruhů, neboť zde byla zaznamenána silná tohoroční kohorta pstruhů. Jakékoliv urychlení obnovy, např. v podobě cíleného vysazování pstruhů do zasažených toků, zde není žádoucí.

8. Seznam použité literatury

Anonym. (1895) Ryby pstruhovité v jezeře Plockensteinském. Vesmír. 24: 238-239.

Armstrong J.D., Kemp P.S., Kennedy G.J.A., Landle M., Milner N.J. (2003) Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries Research. 62(2): 143-170.

Baril M., Magnan, P. (2002) Seasonal timing and diel activity of lacustrine brook charr, *Salvelinus fontinalis*, spawning in a lake outlet. Environmental Biology of Fishes. 64: 175–181.

Baruš V., Oliva O., (1995) Mihulovci – Petromyzontes a ryby – Osteichthyes (2). Praha: Academia. str. 437-459.

Bednář R., Dubský K., Dvořák K., Kaše J., Nusl P., Poupě J. (2013) Lov ryb elektrickým agregátem. Český rybářský svaz, Praha. 136 str.

Begon M., Townsend C.R., Harper J.L. (2006) Ecology: from individuals to ecosystems. 4th ed. Malden, MA: Blackwell Pub. 750 str.

Binns N.A., Eiserman F.M. (1979) Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. Transactions of the American Fisheries Society. 108(3): 215–228.

Blabolil P., Draštík V., Kočvara L., Kolařík T., Muška M., Peterka J., Soukalová K., Vrba J. (2020) Zjištění aktuální ichtyofauny jezera Laka a propojených toků. Biologické centrum AV ČR v.v.i.. 10 str.

Blanchet S., Loot G., Grenouillet G., Brosse S. (2007) Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. Ecology of Freshwater Fish. 16(2): 133-143.

Bohlin T., Pettersson J., Degerman E. (2001) Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. Journal of Animal Ecology. 70(1): 112-121.

Bridcut E.E., Giller P.S. (1995) Diet variability and foraging strategies in brown trout (*Salmo trutta*): an analysis from subpopulations to individuals. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 52(12): 2543–2552.

- Cohen J.E., Pimm S.L., Yodzis P., Saldañas, J. (1993) Body sizes of animal predators and animal prey in food webs. *Journal of Animal Ecology*. 62(1): 67–78.
- Crisp, D.T. (1993) The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. *Freshwater Forum*. 3: 176–202.
- Crisp D.T. (2000) *Trout and salmon: ecology, conservation and rehabilitation*. Oxford: Fishing News Books. 224 str.
- Cucherousset J., Aymes J. C., Santoul F., Céréghino R. (2007) Stable isotope evidence of trophic interactions between introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* and native brown trout *Salmo trutta* in a mountain stream of south-west France. *Journal of Fish Biology*. 71(SUPPL. D): 210–223.
- Cucherousset J., Aymes J. C., Poulet N., Santoul F., Céréghino R. (2008) Do native brown trout and non-native brook trout interact reproductively? *Naturwissenschaften*. 95(7): 647–654.
- Čech M., Čech P. (2006) Potrava ledňáčka říčního na nejrůznějších typech vod. Ledňáček říční *Alcedo atthis*, ochrana a výzkum. In: Sborník referátů z mezinárodního semináře Vlašim 1. října 2005. Český svaz ochránců přírody, Vlašim. str. 55-71.
- Davis J. C. (1975) Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 32(12): 2295-2332.
- Degerman E., Appelberg M. (1992) The response of stream-dwelling fish to liming. *Environmental Pollution*. 78(1-3): 149–155.
- Dyk V. (1957) Nejvyšší polohy výskytu pstruha obecného formy potoční v ČSR. *Zoologické listy*. 6: 358-366.
- Dyk V. (1992) Z historie ryb šumavských jezer. *Šumava*. 2: 7-8.
- Eklöv A. G., Greenberg L. A., Brönmark C., Larsson P., Berglund O. (1999) Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *Journal of Fish Biology*. 54(1): 33–43.
- Elliott J.M. (1981) Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. In: Pickering, A.D. (Ed.), *Stress and Fish*. Academic Press, London. str. 209-245.

- Elliott J.M. (1989) Wild brown trout *Salmo trutta*: an important national and international resource. *Freshwater Biology*. 21(1): 1-5.
- Elliott J.M. (1994) Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford. 286 str.
- Elliott J.M. (2000) Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. *Journal of Fish Biology*. 56(4): 938-948.
- Elliott J.M., Elliot J.A. (2010) Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*. 77(8): 1793–1817.
- Elliott J.M., Hurley M.A. (1997) The functional relationship between body size and growth rate in fish. *Functional Ecology*. 9: 625–627.
- Fausch K. D., White R. J. (1981) Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 38(10): 1220–1227.
- Fausch K. D., White R. J. (1986) Competition among juveniles of Coho Salmon, Brook Trout, and Brown Trout in a laboratory stream, and implications for Great Lakes tributaries. *Transactions of the American Fisheries Society*. 115(3): 363–381.
- Ferguson A., Reed T.E., Cross T.F., McGinnity P., Prodoehl P.A. (2019) Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology*. 95(3): 692-718.
- Forseth T., Jonsson B. (1994) The growth and food ration of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*. 8(2): 171-177.
- Frič A. (1888a) Rybářská mapa království českého. *Vesmír*. 17(6): 69-70.
- Frič A. (1888b) Chov pstruhů. *Vesmír*. 17(11): 126.
- Frič A., Vávra V. (1898) Výzkum dvou jezer šumavských, Černého a Čertova jezera. *Archiv pro přírodovědný průzkum Čech*. 10(3): 1-68.
- Fost B. A. (2017) pH preference and avoidance of adult brook trout and brown trout: influence on movements and interactions. *Disertační práce*. The Pennsylvania State University, Department of Ecosystem Science and Management. 110 str.

- Frost W. E., Brown, M. E. (1967) *The Trout*. London: Collins. 316 str.
- Geist J., Porkka M., Kuehn R. (2006). The status of host fish populations and fish species richness in European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 16(3): 251–266.
- Gibson R. J., Erkinaro, J. (2009) The influence of water depths and inter-specific interactions on cover responses of juvenile Atlantic salmon. *Ecology of Freshwater Fish*. 18(4): 629–639.
- Grant G. C., Vondracek B., Sorensen P. W. (2002) Spawning interactions between sympatric Brown and Brook Trout may contribute to species replacement. *Transactions of the American Fisheries Society*. 131(3): 569–576.
- Hari R.E., Livingstone D.M., Siber R., Burkhardt-Holm P., Guettinger H. (2006) Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology*. 12(1): 10-26.
- Herrmann J., Degerman E., Gerhardt A., Johansson C., Lingdell E., Muniz I. P. (1993) Acid-stress effects on stream biology. *Ambio*. 22(5): 298–307.
- Hesthagen T., Forseth T., Saksgård R., Berger H. M., Larsen B. M. (2001) Recovery of young brown trout in some acidified streams in southwestern and western Norway. *Water, Air, and Soil Pollution*. 130(1): 1355-1360.
- Hesthagen T., Larsen B. M., Bolstad G., Fiske, P., Jonsson B. (2017) Mitigation of acidified salmon rivers – effects of liming on young brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*. 91(5): 1350-1364.
- Hindar A., Wright R. F. (2005) Long-term records and modelling of acidification, recovery, and liming at Lake Hovvatn, Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 62(11): 2620–2631.
- Holmen J., Olsen E. M., Vøllestad L. A. (2003) Interspecific competition between stream-dwelling brown trout and Alpine bullhead. *Journal of Fish Biology*. 62(6): 1312–1325.
- Horká P., Sychrová O., Horký P., Slavík O., Švátora M., Petrusek A. (2017) Feeding habits of the alien brook trout *Salvelinus fontinalis* and the native brown trout *Salmo trutta* in Czech mountain streams. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*. 418(6): 11 str.

- Hórreo J. L., Ayllón F., Perez J., Beall E., Garcia-Vazquez E. (2011) Interspecific hybridization, a matter of pioneering? Insights from Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Heredity*. 102(2): 237–242.
- Ikuta K., Shikama, T., Oda, S., Okumoto, N. (1992) Acid tolerance of eyed embryos and larvae in salmonid fishes. *Bulletin of National Research Institute of Aquaculture (Japan)*. 21: 39–45.
- Jansson J. (2015) The influence of northern pike on the diet of brown trout. *Bakalářská práce*. Umeå University. Department of Ecology and Environmental Science. 15 str.
- Jellyman P. G., McHugh P. A., Simon K. S., Thompson R. M., McIntosh, A. R. (2017) The effects of Brown Trout on the trophic webs of New Zealand streams. In *Brown Trout* (str. 569–597). John Wiley & Sons, Ltd.
- Jensen H., Bohn T., Amundsen P.-A., Aspholm P. E. (2004) Feeding ecology of piscivorous brown trout (*Salmo trutta* L.) in a subarctic watercourse. *Annales Zoologici Fennici*. 41: 319–328.
- Jensen H., Kahilainen K. K., Amundsen P.-A., Gjelland K. Ø., Tuomaala A., Malinen T., Bøhn T. (2008) Predation by brown trout (*Salmo trutta*) along a diversifying prey community gradient. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 65(9): 1831–1841.
- Jonsson B. (1985) Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant Brown Trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society*. 114(2): 182–194.
- Jonsson B. (1989) Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology*. 21(1): 71-86.
- Jonsson B., Gravem F. R. (1985) Use of space and food by resident and migrant brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes*. 14(4): 281-293.
- Jonsson N., Naesje T. F., Jonsson B., Saksgard R., Sandlund O. T. (1999) The influence of piscivory on life history traits of brown trout. *Journal of Fish Biology*. 55(6): 1129-1141.
- Jowett, I.G. (1992) Models of the abundance of large brown trout in New Zealand rivers. *North American Journal of Fisheries Management*. 12(3): 417–432.

- Jurajda P., Bednařík A., Bartáková M., Mendel J., Jurajdová Z., Mikl L. (2020) Genetická struktura populací pstruha obecného (*Salmo trutta*) na vybraných lokalitách v Krkonošském národním parku. *Opera Corcontica*. 57: 95-106.
- Kaskoun O. (1987) Jezero Laka. *Šumava*. 15: 19-20.
- Kaya C.M. (1977) Reproductive biology of rainbow and brown trout in a geothermally heated stream: the Firehole River of Yellowstone National Park. *Transactions of the American Fisheries Society*. 106(4): 354–361.
- Kaya C.M., Kaeding L.R., Burkhalter D.E. (1977) Use of a cold-water refuge by rainbow and brown trout in a geothermally heated stream. *Progressive Fish-Culturist*. 39(1): 37–39.
- Keeley E. R., Grant J. (1997) Allometry of diet selectivity in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54(8): 1894-1902.
- Keeley E. R., Grant J. W. A. (2001) Prey size of salmonid fishes in streams, lakes, and oceans. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58(6): 1122–1132.
- Kennedy G. J. A., Strange C. D. (1986) The effects of intra-and inter-specific competition on the survival and growth of stocked juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and resident trout, *Salmo trutta* L., in an upland stream. *Journal of Fish Biology*. 28(4): 479-489.
- Klemetsen A., Amundsen P.-A., Dempson J.B., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell M.F., Mortensen E. (2003) Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*. 12(1): 1-59.
- Kocovsky P. M., Carline R. F. (2005) Stream pH as an abiotic gradient influencing distributions of trout in Pennsylvania streams. *Transactions of the American Fisheries Society*. 134(5): 1299-1312.
- Kopáček J., Hejzlar J., Kaňa J., Porcal P., Turek J. (2016) The sensitivity of water chemistry to climate in a forested, nitrogen-saturated catchment recovering from acidification. *Ecological Indicators*. 63: 196–208.
- Kopáček J., Hejzlar J., Rulík M. (2020) *Voda na Zemi*. České Budějovice: Nakladatelství Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. 389 str.

- Krupauer V., Vostradovský J. (1972) O možnostech rybářského využití Černého jezera na Šumavě. Bulletin Výzkumného ústavu rybářského. 3: 26-29.
- Kroglund F., Rosseland B. O., Teien H.-C., Salbu B., Kristensen T., Finstad, B. (2008) Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. Hydrology and Earth System Sciences, European Geosciences Union. 12(2): 491-507.
- Libosvářský J. (1974) Further notes on the spawning run of brown trout into the Hadůvka Brook. Zoologické listy. 23(3): 261–274.
- Libý J., Slavík O., Vostradovský J. (1995) Rybí přechody na regulovaných a kanalizovaných vodních tocích. VÚV TGM Praha.
- Lien L., Raddumb G. G., Fjellheimb A., Henriksena A. (1996) A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. The Science of the Total Environment. 177(1-3): 173–193.
- Lobón-Cervía J., Rincón P.A. (1998) Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a brown trout population. Transaction of the American Fisheries Society. 127(5): 718–728.
- Louhi P., Mäki-Petäys A., Huusko A., Muotka T. (2014) Resource use by juvenile brown trout and Alpine bullhead: Influence of interspecific versus intraspecific competition. Ecology of Freshwater Fish. 23(2): 234–243.
- Lusk S. (1989) Rybářství a úpravy vodních toků. ČSAV – ÚSEB, Brno. 191 str.
- Lusk S., Hartvich P., Lojkásek B. (2014) Migrace ryb a migrační prostupnost vodních toků. Vodňany: Jihočeská univerzita, Fakulta rybářství a ochrany vod. 254 str.
- Maki-Petays A., Muotka T., Huusko A., Tikkanen P., Kreivi P. (1997) Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 54(3): 520–530.
- Malcolm I. A., Bacon P. J., Middlemas S. J., Fryer R. J., Shilland E. M., Collen, P. (2014) Relationships between hydrochemistry and the presence of juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in headwater streams recovering from acidification. Ecological Indicators. 37: 351–364.

- Matěna J., Matěnová V., Blabolil P., Kopáček J., Peltanová J., Šorf M., Žaloudík J., Vrba J. (2017). Recovery of brown trout populations in streams exposed to atmospheric acidification in the Bohemian Forest. *Folia Zoologica*. 66(1): 1-10.
- McCartney A. G., Harriman R., Watt A. W., Moore D. W., Taylor E. M., Collen P., Keay, E. J. (2003) Long-term trends in pH, aluminium and dissolved organic carbon in Scottish fresh waters; implications for brown trout (*Salmo trutta*) survival. *Science of the Total Environment*. 310(1-3): 133–141.
- McWilliams P. G. (1980) Acclimation to an acid medium in the Brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Experimental Biology*. 88(1): 269–280.
- Microsoft. Excel 2019. (2019).
- Mittelbach G.G., Persson L. (1998) The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 55(6): 1454–1465.
- Ojanguren A.F., Reyes-Gavilán F.G., Brana F. (2001) Thermal sensitivity of growth, food intake and activity of juvenile brown trout. *Journal of Thermal Biology*. 26(3): 156-170.
- Olsson I., Greenberg L. (2004) Partial migration in a landlocked brown trout population. *Journal of Fish Biology*. 65(1): 106-121.
- Olsson K., Stenroth P., Nyström P., Holmqvist N., McIntosh A. R., Winterbourn M. J. (2006) Does natural acidity mediate interactions between introduced brown trout, native fish, crayfish and other invertebrates in West Coast New Zealand streams?. *Biological Conservation*. 130(2): 255-267.
- Peterson R.H., Coombs K., Power J., Paim U. (1989) Responses of several fish species to pH gradients. *Canadian Journal of Zoology*. 67(6): 1566-1572.
- Piecuch J., Lojkásek B., Lusk S., Marek T. (2007) Spawning migration of brown trout, *Salmo trutta* in the Morávka reservoir. *Folia Zoologica*. 56(2): 201-212.
- Pivnička K. (1981) Ekologie ryb: odhady základních parametrů charakterizujících rybí populace. Státní pedagogické nakladatelství. 251 str.
- Procházková L., Blažka P. (1999) Chemismus a oživení šumavských jezer na počátku 60-tých let. *Silva Gabreta*. 3: 65–72.

- R Core Team. (2021) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Verze 4.0.3. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Randák T., Slavík O., Kubečka J., Adámek Z., Horký P., Turek J., Vostradovský J., Hladík M., Peterka J., Musil J., Prchalová M., Jůza T., Kratochvíl M., Boukal D., Vašek M., Andreji J., Dvořák P., Just T., Blabolil P., Říha M. (2015) Rybářství ve volných vodách. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. 463 str.
- Rosseland B. O., Kroglund F., Staurnes M., Hindar K., Kvellestad A. (2001) Tolerance to scid water among strains and life stages of atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Water Air Soil Pollution. 130(1): 899–904.
- Sayer M. D. J., Reader J. P., Dalziel A. R. K. (1993) Freshwater acidification: effects on the early life stages of fish. Reviews in Fish Biology and Fisheries. 3(2): 95-132.
- Sánchez-Hernández J., Cobo F. (2015) Adaptive flexibility in the feeding behaviour of brown trout: Optimal prey size. Zoological Studies. 54(1): 1–9.
- Scheerer P. D., Thorgaard G. H., Seeb, J. E. (1987) Performance and developmental stability of triploid Tiger Trout (Brown Trout ♀ X Brook Trout ♂). Transactions of the American Fisheries Society. 116(1): 92–97.
- Simon O. P., Vaničková I., Bílý M., Douša K., Patzenhauerová H., Hruška J., Peltánová A. (2015) The status of freshwater pearl mussel in the Czech Republic: Several successfully rejuvenated populations but the absence of natural reproduction. Limnologica. 50: 11–20.
- Skjelkvåle B. L., Evans C., Larssen T., Hindar A., Raddum G. G. (2003) Recovery from acidification in European surface waters: A view to the future. A Journal of the Human Environment. 32(3): 170–175.
- Skjelkvåle B. L., Mannio J., Wilander A., Andersen T. (2001) Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999. Hydrology and Earth System Sciences. 5(3): 327–337.
- Slavík O., Horký P., Randák T., Balvín P., Bílý M. (2012a) Brown trout spawning migration in fragmented central European headwaters: Effect of isolation by artificial obstacles and the Moon phase. Transactions of the American Fisheries Society. 141(3): 637-680.

- Slavík O., Vančura Z., Musil J., Horký P., Lauerman M., Bůžek D., Bůžek M. (2012b) Metodický postup na zlepšení migrační průchodnosti příčných překážek ve vodních tocích ČR: příručka pro žadatele OPŽP. Praha: Ministerstvo životního prostředí. 139 str.
- Slavík O., Horký P., Maciak M., Horká P., Langrová I. (2017) Diel movement of brown trout, *Salmo trutta*, is reduced in dense populations with high site fidelity. *Ecology and Evolution*. 8(9): 4495-4507.
- Sorensen P. W., Essington T., Weigel D. E., Cardwell J. R. (1995) Reproductive interactions between sympatric brook and brown trout in a small Minnesota stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52(9): 1958–1965.
- Steingrímsson S. Ó., Gíslason G. M. (2002) Body size, diet and growth of landlocked brown trout, *Salmo trutta*, in the subarctic river Laxá, North-east Iceland. *Environmental Biology of Fishes*. 63(4): 417-426.
- Šanda R., Švátora M. (2000) Růst a věková struktura dvou populací sivena amerického v Jizerských horách. In J. Mikešová (ed.): Sborník referátů z IV. České ichtyologické konference, Vodňany, JU v Č. Budějovicích a VÚRH ve Vodňanech. str. 151-154.
- Švampera V. (1914). Šumavská jezera IV. Laka. Rozpravy české Akademie císaře Františka Josefa pro vědy, slovesnost a umění. 23: 1-8.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R., Cushing C. E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37(1): 130-237.
- Vehanen T., Maki-Petays A., Aspi, J., Muotka T. (1999) Intercohort competition causes spatial segregation in brown trout in artificial streams. *Journal of Fish Biology*. 55(1): 35-46.
- Veselý J. (1994) Investigation of the nature of the Šumava lakes: a review. *Journal of the National Museum (Prague), Natural History Series*. 163(1-4): 103-120.
- Vøllestad L. A., Olsen E. M., Forseth T. (2002) Growth-rate variation in brown trout in small neighbouring streams: Evidence for density-dependence?. *Journal of Fish Biology*. 61(6): 1513–1527.
- Vrba J., Kopáček J., Fott J. (2000) Long-term limnological research of the Bohemian Forests lakes and their recent status. *Silva Gabreta*. 4: 7-28.

- Vrba J., Kopáček J., Fott J., Kohout L., Nedbalová L., Pražáková M., Soldán T., Schamburg J. (2003) Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *Science of The Total Environment*. 310(1-3): 73-85.
- Vrba J., Kopáček J., Tahovská K., Šantrůčková H. (2015) Long-term ecological research of glacial lakes in the Bohemian Forest and their catchments. *Silva Gabreta*. 21(1): 53-71.
- Vrba J., Bojková J., Chvojka P., Fott J., Kopáček J., Macek M., Nedbalová L., Papáček M., Rádková V., Sacherová V., Soldán T., Šorf M. (2016a) Constraints on the biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acid stress. *Freshwater Biology*. 61(4): 376-395.
- Vrba J., Kopáček J., Čtvrtlíková M., Znachor P. (2016b) Brief history of long-term ecological research into aquatic ecosystems and their catchments in the Czech Republic, Part II: Glacial lakes. *Biologické centrum AV ČR v.v.i.* 32 str.
- Witzel L., MacCrimmon H. (1983) Redd-site selection by brook trout and brown trout in southwestern Ontario streams. *Transaction of the American Fisheries Society*. 112(6): 760-771.
- Závorka L., Koeck B., Cucherousset J., Brijs J., Näslund J., Aldvén D., Höjesjö J., Fleming I. A., Johnsson J. I. (2017) Co-existence with non-native brook trout breaks down the integration of phenotypic traits in brown trout parr. *Functional Ecology*. 31(8): 1582–1591.
- Zrzavý J., Burda H., Storch D., Begallová S., Mihulka S. (2017) *Jak se dělá evoluce: labyrintem světa evoluční biologie*. Praha: Argo. 480 str.
- (1) <https://www.rybsvaz.cz/beta/index.php/reviry/statistiky-ulovku>, 3. 8. 2021
- (2) <http://www.mrsbrno.cz/index.php/31-o-nas/764-clenove-povolenky-ulovky>, 3. 8. 2021
- (3) https://animaldiversity.org/accounts/Salmo_trutta/, 12.12.2021