

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



Použití bioscannerů a videotechniky při studiu migrací ryb

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Jaroslav Porš, DiS.

Vedoucí práce: Doc. Ing. Lukáš Kalous, Ph.D.

Konzultant: Ing. Jiří Musil, Ph.D.

© 2015 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Použití bioscannerů a videotechniky při studiu migrací ryb" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval svému Doc. Ing. Lukáši Kalousovi, Ph.D. za vynikající spolupráci, trpělivost, ochotu a profesionalitu při vedení mé diplomové práce.

Velmi vděčný jsem Ing. Jiří Musilovi, Ph.D. vedoucímu odboru aplikované ekologie Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka Praha, v.i.i., který mne uvedl do problematiky monitoringu rybích migrací, zapůjčil nezbytné technologie, dával praktické konzultace a spolupracoval při řešení tohoto úkolu. Ing. Miroslavu Barankiewiczovi a Bc. João de Medeiros Camara Cavaliero Ferrão děkuji za přátelství a spolupráci v průběhu terénních prací. Slova díky chci vyjádřit také Bc. et Bc. Zuzaně Fialové za upřímnost, trpělivost a přátelství.

V neposlední řadě děkuji svým nadřízeným Ing. Pavlu Egerovi, řediteli závodu Terezín a Ing. Martinu Matulovi, vedoucímu provozu Terezín za podporu, kterou mi během mého studia poskytovali a za povolení k využití provozních zařízení ve vlastnictví státního podniku Povodí Ohře při sledování rybích přechodů. Současně chci poděkovat také svým dalším kolegům jmenovitě Ing. Petru Pěťkovi, Aloisovi Pazourovi a Miroslavu Koubkovi za podporu během zkouškového období.

Závěrečné poděkování patří rodině a blízkým za nezištnou podporu, kterou mi poskytovali nejen v průběhu mého studia.

Použití bioscannerů a videotechniky při studiu migrací ryb

Application of bioscanners and videotechnique for studies of fish migration

Souhrn

V průběhu minulých let došlo k výraznému snížení početnosti a druhové diverzity migrujících ryb. Významný pokles byl zaznamenán zejména u diadromních druhů ryb jakým je například losos obecný (*Salmo salar*) a úhoř říční (*Anquilla anquilla*). Výrazný pokles početnosti byl také zaznamenán také u hojnějších potamodromních druhů ryb. Za hlavní příčiny jsou považovány příčné bariéry zabraňující rybí migraci v řekách a zhoršená kvalita vody.

V současnosti dochází ke zlepšování kvality povrchových vod, rehabilitaci stanovišť a obnově možností volné migrace vodních živočichů. Nejvýznamnějším faktorem zlepšujícím podmínky migrace ryb je projektování a výstavba rybích přechodů. S tím úzce souvisí testování migrační prostupnosti těchto rybích přechodů, kdy je hodnocena biologická funkce a účinnost samotného technického řešení.

Pro posouzení funkčnosti rybího přechodu na řece Ohři v Kynšperku nad Ohří byla zvolena neinvazivní automatická monitorovací metoda pomocí kamerového bioscanneru Riverwatcher, produktu firmy Vaki Aquaculture Systems Ltd., který byl nainstalován na konci tratě rybího přechodu. Tento kamerový systém byl použit vůbec poprvé v České republice.

Pro sběr dat byly dále použity přímé odlovy vzorků ryb v řece pomocí elektrického agregátu (úsek pod rybím přechodem). U rybího přechodu byla testována jeho velikostní a druhová selektivita. Zároveň byl sledován vliv vnějších faktorů ovlivňujících průběh migrace, jako je průtok, teplota vody a světlo.

Klíčová slova: bioscanner, migrace, ryby, Vaki, videotechnika

Summary

In recent years there has been a significant decrease in abundance and species diversity of migrating fish. A significant decrease was recorded especially in diadromous fish species such as Atlantic salmon (*Salmo salar*) and eel (*Anquilla anquilla*). A significant population decline was also observed in potamodromous abundant fish species. Transverse barrier which prevents fish migration in rivers and impaired water quality are considered as the main causes of this situation.

At present there is being improved a surface water quality, habitat rehabilitation and restoration of the possibility of free migration of aquatic animals. Design and construction of fish ladders are the most important factors to improve conditions of the fish migration. Closely related to this is a migration permeability testing of these fish ladders while the biological function and the activity of a single technical solution is evaluated.

A non-invasive automatic monitoring method using a bioscanner Riverwatcher was selected to assess the functionality of fish passage on the river Ohře in Kynšperk nad Ohří. Bio scanner was installed at the end of the track of fish passage. Riverwatcher camera system, a product of Vaki Aquaculture Systems Ltd., was used in the Czech Republic for the very first time.

Direct catches of fish samples in the river using an electric unit (section under fishway) were also used for the data collection. Size and species selectivity was tested at the fish ladder. The influence of external factors affecting the course of migration, such as flow rate, water temperature and light, was monitored at the same time.

Keywords: bioscanner, fish, migration, VAKI, videotechnique

Obsah

1. Úvod.....	8
2. Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3. Literární rešerše.....	10
3.1. Migrace	10
3.1.1. Druhy migrace.....	10
3.1.1.1. Migrace rozdělené podle období jejich konání	10
3.1.1.2. Migrace podle aktivity jedince.....	11
3.1.1.3. Migrace podle směru pohybu ryb v prostoru	14
3.1.1.4. Migrace podle životního prostředí	15
3.1.1.5. Migrace podle biologického účelu	16
3.1.2. Faktory ovlivňující migrace	18
3.2. Metody testování funkce rybích přechodů	22
3.2.1. Bioscannery	22
3.2.2. Videotechnika.....	23
3.2.3. Hydroakustické metody	22
3.2.4. Radiotelemetrie	23
3.2.5. Použití kombinovaného ultrasonického a radiotelemetrického vysílače	27
3.2.6. Využití pasivních integrátorů (PIT).....	27
3.2.7. Využití značení a značkování ryb.....	28
3.2.8. Využití různých druhů odlovů.....	28
3.2.9. Přímé pozorování.....	28
3.3. Základní údaje sledované lokality a charakteristika území	29
3.3.1. Jez Kynšperk	29
3.3.2. Pravé říční rameno	30
3.3.2.1. Jez v pravém ramenu	31
3.3.2.2. Štěrková propust.....	31
3.3.2.3. Rybí přechod	33

3.3.3. Jez v levém ramenu.....	34
3.3.4. Základní hydrologické údaje pro tok Ohře v profilu jezu Kynšperk.....	34
4. Materiál a metody	35
5. Výsledky.....	39
6. Diskuze.....	44
7. Závěr	47
8. Seznam literatury.....	48
9. Seznam použitých zkratek a symbolů.....	56

1. Úvod

V průběhu minulých let a zejména pak ve dvacátém století došlo k výraznému poklesu migrujících rybích populací. Velmi dramatický populační pokles byl zaznamenán zejména u diadromních druhů ryb jakým je například losos obecný (*Salmo salar*) a úhoř říční (*Anquilla anquilla*), jiné diadromní druhy jako je placka pomořanská (*Alosa alosa*), platýz bradavičnatý (*Platichthys flesus*), mihule říční (*Lampetra fluviatilis*), mihule mořská (*Petromyzon marinus*) a jeseter velký (*Acipenser sturio*), z našich vod již dávno vymizely. Dramatický populační pokles se však nevyhnul ani ostatním hojněji se vyskytujícím potamodromním rybám. Jako hlavní příčiny snížení početnosti a druhové diverzity ryb jsou považovány zejména příčné překážky zabraňující volné migraci, degradace prostředí a zhoršená kvalita vody v řekách. Omezení možnosti migrací vede k izolaci jednotlivých částí populací, což má za následek snížení reprodukčního úspěchu, snížení genetické variability a většího rizika k ovlivnění struktury a složení rybích populací.

V posledních letech dochází k postupnému zvyšování kvality povrchových vod a s tím spojeným obecným zájmem o zlepšování životního prostředí. V souvislosti s vodními toky dochází k rehabilitaci původních stanovišť a k obnově možností volné migrace. Z pohledu obnovy volné migrace vodních živočichů je vzhledem k velkému počtu příčných bariér na tocích nejvýznamnějším opatřením výstavba rybích přechodů. Se samotnou výstavbou a projektováním těchto staveb velmi úzce souvisí také testování migrační prostupnosti, neboť navržení a vybudování nějakého technického řešení je jedna věc, avšak naplnění skutečné biologické funkce rybího přechodu je věc druhá. Metod studia rybích migrací byla vyzkoušena celá řada, nicméně většinou se jedná o invazivní metody vyžadující manipulaci s rybou, což zejména v období reprodukční migrace nebývá zrovna šetrný způsob k rybí obsádce. Jako vhodné řešení se jeví vývoj neinvazivních metod za využití moderních technologií, jakým je například čipování ryb anebo použití různých bioscannerů a videokamer.

Vůbec první využití kombinace podvodní videokamery, bioscanneru s automatickým počítadlem, produktu firmy Vaki LTd. (RiverWatcher), Vaki Aquaculture Systems Ltd. bylo provedeno během testování migrační prostupnosti rybího přechodu na Ohři v Kynšperku nad Ohří.

2. Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je aplikace bioscanneru a videotechniky na rybích přechodech při studiu rybích migrací na vodním toku Ohře.

H1: Bioscannery jsou uplatnitelné při studiu rybích migrací ve vodním toku řeky Ohře.

H0: Bioscannery nejsou uplatnitelné při studiu rybích migrací ve vodním toku řeky Ohře.

3. Literární řešerše

3.1. Migrace

Termín migrace ryb je obvykle chápán jako pohybová aktivita přesahující domácí okrsek, která vyžaduje určitou pravidelnost, je často synchronní pro většinu jedinců populace s typickou funkcí, podle které rozeznáváme migrace reprodukční, potravní či prostorové reflektující nepříznivé podmínky jedince jakým může být zimování, vyhledávání úkrytů v důsledku predančního tlaku, povodní, sucha aj.. Jednotlivé druhy ryb vykazují rozdílné migrační nároky s ohledem na vazbu na odlišné biomy a migrační vzdálenost. Migrační nároky se mění rovněž v závislosti s ontogenetickým vývojem jedince (Musil, 2014). Migrace je geneticky zakódovaná vlastností určitého druhu ryb (Linzey, 2003). Jedná se o pravidelné a hromadné stěhování ryb do míst, která daný druh potřebuje pro realizaci svých fyziologických potřeb například reprodukce. Dobu zahájení migrací ryb stimuluje celá řada vnitřních a vnějších faktorů. Vnitřními faktory může být například stav vývoje pohlavních orgánů, nasycenost potravou a vnějších faktorů jakým je například teplota vody, světelný režim a jeho denní rytmus, proudění vody. Rozsah migrací je u jednotlivých druhů migrujících ryb zcela odlišný (Lucas et Baras, 2001). Migrace jsou z biologického hlediska důležité především pro zachování daného druhu ryby, ale mají také značný hospodářský význam, především pro rybolov (Baruš et Oliva, 1995).

3.1.1. Druhy migrace

Migrace ryb jsou posuzovány a terminologicky označovány podle různých hledisek. Migrace můžeme rozdělit podle hlediska konání, podle aktivity jedince, podle pohybu směru ryb v prostoru, podle životního prostředí a podle biologického účelu (Hartwich et Dvořák, 2002, Jungwirth et Schmutz, 1999, Kottelat et Freyhof, 2007, Ličko et al, 2012, Lucas et Baras, 2001, Miller et Harley, 2001, Moyle et cech, 1999, Slavík et al, 2009).

3.1.1.1. Migrace rozdělené podle období jejich konání

1. pravidelné – zpravidla sezónní migrace v období tření) nebo denní cirkadiánní opakující se ze dne na den například v závislosti na pohybu planktonu v jezerech (Brüning et al, 2015).
2. nepravidelné – vyvolané změnou faktorů prostředí jakým může být například nepříznivá změna chemizmu vody (Lucas et Baras, 2001).

3.1.1.2. Migrace podle aktivity jedince

Podle aktivity jedince rozdělujeme migrace na aktivní, pasivní a kombinované (Pavlov et al, 2015).

Aktivní migrace vyžadují svalovou aktivitu jedinců, což provází výdej energie. Výhodou aktivních migrací je jejich směřování proti působení fyzikálních sil. Odehrávají se proti proudu i za poměrně vysokých rychlostí proudění (Berrebi, 2015). Ryby mohou při aktivních migracích překonávat i příčné překážky. Například pstruh obecný (*Salmo trutta*) je při svých migracích v době tření schopen překonat skokem překážku až do výše 1,15 m (Jonsson et Jonsson, 2002). Aktivní migrace umožňují rybám vyhledat vhodné podmínky pro naklazení jiker a vývoj raných vývojových stádií (Lauder, 2015).



Obrázek č. 1: Pstruh obecný (*Salmo trutta*) překonávající migrační překážku převzato a upraveno z Jonsson et Jonsson (2002).

Pasivní migrace se odehrávají za působení fyzikálních sil, jakým je například proudění vody a pro pasivně migrujícího jedince nepředstavuje tento způsob zvláštní energetické nároky (Pavlov et al, 2015). Pasivní migrace jsou typické zejména pro juvenilní stádia ryb, která bývají z míst líhnutí z jiker unášena proudem a usazují se ve vyhovujících podmínkách (Dragesund, 1997). Tím je také zajištěna rovnoměrná distribuce v prostředí. Proudění vody je typické nejen v tekoucích vodách, ale i ve vodách stojatých a mořích (Munk et al., 1989). Mořských proudů využívají k migraci například plůdek sledě obecného (*Clupea harengus*), který unášený mořským proudem může urazit vzdálenost až tisíc kilometrů (Dalpadado et al, 2000).



Obrázek č. 2: Plůdek sledě obecného (*Clupea harengus*) využívá k pasivní migraci mořských proudů. Převzato z Dalpadado et al (2000).

Kombinované migrace jsou takové migrace, kdy v určitém období vývoje jedince jsou využívány migrace pasivní a v další fázi pak migrace aktivní. Například u úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) se larvy během migrace v moři přemísťují částečně pasivně pomocí mořských proudů a částečně vlastním pohybem, v řekách pak juvenilní resp. adultní jedinci migrují aktivně (Boulenger et al, 2015).



Obrázek č. 3: Mladí úhoři (*Anguilla anguilla*) překonávající rybí přechod vodní elektrárny ve švédském Laholmu (Foto: autor).

3.1.1.3. Migrace podle směru pohybu ryb v prostoru

Podle směru migrace v prostoru rozeznáváme migrace horizontální a vertikální (Trancart et al, 2015).

V tekoucích vodách jsou lineárním ekosystémem s charakteristicky uspořádaným prostředím, a proto také migrace ryb se v tekoucích vodách odehrávají v horizontální rovině po proudu, protiproudu nebo laterálně v době záplav, kdy se rybám zpřístupňují rozsáhlé záplavové území mimo hlavní koryto toku (Tang et al, 2015).

Ve stojatých vodách nebo velkých řekách s větší hloubkou se pak setkáváme s vertikálními migracemi (Christjani et Elert, 2015). Takové migrace mohou být motivovány potravou například planktonu, který se shromažďuje během dne v prosvícených a prohřátých svrchních vrstvách a v noci klesá do větších hloubek, únikem před predátorem, přezimování ve větších hloubkách, nebo vyhledávání vrstev vody s optimální koncentrací kyslíku (Trancart et al, 2015).



Obrázek č. 4: Ilustrační příklad horizontální migrace sardinek obecných (*Clupea pilchardus*) převzato a upraveno z Ramon et Castro (1997).

3.1.1.4. Migrace podle životního prostředí

Podle hlavních typů životního prostředí, v nichž migrace probíhají, jsou rozděleny na:

- monodromní migrace, které se dále dělí na oceanodromní a potamodromní.
- diadromní migrace, které se dále dělí na anadromní a katadromní

Oceanodromní migrace probíhají v mořských ekosystémech. Například tuňák obecný (*Thunnus thynnus*) v létě pravidelně migruje z tropických moří do chladnějších severoatlantských vod (Cermeño et al., 2015).

Potamodromní migrace se odehrávají pouze ve sladkých vodách. Například pstruh obecný (*Salmo trutta*) nebo mihule potoční (*Lampetra planeri*) (O'Connor et al, 2015).

Anadromní migrace je opak katadromní migrace, kdy ryby žijící většinu života ve slané vodě, kde se odehrává větší část jejich životního cyklu. Do sladkých vod vstupují nejčastěji už ve stádiu pohlavní dospělosti a pouze za účelem reprodukce. Ve sladkých vodách už prakticky nevyhledávají potravu a nepřirůstají losos obecný (*Salmo salar*) (Ward et al, 2015, Lennox et al, 2015).

Katadromní migrace je migrace pohlavně dospělých jedinců ze sladkovodního do mořského ekosystému za účelem rozmnožování. Typickým představitelem je úhoř říční (*Anguilla anguilla*), který se tře v Sargasovém moři. Jeho juvenilní stádia driftují Golským proudem k evropským břehům a vplouvají do řek, kde pohlavně dospívají (Simon, 2015).

3.1.1.5. Migrace podle biologického účelu

Migrace podle biologického účelu se rozdělují na:

- potravní migrace
- sezónní a úkrytové migrace
- reprodukční migrace

Tyto tři typy migrací se periodicky střídají v migračním cyklu. Migrační cyklus může být u některých druhů neúplný, nebo může mít migrace více účelů. Význam migračního cyklu je v tom, že jedinec pohybující se ve správný čas ve správném prostředí maximalizuje svoje fitness čili reprodukční úspěšnost (Lucas et Baras, 2001).

Potravní migrace probíhají ze zimovišť nebo reprodukčních ploch na plochy s dostatkem potravy. Potravní migrace jsou velmi různorodé a jejich projevy mohou být u různých druhů zcela odlišné a probíhající v různých obdobích roku. Také jsou spojeny s ontogenetickým vývojem ryb. Jedná se o migrace většího rozsahu do vzdáleností několika kilometrů. Kratší migrace mající charakter denních rytmů se mezi potravní migrace nezařazují. Rozsáhlé potravní migrace vykonává například cejn velký (Lilja et al, 2003). Rozpoznání potravních migrací ryb je velmi nesnadné, i když se obecně předpokládá, že hledání potravy je důvodem velkého počtu prostorových přesunů. Potravní migrace probíhají nenápadně, protože se mohou týkat pouze některých jedinců. (Horký et al, 2008).

Sezónní migrace probíhají z reprodukčních ploch nebo z ploch s dostatkem potravy na zimoviště, kde jsou vhodnější podmínky pro překonání nepříznivého ročního období (Lucas et Baras, 2001). Úkrytové migrace mají podobný účel, ale slouží k překonání nepříznivých podmínek kratšího a nepravidelného charakteru (Bone et Moore, 2008). Sezónní migrace se týkají většiny druhů ryb jako je například ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), parma obecná (*Barbus barbus*) nebo plotice obecná (*Rutilus rutilus*) (Pander et al, 2015).

Reprodukční migrace probíhají přemístěním ryb z původního biotopu, ve kterém žijí, na trdliště, kde probíhá reprodukce. Cílem reprodukčních migrací je oddělit juvenilní a adultní stádia z důvodu jejich rozdílných životních nároků a také z důvodu rovnoměrné distribuce vyvíjejících se jedinců při jejich poproudových migracích (Lucas et Baras, 2001). Migrace za třením jsou ve srovnání s ostatními typy velmi jasně zřetelné, protože probíhají u jednotlivých druhů většinou v krátkém jasně vymezeném období roku a jsou provázeny nahlučením jedinců obou pohlaví (Bone et Moore, 2008). Pro celou řadu litofilních druhů, mezi které patří například kruhoústí, lososovité, okounovité a kaprovité ryby, které si vytloukají hnízda pro kladení jiker ve šterkovém substrátu, patří protiproudová

migrace za třením mezi charakteristické vzorce chování (Lucas et Baras, 2001). Štika obecná (*Esox lucius*) v době tření podniká migrace dosahující délky až 20 km (Pander et al, 2015). Migrace pstruha obecného (*Salmo trutta*) jsou spíše krátké a jen zřídla překračují 1 km (Berrebi, 2015). V táhnoucích hejnech jsou pozorovány nejdříve samci, samice až později. Z kaprovitých ryb patří mezi nejaktivnější migranty v době tření ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*) (Pander et al, 2015). Jedním z cílů migrací je také zajistit rovnoměrnou distribuci jedinců v rámci vodního toku. Proto je jedním z určujících faktorů pro délku migrací také typ jejich jiker případně způsob života jejich juvenilních stádií. U druhu se vzplývavými jikrami jsou protiproudové migrace zpravidla velmi dlouhé a to z toho důvodu, aby byla zajištěna dostatečná vzdálenost pro jejich vývoj a usazení v optimálních podmínkách v průběhu jejich driftu po proudu. Jiné druhy se vzplývavými jikrami zase migrují do slepých a mrtvých ramen nebo záplavových území. Reprodukční migrace souvisejí s vyhledáváním vhodného substrátu a fyzikálně – chemických vlastností vody pro uložení a vývoj jiker a úspěšné přežívání rybího plůdku. Reprodukční migrace vykonává většina pohlavně dospělých jedinců všech běžných druhů ryb například losos obecný (*Salmo salar*), úhoř říční (*Anquilla anquilla*), ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*) (Lucas et Baras, 2001).



Obrázek č. 5: Reprodukční migrace lososa obecného (*Salmo salar*) (Foto: Baxter)

3.1.2. Faktory ovlivňující migrace

Světlo

Fotoperioda má přímý vliv na určení období migrace ryb a je hlavním synchronizátorem v ročním migračním cyklu. Pohyby ryb proti proudu ustávají s postupujícím létem a jejich intenzita je na jaře pozitivně ovlivněna prodlužující se fotoperiodou (Lucas et Baras, 2001).

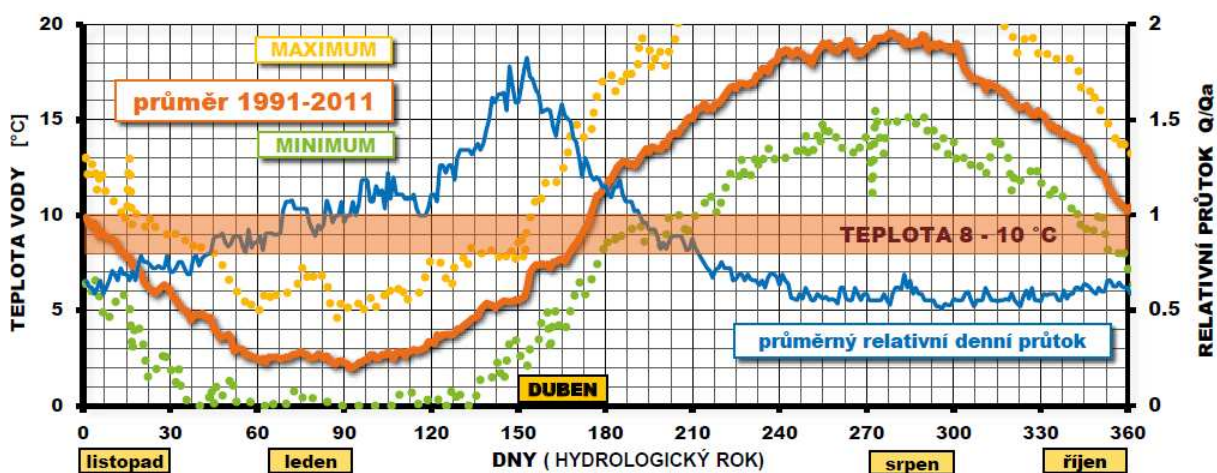
Světlo má vliv i na migraci cirkadiánní. Většina druhů ryb migruje převážně během soumraku, svítání a v noci (Brüning et al, 2015). Střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) jsou neaktivnější během východu a západu slunce (Pletterbauer et al, 2015). Plotice obecná (*Rutilus rutilus*) je nejvíce aktivní po rozbřesku (Paulus et al, 2015). Lucas et Baras (2001) uvádí, že většina pokusů ryb překonat jez se odehrála v noci nebo v průběhu ranních hodin. Vliv na vertikální a horizontální migraci ryb v rámci denních rytmů má i fáze měsíce (Horký et al, 2006).

Teplota vody

Teplota vody v řekách ovlivňuje reprodukční migraci různých druhů ryb, ale vliv teploty je pro většinu migrací pouze dočasný, protože jejich hlavním synchronizátorem je roční cyklus světla (Lucas et Baras, 2001). V jarním období je organismus ryb připraven k migraci podle světelné délky dne, ale zahájení migrací určí hodnota teploty vody, a proto migrace většiny druhů ryb neprobíhají při teplotách nižších než 5 °C. Pro většinu kaprovitých ryb jsou prahové hodnoty teploty mezi 9 – 10 °C (Lucas et Baras, 2001). S rostoucí teplotou roste i pohybová aktivita ryb (Kotelat et Freyhof, 2007), avšak při vysokých teplotách přesahujících 25°C ryby přestávají migrovat, protože aktivitou během vyšších teplot spotřebují více energie (Lucas et Baras, 2001).

Zahájení migrací závisí i na hodnotě průtoku. Pokud je příliš vysoký, ryby migrace zahájí později, i když teplota migraci již umožňuje. Ačkoliv se údaje o vztahu mezi teplotou a zahájením migrací z jednotlivých řek u stejných druhů nebo skupin poněkud odlišují, v principu jsou podobné. Slavík (1996) uvádí, že začátek reprodukční migrace jelce tloušťte (*Squalus cephalus*), parmy říční (*Barbus barbus*), úhoře říčního (*Anquilla anquilla*), plotice obecné (*Rutilus rutilus*) a cejna velkého (*Abramis brama*) rybím přechodem na Labi je výrazný při teplotě 10,4 – 13 °C. Například v rybím přechodě Obříství se v roce 2000 plotice obecné (*Rutilus rutilus*) a oukleje obecné (*Alburnus alburnus*) objevily při teplotě 8,5 °C, zatímco v roce 2001 začala plotice migrovat při teplotě 7,5 °C a ouklej naopak

při 14 °C. Hrouzek obecný (*Gobio gobio*) se v rybím přechodě Obříství objevil v roce 2000 za teploty 14 °C, ale o rok později za teploty 17 °C (Horký, 2004). Výskyt kaprovitých ryb ve střešovském rybím přechodě na řece Labi byl prokázán až při teplotách nad 8 °C, zatímco o rok později při teplotě 10 °C (Slavík et al, 2012). Na řece Sázavě byla v roce 2008 zahájena migrace kaprovitých ryb při 9 °C (Musil et al, 2008) a o dva roky později při 10 °C (Horký et al, 2010). Pokud se během již zahájené migrace teplota vody náhle sníží pod fyziologickou efektivitu, může to dočasně migraci zastavit (Horký a kol., 2010). Pokud dojde ke snížení teploty v intervalu nad fyziologickým prahem (například v květnu a červnu), migrace nejsou ovlivněny (Lucas et Baras, 2001).



Obrázek č. 6: Průměrné jednodenní teploty vody v Labi v profilu Sřešov v letech 1991 – 2011. Vyznačuje prahovou hodnotu teplot 8 – 10° C pro nástup jarní migrační vlny kaprovitých druhů (Slavík et al, 2012).

Kvalita vody

Kvalita vody se může na reprodukční migraci také projevit, i když tento aspekt nebyl podrobně dokumentován. Veškeré ukazatele kvality vody včetně obsahu kyslíku a organického znečištění ovlivňují ochotu ryb vstupovat do znečištěných přítoků za účelem rozmnožování, a tím narušují tento přirozený proces (Lucas et Baras, 2001).

Průtok

Průtok je důležitým faktorem stimulujičím protiproudovou migraci různých druhů ryb (Lucas et Baras, 2001). Změny průtoku mohou ovlivnit dobu, rychlost a směr migrace (Jonsson, 1991). Jonsson (1991) zaznamenal přímou závislost mezi rostoucím průtokem a počtem lososů obecných vstupujících do řeky. Síla proudu může rybám pomoci nalézt ústí přítoku, do kterého chtějí vstoupit (Jungwirth et al, 1998). Proto je i efektivnost rybiho přechodu závislá na průtoku (Lucas et Baras, 2001). Migrace proti proudu je během vysokého průtoku energeticky náročnější, ale zajišťuje lepší ochranu ryb proti mechanickému poškození (Jonsson, 1991). Podle dostupných údajů se zdá, že v řekách mírného pásma migrace kaprovitých ryb na velikosti průtoku nezávisí (Lucas et Baras, 2001). Výjimku představují extrémní průtokové stavy. Velmi vysoký průtok může dočasně omezit či zastavit protiproudovou migraci některých druhů (Northcote, 1984). Lucas et Baras (2001) uvádějí, že významné zvýšení průtoku může protiproudni migraci kaprovitých ryb přerušit nebo indukovat pohyb po proudu, následovaný pohybem zpět na původní stanoviště. Podobné chování může vyvolat i extrémní sucho, kdy pohyb po proudu je reakcí na redukci habitatu (Bone et Moorea, 2008). Je také známo, že změna průtoku vyvolává změnu pozice ryb například vysoké průtoky byly příčinou změny distribuce (Jonsson, 1991). Byly také popsány případy z rybiých přechodů, kdy nárůst početnosti parmy pozitivně koreloval se vzrůstajícím průtokem (Lucas et Baras, 2001). Není však jasné, zda se v těchto případech jednalo o migraci nebo lokální přesuny v rámci domácího okrsku. Na základě dostupných údajů lze shrnout, že reprodukční migrace kaprovitých ryb jsou ovlivněny ročním cyklem fotoperiody a teploty. Variabilita průtoku má vliv pouze na lokální prostorovou distribuci (Jungwirth et al, 1998, Jonsson, 1991, Lucas et Baras, 2001).

Na příkladu větvení koryta řeky do třech ramen ve městě Kynšperk nad Ohří (Obr. č. 7) je barevně znázorněno rychlostní pole a šipkami směr proudění. Žluté a zelené odstíny zachycují vyšší rychlosti, naopak světle modrá znázorňuje „pomalé“ proudění. Rozdílné poměry v profilech zpětného zaústění ramen signalizují odlišný vábíci efekt proudu, od kterého se odvíjí i rozdílné využívání ramen rybami, neboť hlavní koryto v profilu jezu 2 je zatím protiproudě zcela neprostupné. V profilu ústí pravého ramene zřetelně dominují rychlosti proudění při levém břehu, v profilu ústí levého ramene již rozdíly rychlostí v tomto rameni a hlavním korytě nejsou výrazné. Také rozdělení zrnitosti splavenin odpovídá tomuto schématu – v levé a střední části koryta se vyskytují kameny s balvany, v pravé převažují písčité náplavy (Bůžek et al, 2014).



Obrázek č. 7: Kynšperk nad Ohří – rychlostní pole v jednotlivých ramenech za průtoku Q210d (Převzato z Bůžek et al, 2014).

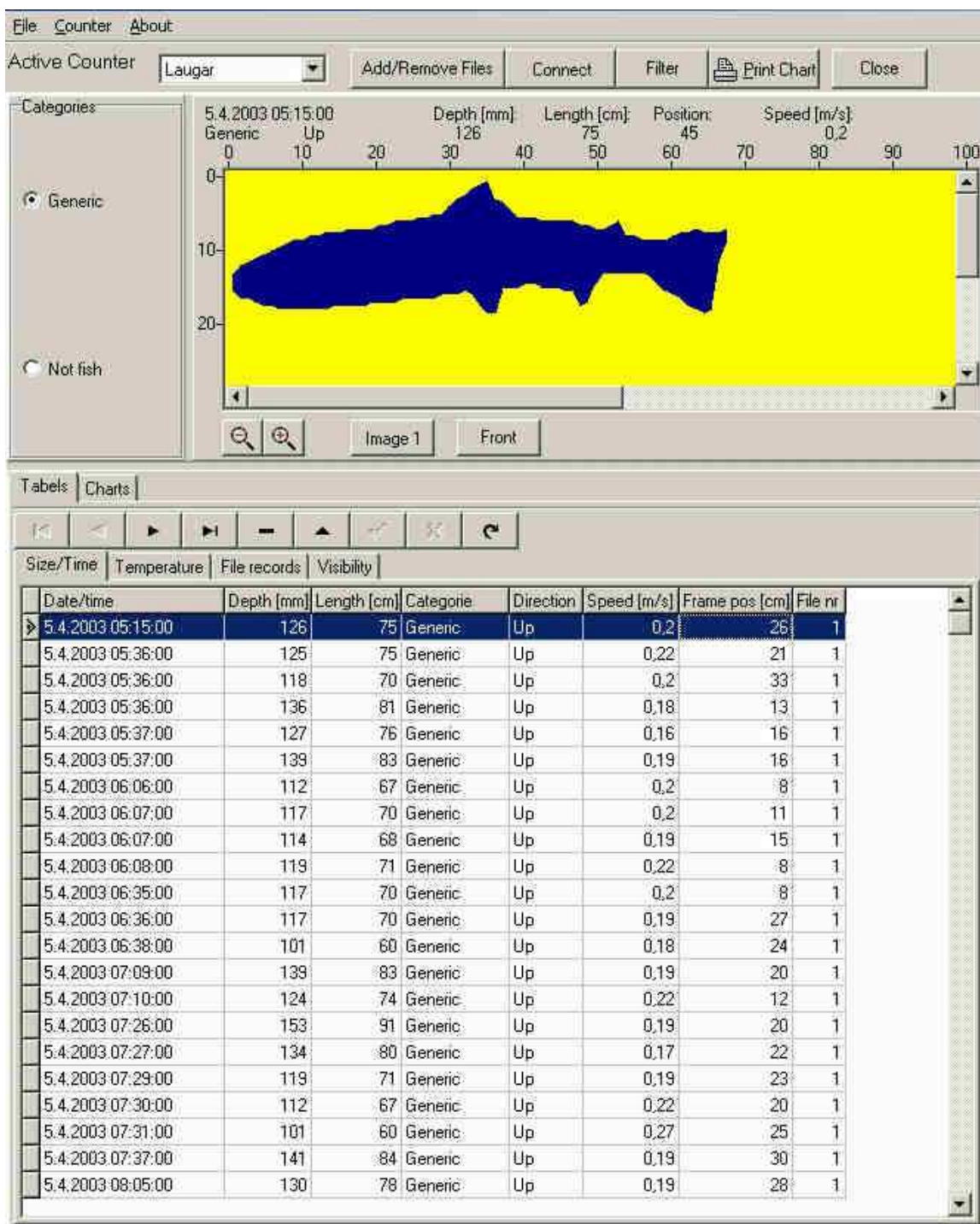
3.2. Metody testování funkce rybích přechodů

Metody testování migrační prostupnosti rybích přechodů se rychle vyvíjejí. Nejjednodušší metodické přístupy, při kterých se trať rybího přechodu přehradila, vypustila a uvízlé ryby teprve potom zpracovávaly, jsou zastaralé. Do stejné kategorie nevhodných postupů náleží i omračování ryb elektrickým proudem v rybím přechodu. Účinek elektrického proudu může trvale poškodit až 4 % ryb v důsledku infarktu a přetržení svalů, a i u nepoškozených ryb může dojít k přerušení migrace v důsledku fyziologického šoku. Podobně překonaným způsobem kontroly migrace je používání vrší, ve kterých jsou ryby chyceny a zcela závisí na lidském faktoru, kdy budou znovu vyproštěny. Pokud vyčerpají energii dříve, přestanou aktivně plavat a následně jim tlak vody o stěny vrší, způsobí vážná zranění. Takový postup odporuje nejen zákonu o rybářství, který manipulaci a omezování migrace ryb v rybím přechodu zakazuje, ale také je v přímém rozporu se zákonem na ochranu proti týrání zvířat (§ 26 zákona č. 246/1992 Sb.). Zákon neumožňuje divoce žijící zvířata omezovat v pohybu bez předem schváleného počtu a přesného stanovení doby, kdy budou omezeny (Slavík et al, 2012).

3.2.1. Bioscannery

Neinvazivní technologie sledování rybích migrací, které jsou běžně používanou technikou s velmi jednoduchou aplikací. Základním principem technologie je rám po stranách vybavený dvěma řadami zářičů, které produkují infračervené paprsky. Ryba, která projede rámem je skenována, což vytvoří její obraz na displeji připojeného PC. Rám bioscanneru se jednoduše umístí před otvor v přepážce rybího přechodu nebo se napojí na usměrňovač pro migrující ryby. Pohyb ryb je zaznamenán i podle orientace pro nebo proti proudu, času a teploty. Každá ryba je změřena na výšku a délka je matematicky dopočítána. Modernější verze zařízení je vybavena i kamerovým systémem, který je automaticky spuštěn při výskytu ryby v oblasti rámu. Scanner pracuje i v noci. Určité nepřesnosti je možné zaznamenat během kalné vody při záplavách. Přístroj je možné napájet ze solárního panelu nebo přímo z energetické sítě. Údaje lze z přístroje stahovat přes propojení s PC nebo přes mobilní telefon. Skutečnost, že rybím přechodem ryby procházejí lze tedy pomocí bioscanneru snadno zjistit. Nevýhodou je, že pomocí bioscanneru nelze odhadnout přímou úspěšnost rybího přechodu, protože neznáme poměr mezi počtem ryb, které se k rybímu přechodu pouze přiblížily, ale trať nepropluly, a počtem těch, které rybí přechod úspěšně překonaly a následně projely rámem. Výhodou tohoto zařízení je vysoká přesnost počtů jedinců proplouvajících skrze rám bioscanneru za současného změření velikosti ryby a to s přesností 95%. Je také

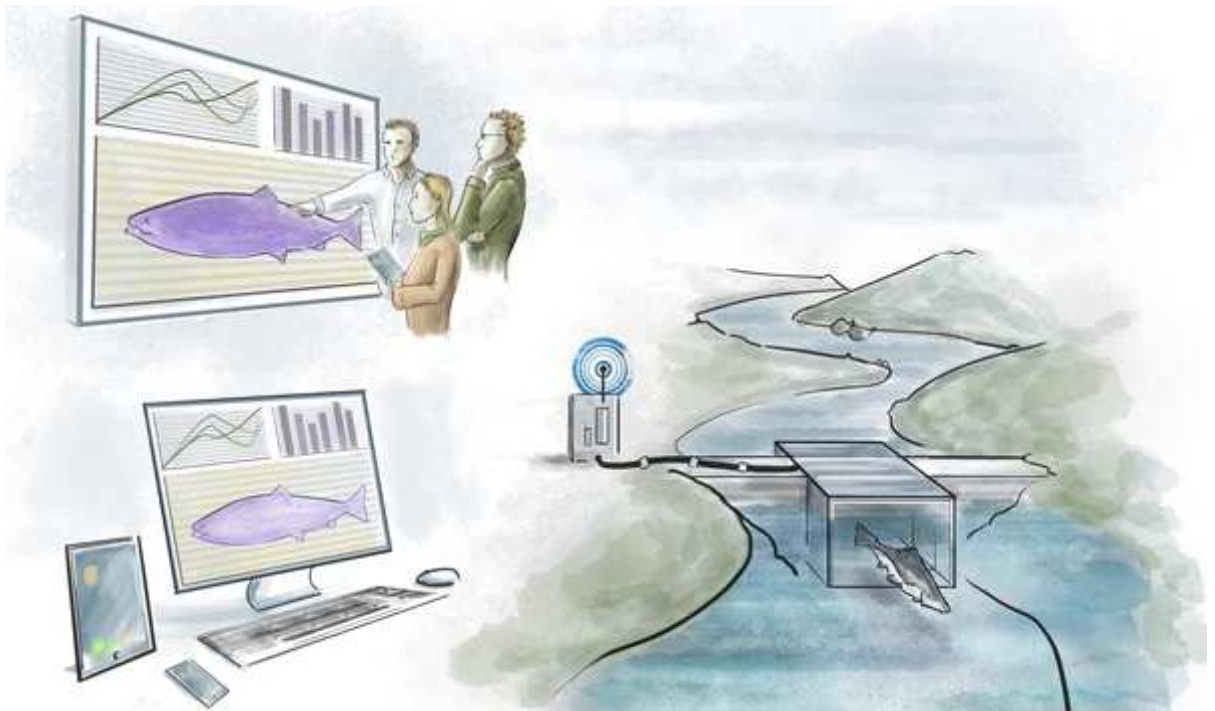
možné propojit několik čítačů dohromady a sledovat migrace ryb přímo v tocích i tam, kde nejsou žádné rybí přechody. V současné době jsou nejrozšířenější automatická počítadla RiverWatcher Vaki a data počítačové jednotky jsou následně analyzována pomocí softwaru Winari[®] (Baumgartner et Wales, 2012, Baumgartner et al, 2012, Horký et al., 2010, Musil et al, 2008, Santos et al, 2008, Simpson, 2003).



Obrázek č. 8: Ukázka zpracování dat z bioscanneru programem Winari[®] (www.vaki.is).

3.2.2. Videotechnika

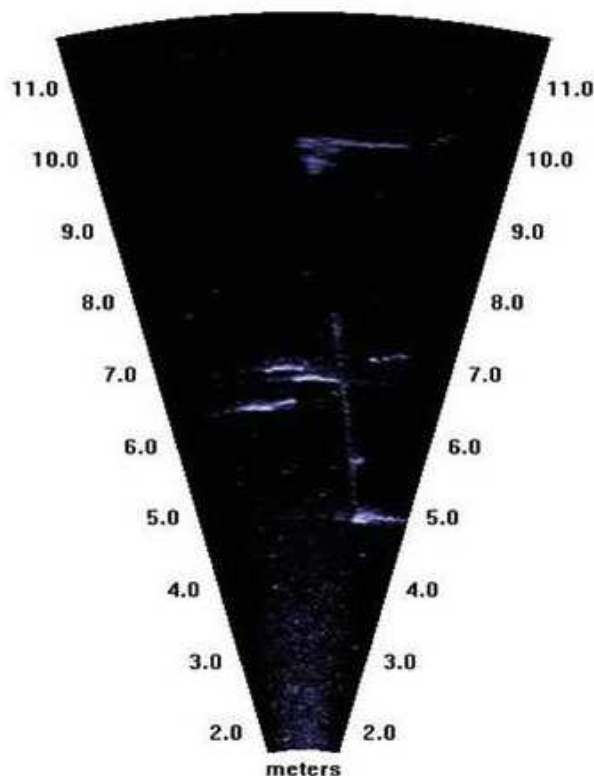
Novou technologií pro studia rybích migrací je kamerový systém Riverwatcher Vaki se záznamem videa nebo statických snímků ryb procházejících bioscannerem. Scanner umožňuje vyfotit sekvenci až pěti fotografií nebo vytvořit videosekvence jednotlivých ryb. Počítač pak automaticky spojí snímky do jiné informace obsažené v databázi pro jednotlivé záznamy těchto ryb (velikosti, prochází hodiny, rychlost, silueta obraz, teploty atd.). Kamera je instalována ve speciálním tunelu, který obsahuje kameru a také osvětlení, které poskytuje konstantní světlo. Tímto způsobem je možné získat dobré obrazy ryb, bez ohledu na denní době a v konstantních podmínkách, neboť se kamera nachází v optimální poloze a vzdálenosti od ryby. Tato metoda je omezeně použitelná při turbulentním proudění. (Vaki Ltd., Orell, 2012).



Obrázek č. 9: Princip fungování kamerového systému RiverWatcher Vaki (www.riverwatcher.is).

3.2.3. Hydroakustické metody

Hydroakustika využívá pro detekci objektů pod hladinou sonaru pracujícího na principu odražené energie zvuku (Cushing, 1973). Sonar může být aktivní nebo pasivní. Aktivní sonar sám vydává zvuk a poté zachycuje jeho odrazy. Pasivní sonar pouze rozeznává přírodní zvuky (Kalikhman et Yudanov, 2006). Nejvíce se ke studiu chování ryb používá echolokátor. Echolokátor je typ aktivního sonaru, který vyzařuje akustickou energii v pulsech o frekvenci 100 – 400 kHz (Singer, 2011). Odraženou energii echolot zachytí a převede jí na elektrický signál. Echolot lze nasměrovat buď horizontálně k prozkoumání celé šířky mělké vody, nebo vertikálně k prozkoumání vodního sloupce (Kalikhman et Yudanov, 2006). Vertikálně nasměřovaným echolotem lze například sledovat denní rytmy ryb na jezerech ve vztahu k vnějším podmínkám (Cushing, 1973). Horizontálně nasměřovaný echolot lze například použít ke sledování potravních migrací v řekách. Pro získání komplexní informace i o druhovém složení lokality se echolokace kombinuje s odchycem ryb (Muška et al, 2014). Echolokátor umístěný stabilně na jednom stanovišti lze použít ke sledování účinnosti rybího přechodu (Hartvich et Dvořák, 2002). Akustická kamera Didson společnosti Ocean Marine Industries Inc. je schopna sledovat objekty ve vodě s rozlišením optické kamery, ale bez omezení ze strany průhlednosti vody či množstvím světla (Muška et al, 2014). Výhodou echolotu je, že nedochází k přímému kontaktu s rybami a tím k ovlivnění jejich chování. Podmínkou pro jeho použití je neturbulentní voda bez výskytu plynových bublin s nízkou vodivostí a nízkou koncentrací řas a jiných vodních rostlin (Cushing, 1973). Všechny tyto faktory snižují přesnost ozev a tím kvalitu získávané informace. Dále echolot není schopen zaznamenat ryby ležící v blízkosti dna, nebo ponořených předmětů např. pařezů, kamenů atd. Echolot je vhodný pro použití na jezerech a neturbulentních řekách (Kalikhman et Yudanov, 2006).



Obrázek č. 10: Snímek z akustické kamery DIDSON zobrazující skupinu čtyř ryb o velikosti 40-50cm (pravděpodobně bolena dravého) (převzato z Muška et al, 2014).

3.2.4. Radiotelemetrie

Telemetrie je metoda založená na sledování volně žijících ryb pomocí signálů produkovaných aplikovanými vysílači na různých frekvencích (Gerlier et Roche, 1998). Podle frekvencí se telemetrie dělí na ultrasonickou využívající frekvenci 20 – 300 kHz a na radiotelemetrii využívající frekvenci 27 – 300 MHz (English et al, 2005). Ultrasonická telemetrie je vhodná pro vodu slanou, sladkou s vysokou vodivostí a vodu hlubokou. Signál je přijímán mikrofonom nebo hydrofonom, který musí být ponořen ve vodě (Pegg et al, 1997). Pro svoji náročnost je tento systém nevhodný pro sledování ryb migrujících na velké vzdálenosti. Přesnost ultrasonické telemetrie je ovlivněna vodní vegetací a vodními turbulencemi (Gerlier et Roche, 1998). Radiotelemetrie je vhodná pro mělké sladké vody s turbulencemi a nízkou vodivostí. Radiotelemetrie umožňuje snazší sledování ryb migrujících na delší vzdálenosti, protože je signál přijímán anténou která nevyžaduje kontakt s vodou (Jungwirth et al, 1998). Díky tomu se ryba může sledovat např. pomocí letadla, nebo satelitní navigace GPS. Radiotelemetrický signál může být zachycen i skrze led (Durif et al, 2003). Radiotelemetrie nemůže být použita ve slané vodě (Jungwirth et al, 1998). Přesnost detekce stanoviště ryby

je omezena hloubkou 5 m a vodivostí 500 mS. Po překročení některé z těchto hodnot jsou výsledky zatížené nadměrnou chybou (Gerlier et Roche, 1998).

3.2.5. Použití kombinovaného ultrasonického a radiotelemetrického vysílače

Výhody ultrasonické a radiové telemetrie spojuje takzvaný CART – kombinovaný ultrasonický a radiotelemetrický vysílač. CART se po určené době přepne z ultrasonického vysílače na vysílač radiotelemetrický (Lucas et Baras, 2001). Umožňuje tak například sledování anadromních migrací lososa. Jeho nevýhoda spočívá ve větší velikosti a kratší životnosti. Telemetrické vysílače jsou externí a interní (Baxter et al, 2003). Interní se dále dělí na vysílače aplikované orální cestou a na vysílače aplikované chirurgicky do intraperitoneální dutiny. Externí vysílače mají výhodu v rychlé a jednoduché implantaci na rybu, která umožňuje okamžité vypuštění ryby zpět do přirozeného prostředí optimální. Jejich nevýhodou je narušená stabilita označené ryby a možnost zachycení vysílačem za vegetaci, rybářské vlasce a další překážky (Lucas et Baras, 2001). Interní vysílače aplikované orální cestou mají výhodu v nejkratší době nutné k přizpůsobení se ryby na vysílač. Nevýhoda spočívá v častém poranění jícnu nebo žaludku ryby a v možnosti zvrácení vysílače. Interní vysílače aplikované chirurgicky jsou vynikající pro telemetrii spojenou se sledováním fyziologických funkcí ryby a pro dlouhodobé studie (Baxter et al, 2003). Nevýhodou je delší rehabilitace ryby po operaci a nebezpečí infekce především v teplé vodě. V příliš studené vodě se však dlouhou dobu hojí pooperační zranění. Proto se doporučuje aplikovat vysílačky na jaře nebo na podzim, kdy je teplota vody optimální (Lucas et Baras, 2001).

3.2.6. Využití pasivních integrátorů (PIT)

Pasivní integrátor PIT je malé zařízení, může být naprogramováno libovolným kódem a nemá žádnou baterii, takže má neomezenou životnost (Aastrup et al, 2003). PIT je aktivován 400 kHz polem z indukční cívky a poté vysílá svůj kód na frekvenci 40 kHz (Castro-Santos et al, 1996). Výhody této metody spočívají v možnosti sledování menších ryb a v neomezené životnosti (Achord et al, 1996). Nevýhodou tohoto systému je, že ryba musí projít malým prostorem, aby byla detekována. Tento nedostatek je eliminován použitím na sledování účinnosti rybích přechodů (Aastrup et al, 2003, Achord et al, 1996, Castro-Santos et al, 1996).

3.2.7. Využití značení a značkování ryb

Metody značení ryb jsou významné pro získávání informací o velikosti a vývoji populace. První používanou metodou je značkování (tagging). Značkování spočívá v označení jedince individuální značkou. Druhou metodou je značení (marking). Principem značení je označení jedinců ve skupině (Lucas et Baras, 2001). Obě metody se musí kombinovat s různými způsoby odlovu ryb například elektrickým agregátem. Chycené ryby se označí značkou. Typy značek jsou různorodé, většinou se používají barevné elastomery nebo kovové čipy. Značky se mohou i kombinovat (Quinn et Pettersen, 1996). Po označení se ryby vrátí zpět do prostředí, odkud byly vyloveny. Pro získání informací je nutné ryby opětovně odlovit. S tím souvisí nevýhoda opakované manipulace s rybou (Lucas et Baras, 2001) a dnes jsou metody značení a značkování ryb opouštěny z důvodu poškozování ryb (Slavík et al, 2012).

3.2.8. Využití různých druhů odlovů

Patří sem odlov do sítí, do různých pastí, odlov elektrickým agregátem, výlov rybího přechodu a zpracování údajů o úlovcích sportovních rybářů (Lucas et Baras, 2001). Metody označované jako CPUE (Catch Per Unit Effort) jsou využívány pro měření hustoty populace na jednotce plochy (Zazli et al, 2014). Tyto metody mají výhodu v tom, že jsou levné, ale výsledky mohou být ovlivněny různými faktory a nelze je většinou provozovat na hlubokých a rychle proudících vodách (Lucas et Baras, 2001).

3.2.9. Přímé pozorování

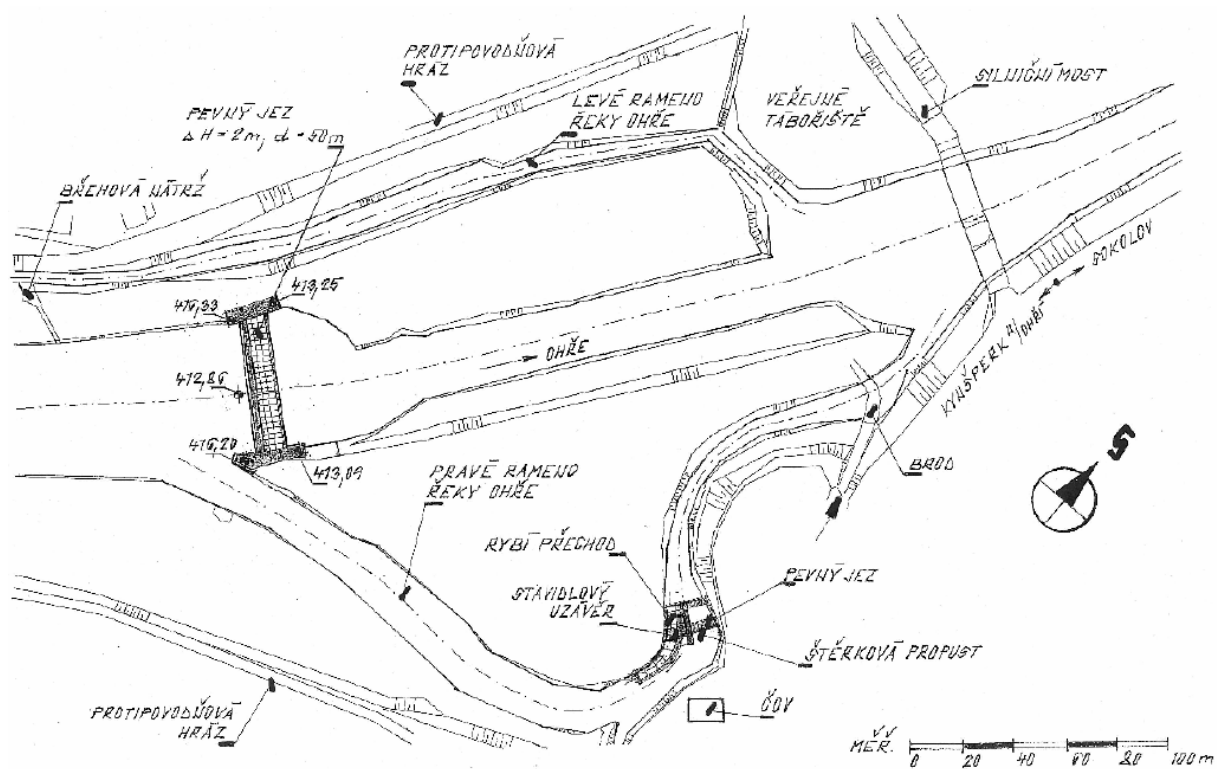
Přímé pozorování bylo první metodou, která se používala k mapování životních projevů ryb. Pozorování probíhá buď ze břehu, nebo přímo ve vodě s využitím potápěčské techniky (Richta, 2010). Přímým pozorováním se může za pomoci vertikálního okna ve stěně rybího přechodu sledovat jeho účinnost. Jde o velmi časově náročnou metodu, která je velmi ovlivněná vnějším prostředím zejména sníženou viditelností. Má však velkou výhodu v tom, že ryby nepřijdou do přímého kontaktu s člověkem, a tudíž je jejich přirozené chování minimálně ovlivněno (Lucas et Baras, 2001).

3.3. Základní údaje sledované lokality a charakteristika území

3.3.1. Jez Kynšperk

Jez byl vybudován v roce 1925 za účelem vyřešení hygienicky nevhodné situace v intravilánu města a energetického využití bývalými mlýny na obou říčních ramenech (náhonech). Dnes slouží jako stabilizační stupeň toku. Vodní dílo se skládá z pevného jezu v korytě Ohře, z pevného jezu spolu se štěrkovou propustí a rybím přechodem v pravém říčním ramenu a z pevného jezu v levém říčním ramenu (Nedoma et al, 1994).

Při průtoku o velikosti $35 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ se celkový průtok v Ohři dělí do jednotlivých ramen takto: hlavní tok: 70 %, levé rameno: 15 %, pravé rameno: 15 % (propust je zahrazena) (Suchopárková, 2010).



Obrázek č. 11: Jez Kynšperk - situace (Suchopárková, 2010)

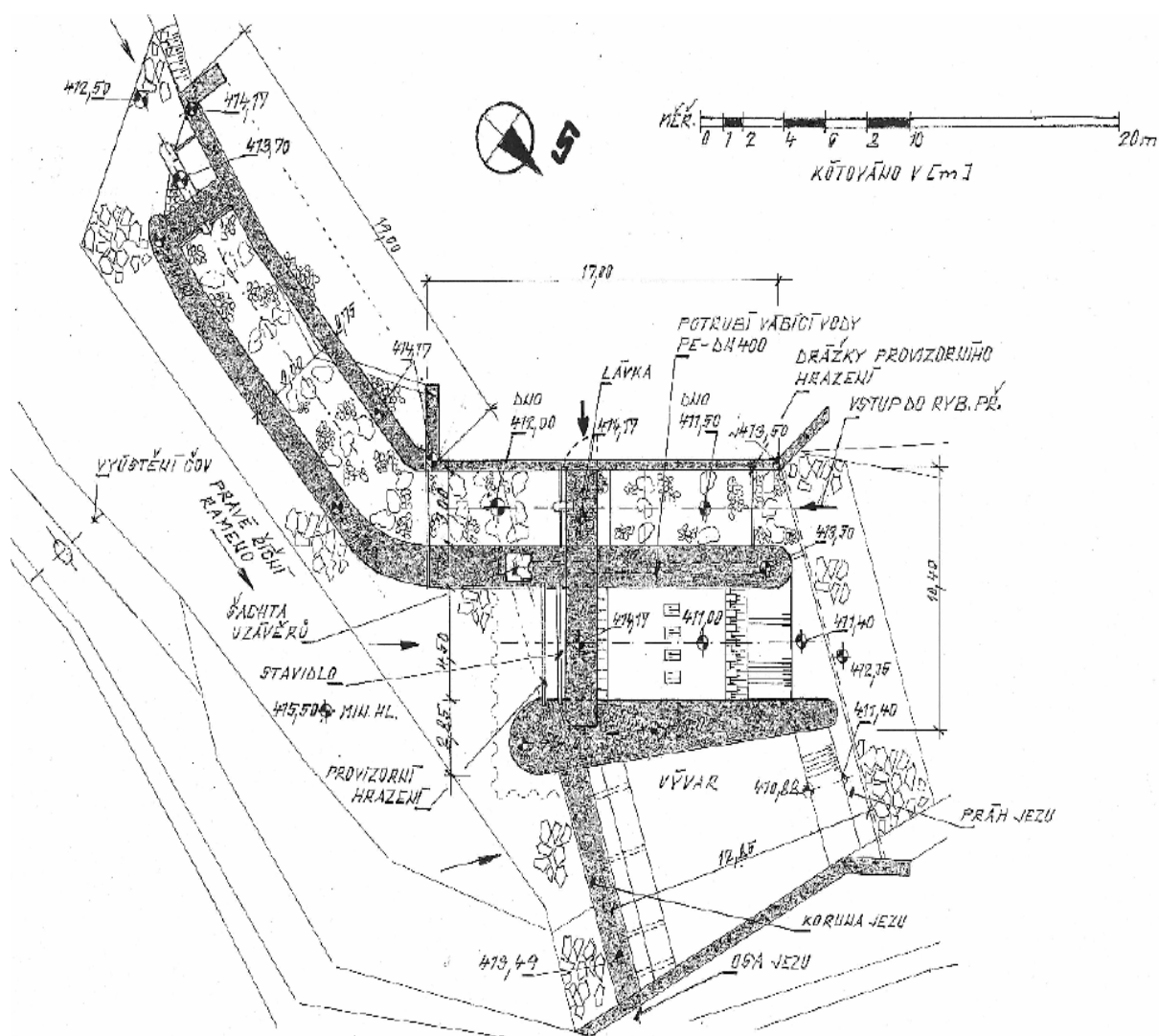
Pevný jez v hlavním korytě toku Ohře je helmovského typu, betonový, obložený na přelivné hraně kameny. Poměrně krátký vývar je 40 cm hluboký s dlažbou 30 cm silnou, uloženou na vyztužené betonové desce s žebry vytvářejícími ve vývaru spojitý rošt po 2 m. Celý objekt je chráněn štětovými stěnami. Jez byl vybudován v letech 1924 – 1925, v roce 1947 byl silně poškozen při povodni a masivním odchodu ledů (Nedoma et al, 1994). Rekonstruován byl v padesátých letech a nově v letech 2003 – 2004 (Suchopárková, 2010).



Obrázek č. 12: Kynšperk nad Ohří – ortofoto (Povodí Ohře, s.p.)

3.3.2. Pravé říční rameno

Délka pravého říčního ramene je cca 420 m. Jedná se původně o mlýnský náhon vybudovaný k mlýnu č. p. 294, který byl již v minulosti zrušen. Do ramene ústí Suchý potok a vyústění z městské ČOV (Suchopárková, 2010).



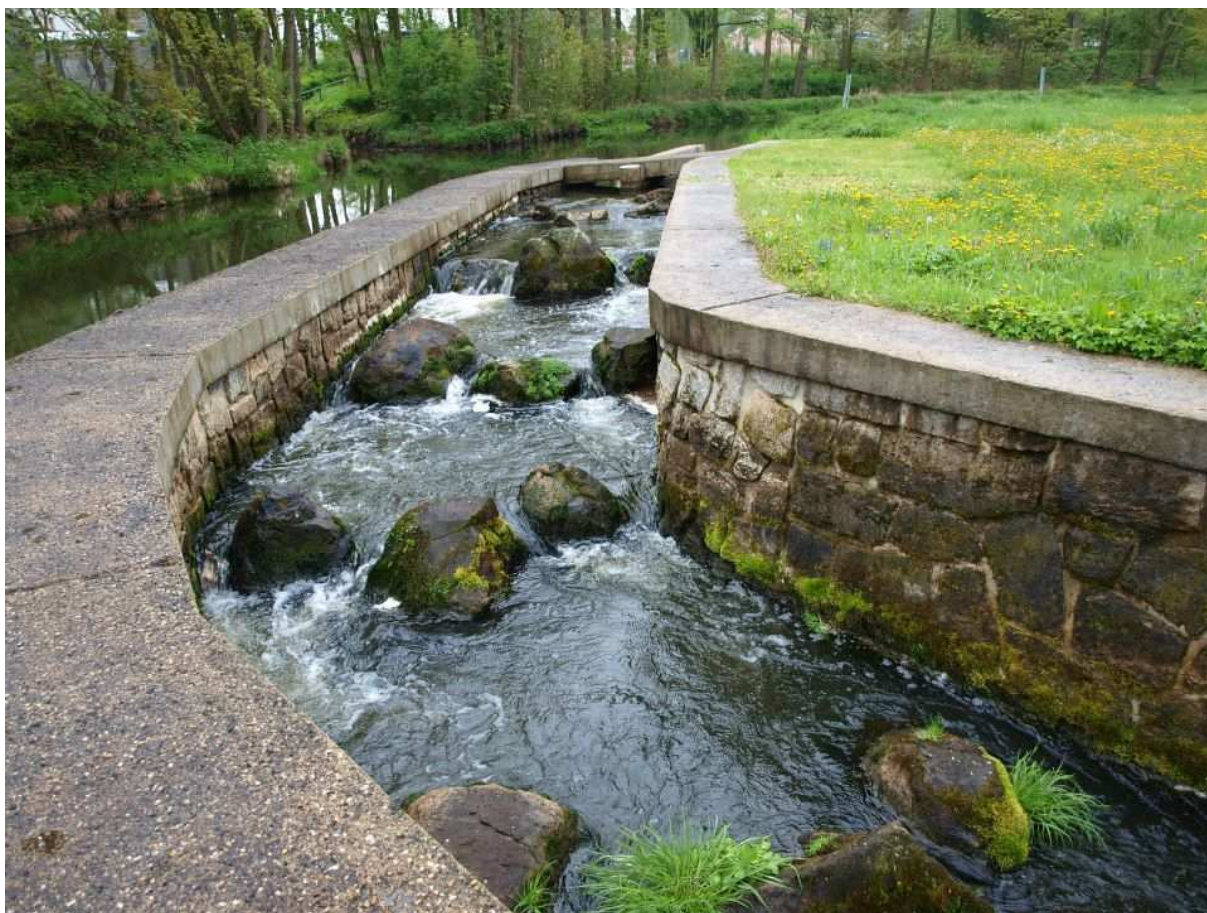
Obrázek č. 13: Situace umístění rybího přechodu v pravém říčním rameni (Suchopárková, 2010).

3.3.2.1. Jez v pravém ramenu

Pevný jez leží u pravého břehu. Součástí jezu je i dlážděný vývar, šířka jezového pole je 9,3 m a délka vývaru je 9,7 m (Suchopárková, 2010).

3.3.2.2. Štěrková propust

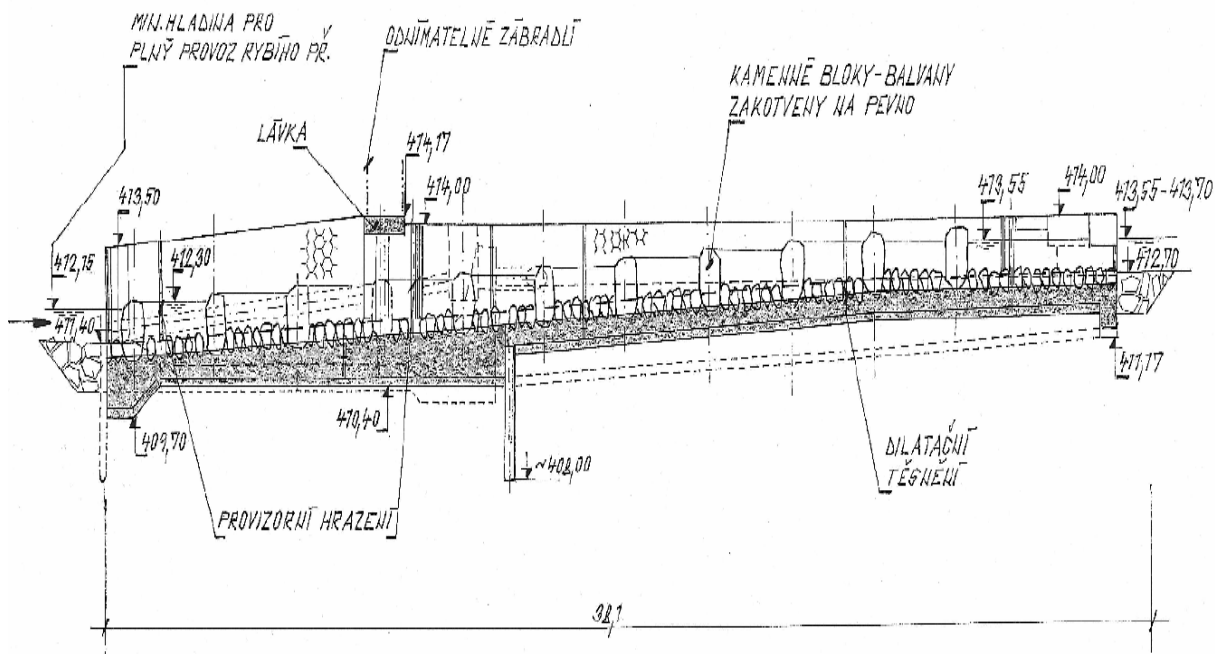
Je situována v pravém říčním ramenu, uprostřed mezi rybím přechodem a pevným jezem. Má jedno výpustné pole hrazené stavidlem o rozměrech 1,5 × 4,5 m. Ocelová tabule stavidla je zavěšena na dvojici cévových tyčí a je ovládána přes samosvornou převodovku ručně klikou z obslužné lávky. Štěrkovou propust je možno provizorně zahradit dřevěnými hradidly (9 trámů 0,2 × 0,2 m). Betonový vývar je opatřen betonovými rozrážeci, šířka štěrkové propusti je 4,5 m, délka štěrkové propusti 16,2 m (Vančura, 2001).



Obrázek č. 14: Rybí přechod v Kynšperku nad Ohří (Foto: autor).

3.3.2.3. Rybí přechod

Rybí přechod je umístěn při levém břehu koryta ramene, jedná se o betonový žlab s kamenným obkladem dna i bočních stěn, délka rybího přechodu je 35,1 m, šířka žlabu rybího přechodu činí 3 m, sklon rybího přechodu 5 % (Suchopárková, 2010). Rybí přechod má ve dně štětovitě uložené kameny (minimální velikost = 0,3 m) do betonu s povrchem vysypaným štěrskem ze dna řeky. Doplňují je vestavěné velké kamenné bloky (delší rozměr 1,2 – 1,5 m) umístěné do tvaru kaskády (mezery mezi bloky 0,15 – 0,3 m) opakující se zhruba v intervalu 3 m délky žlabu. Na výstupu z rybího přechodu je plocha 1 × 2 m pro osazení slovovacího koše. Minimální hladina na vstupu do rybího přechodu pro jeho plný provoz je 412,15 m n. m. Rybí přechod je opatřen drážkami pro možnost osazení provizorního hrazení – 6 ks dřevěných hradidel 0,05 × 0,2 m. Součástí objektu je vábíčí potrubí DN 400 PE umístěné v pravém pilíři, s vtokem nad štěrkovou propustí a ovládané šoupátkem DN 400 v šachtě, jeho délka je 15 m. Dno vtoku do vábíčího potrubí je na kótě 412,50 m n. m. Na vtoku je potrubí opatřeno česlemi z nerez oceli. Průtok vábíčím potrubím je cca 0,3 m³/s. Rybí přechod se štěrkovou propustí jsou přemostěny betonovou lávkou osazenou odnímatelným zábradlím (Vančura et al, 2001).



Obrázek č. 15: Podélný řez rybího přechodu (Suchopárková, 2010).

3.3.3. Jez v levém ramenu

Nízký pevný jez nacházející se zhruba v horní třetině délky levého ramene. Konstrukčně se jedná o betonové těleso obložené kamennými kvádry, v koruně kruhově zaoblenými. Na vývar navazuje válcovou převodní plochou, pokračuje dlážděný vývar a opevnění kamennou dlažbou do betonu, šířka jezového pole činí 6,0 m, (Suchopárková, 2010).

3.3.4. Základní hydrologické údaje pro tok Ohře v profilu jezu Kynšperk

Hydrologické poměry jsou sestaveny pro přehlednost v tabulce č. 1.

Tabulka č. 1: Hydrologické poměry na vodním díle Kynšperk (ČHMÚ, 2010).

Tok		Profil												
Ohře		jez Kynšperk												
Plocha povodí		Průměrná dlouhodobá roční hodnota												
A [km ²]		srážek Pa [mm]						průtoku Qa [m ³ /s]						
1586.8		709						13.4						
M - denní průtoky		[m ³ /s] třída II												
M	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	355	364	
Q _{Md}	29.9	21.2	16.6	13.7	11.4	9.63	8.12	6.81	5.63	4.49	3.32	2.07	1.15	
N - leté průtoky		[m ³ /s] třída II												
N	1	2	5	10	20	50	100							
Q _N	114	156	218	270	323	398	458							

4. Materiál a metody

Lokalita

Jako sledovaná lokalita byl zvolen rybí přechod na jezu Kynšperk, který je situován v pravém říčním rameni řeky Ohře v obci Kynšperk nad Ohří. Jedná se o rybí přechod kanálového typu s balvanitou konstrukcí kaskády (Obr. č. 16 a 17). Vlastní žlab rybího přechodu je betonové konstrukce s kamenným obkladem s šířkou 3m a délkou 35,1 m.



Obrázek č. 16: Pohled na výústní trať rybího přechodu Kynšperk (Foto: autor).



Obrázek č. 17: Vtok do rybního přechodu Kynšperk a prvky bránící migraci ryb mimo monitorovací zařízení RiverWatcher Vaki (Foto: autor).



Obrázek č. 18: Detail prvků bránících migraci ryb mimo monitorovací zařízení (Foto: autor).

Ichtyologický průzkum

Ichtyofauna zájmové oblasti byla monitorována koncem měsíce dubna (29. a 30. 4. 2014) za asistence rybářského hospodáře, metodou hromadného lovu, semi-kvantitativním vzorkováním výkonným, benzínovým agregátem (ELT 60 - IIIH, 300-500 V, impuls DC, Hans Grassl GmbH Schönau am Königssee). Elektrolovnou četou byl vždy proloven úsek v minimální délce 100m s přihlédnutím k celkové členitosti, hloubce lovených profilů a tedy k celkové efektivitě odlovu tak, aby odlovy zachycovaly co možné nejlépe skutečné kvalitativní a kvantitativní složení rybího společenstva. Všechny odlovené ryby byly na místě druhově identifikovány, změřeny, zváženy a vypuštěny zpět. Rybí společenstvo bylo hodnoceno na základě relativní početnosti rybích druhů.



Obrázek č. 19: Ichtyologický průzkum pomocí elektrického agregátu (Foto: autor).

Monitoring migrace ryb

Pro posouzení migrační aktivity ryb byla zvolena neinvazivní ichtyologická metoda sledování s využitím podvodní videokamery, bioscanneru s automatickým počítačem, produktu firmy VakiLTd. (RiverWatcher), Vaki Aquaculture Systems Ltd. Monitorovací systém se skládá z prvků zabraňující migraci ryb mimo vlastní monitorovací zařízení, počítačového rámu, ve kterém je umístěn bioscanner, který je napojený na procesorovou jednotku, ta spouští videokameru, která natáčí videosekvence při proplutí ryby snímacím zařízením. Data jsou ukládána do počítačové jednotky a s pomocí softwaru Winari následně analyzována. Tento kamerový systém byl použit poprvé v České republice.

Ponořený rám generuje stálé pole infračervených paprsků, které je přerušeno v momentě, kdy se rámem pohybuje objekt a následně vysílá do procesorové jednotky záznam o monitorovaném objektu pro jeho následnou elektronickou vizualizaci. Zařízení zaznamenává počet migrantů po a proti proudu, siluety pohybujících se objektů, datum, čas, směr pohybu objektu, výšku jeho těla a z ní vypočítává odvozenou velikost (délka těla). Uváděným limitujícím faktorem využití tohoto zařízení je velikost zaznamenaných objektů, která se pohybuje od 4 cm výšky těla. Data jsou automaticky ukládána do PC jednotky a s pomocí softwaru Winari© jsou analyzována (Obr. č. 25).

Sledované proměnné: počet migrantů po a proti proudu, datum a čas migrace, videozáznam umožňující bezpečnou druhovou determinaci, teplota vody. Limitujícím faktorem je velikost migrantů s tím, že tento monitorovací systém detekuje migranty s výškou těla nad 40mm (VAKI, 2006).

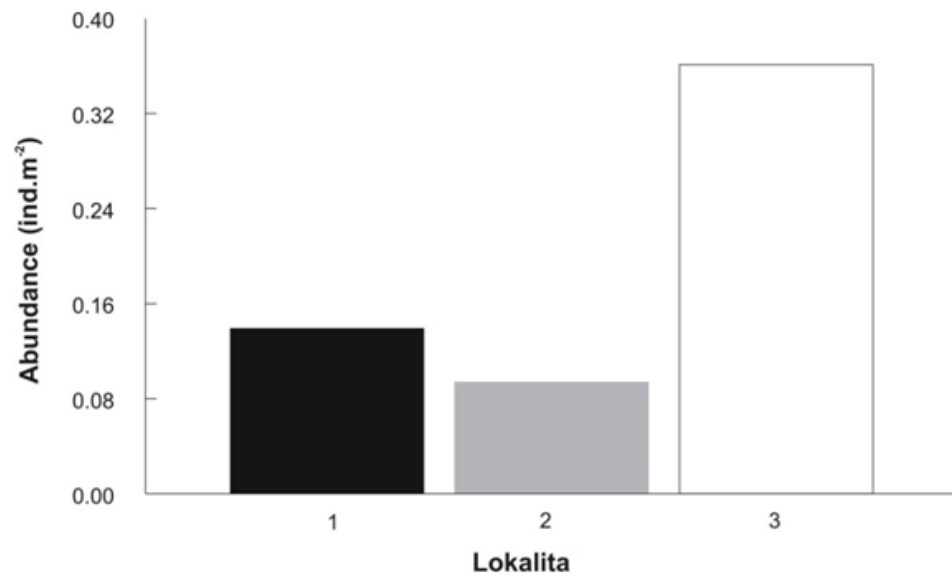
K odhadu druhové determinace bylo využito snímků siluety těla a videozáznamu z automatického zařízení Vaki riverwatcher při registraci pohybu (Obr. č. 25).

Zařízení Vaki Riverwatcher monitorovalo migraci ryb 2 dny v týdnu od 29. 4. 2014 do 8. 6. 2014. Celkem byla migrační aktivita monitorována 12 dní (288 hodin sledování). Pro vyhodnocení migrační aktivity byla aktivita během diurnálního cyklu (24 h) kategorizována jako noc (hodnota osvit 0 – 1,6), twilight („šerostvit“), zahrnuje dobu cca 40 – 60 min při západu a východu slunce (hodnota osvit 2 – 8), a na den (hodnota osvit 8,3 a více).

5. Výsledky

Ichtyologický průzkum

V průběhu ichtyologického monitoringu bylo registrováno celkem 17 druhů ryb a 1 druh mihule (viz. Tab. č. 2) s celkovým počtem 575 ulovených jedinců.



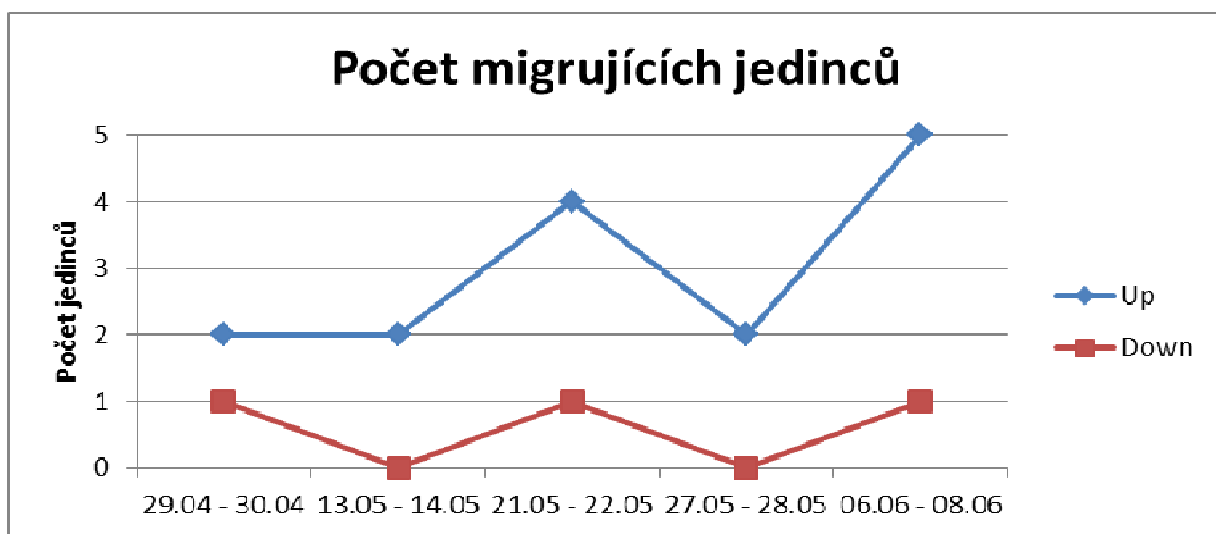
Obrázek č. 20: Abundance ryb mezi sledovanými lokalitami. Lokalita 1 je pravé říční rameno s rybím přechodem, lokalita 2 je hlavní tok a lokalita 3 levé říční rameno zájmového území.

Tabulka č. 2: Složení ichtyofauny v zájmovém území řeky Ohře.

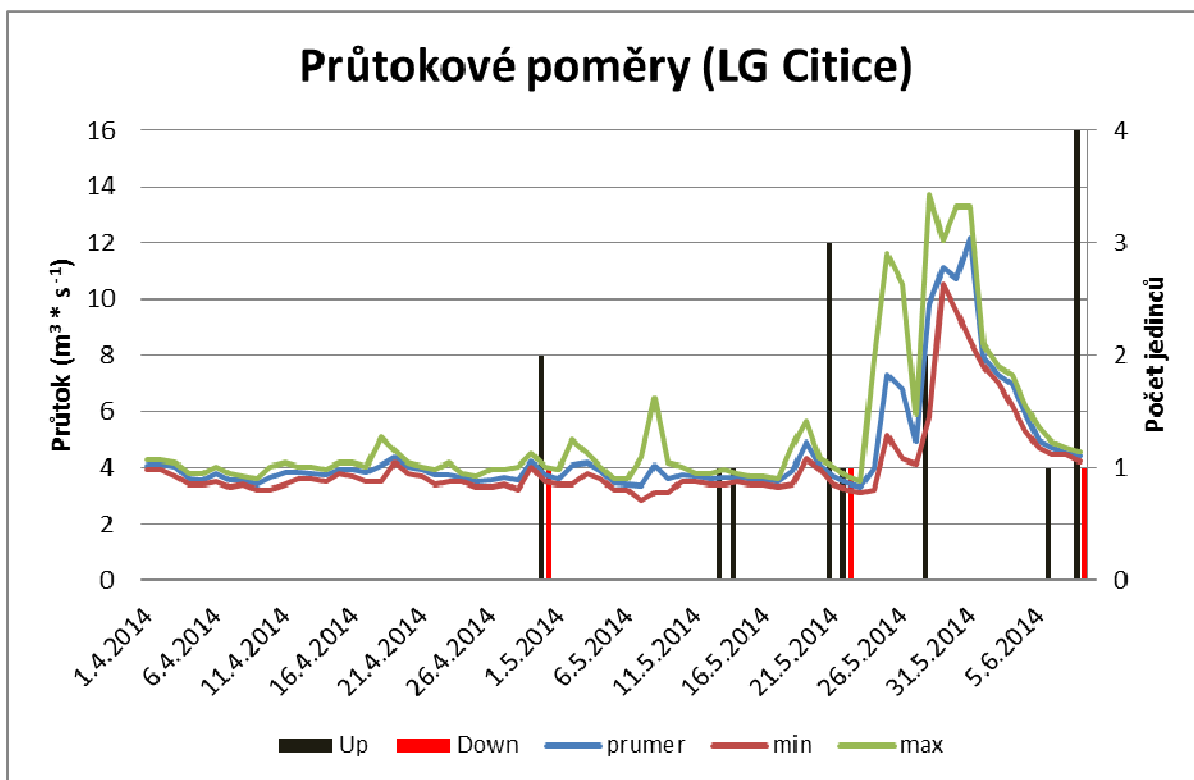
Latinský název	Zkratka	Lokalita	Abundance (ks.m ⁻²)	Frekvence výskytu (%)
<i>Alburnus alburnus</i>	AA	1	0,002	1%
		3	0,001	0%
<i>Anguilla anguilla</i>	AAN	1	0,002	1%
		2	0,001	1%
<i>Barbatula barbatula</i>	BB	1	0,014	10%
		2	0,001	1%
<i>Blicca bjoerkna</i>	BBj	1	0,002	1%
		2	0,003	3%
<i>Cyprinus carpio</i>	CC	1	0,008	5%
<i>Carrasius gibelio</i>	CGi	1	0,003	2%
		2	0,000	0%
<i>Gobio gobio</i>	GG	1	0,045	33%
		2	0,037	40%
		3	0,306	85%
<i>Chondrostoma nasus</i>	CHN	2	0,003	3%
<i>Leuciscus idus</i>	LI	2	0,000	0%
<i>Leuciscus leuciscus</i>	LL	1	0,002	1%
		3	0,015	4%
<i>Lota lota</i>	LLo	2	0,000	0%
<i>Lampetra planeri</i>	LPI	1	0,047	34%
		2	0,011	12%
		3	0,012	3%
<i>Perca fluviatilis</i>	PF	1	0,012	9%
		2	0,005	5%
		3	0,017	5%
<i>Rutilus rutilus</i>	RR	1	0,003	2%
		2	0,010	10%
<i>Squalius cephalus</i>	SC	1	0,002	1%
		3	0,003	1%
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	SE	2	0,000	0%
		3	0,001	0%
<i>Salmo trutta</i>	ST	3	0,003	1%
<i>Vimba vimba</i>	VV	3	0,004	1%

Monitoring migrace ryb

Monitoring migrační aktivity probíhal po dobu 5 týdnů s celkovým počtem 288 pozorovacích hodin. Monitorovacím systémem VAKI bylo od 29. 4. do 8. 6. 2014 registrováno celkem 18 migrantů, 15 jedinců proti a 3 jedinců po proudu (Obr. č. 21). Nejvíce migrujících jedinců bylo registrováno v posledním týdnu pozorování pravděpodobně v souvislosti se zvyšujícím se průtokem (Obr. č. 22).



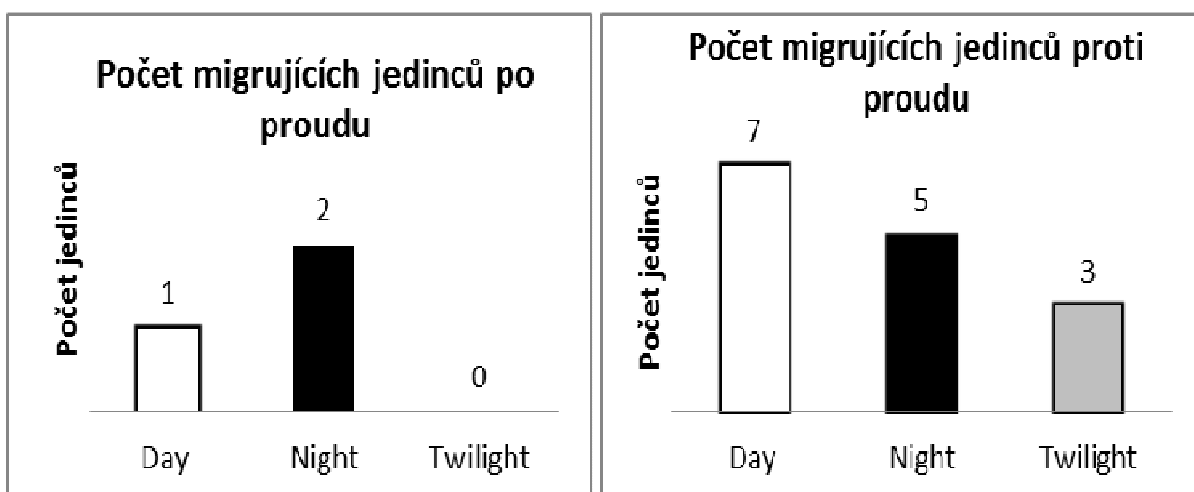
Obrázek č. 21.: Průběh migrační aktivity ryb v RP Kynšperk vyjádřený jako počet migrantů, registrovaných kamerovým systémem VAKI.



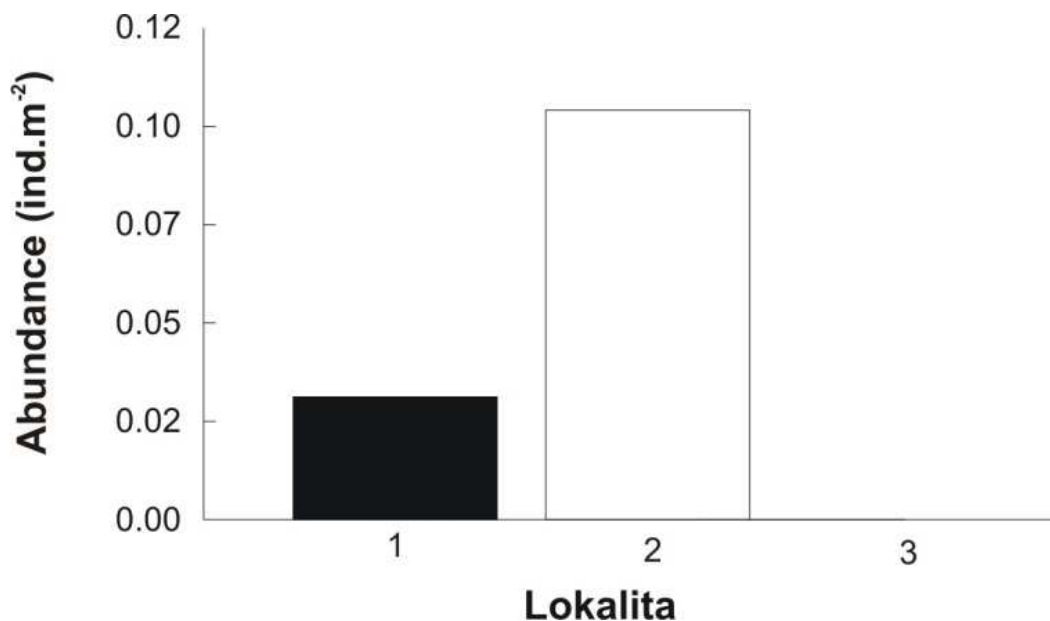
Obrázek č. 22: Průběh migrační aktivity ryb v rybím přechodě Kynšperk vyjádřený jako počet migrantů v závislosti na průtokových poměrech.

Diurnální aktivita rybovitých obratlovců zahrnuje vyhodnocení 188 hodin záznamů automatického monitoringu. V případě poproudové migrace nebyl pozorován žádný trend v časování migrací, které byly pozorovány v nočních i denních hodinách. Naopak protiproudá migrace byla pozorována především v denních hodinách (Obr. č. 23).

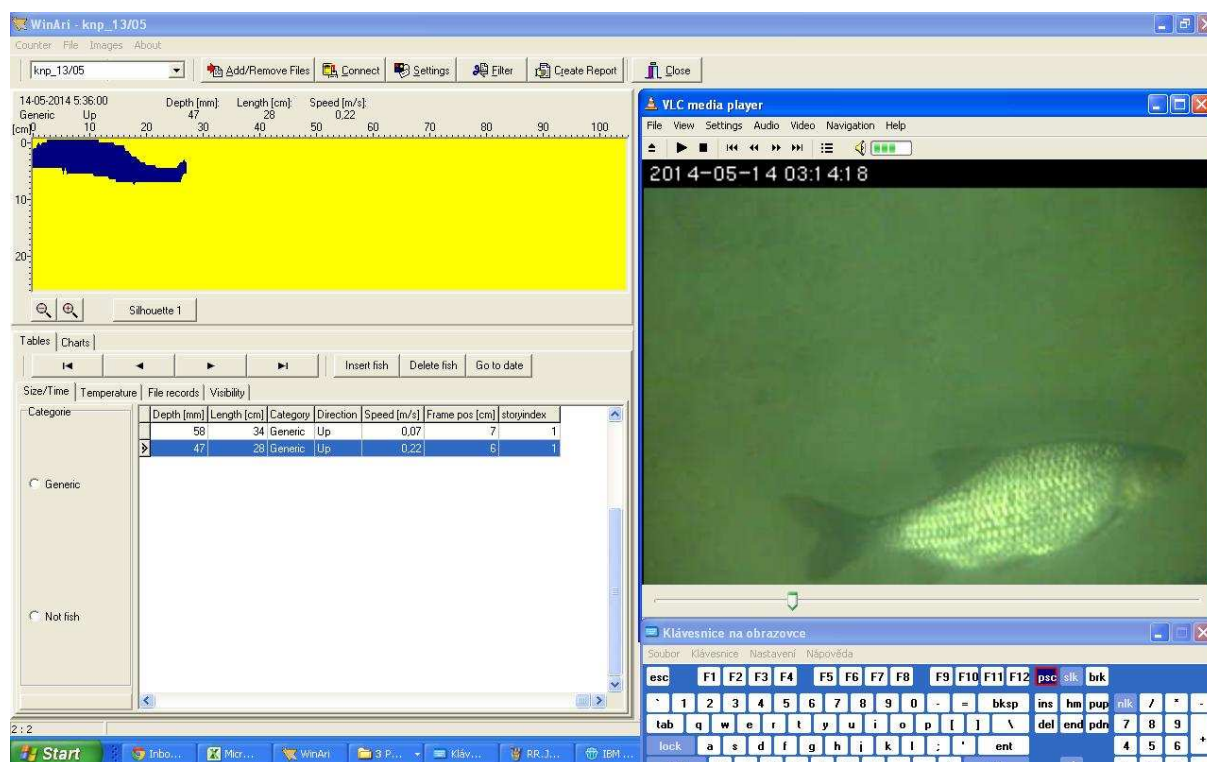
Obrázek č. 23: Diurnální aktivita monitorovaná zařízením Vaki Riverwacher



Obrázek č. 23: Diurnální aktivita monitorovaná zařízením Vaki Riverwacher



Obr. 24. Početnost plotice obecné (*Rutilus rutilus* L.) mezi sledovanými lokalitami.



Obrázek č. 25: Zpracování migračních dat v prostředí software Winari. Na levé straně je viditelná silueta tvaru těla migranta automaticky generovaná počítačím rámem, doplněná videozáznamem – plotice obecná (*Rutilus rutilus*).

6. Diskuze

Kontrolní odlovy ichtyofauny řeky Ohře v katastrálním území Kynšperk nad Ohří prokázal relativně vysokou druhovou pestrost s výskytem charakteristických indikátorových ekologických skupin ryb a výskytem vzácných a chráněných druhů podle zákona č. 114/1992 Sb. – o ochraně přírody a krajiny, ve znění prováděcí vyhlášky č. 395/1992 Sb. a její přílohy III.. Z odlovených chráněných živočichů se jednalo o mihuli potoční (*Lampetra planeri*), která je kriticky ohroženým druhem, jelce jesena (*Leuciscus idus*) – ohrožený druh a mníka jednovouseho (*Lota lota*) – ohrožený druh. Celkem bylo v průběhu ichtyologického průzkumu registrováno 17 druhů ryb a jeden druh mihule s celkovým počtem 575 odlovených jedinců. Odlovené druhy ryb byly určovány na základě studia taxonomických znaků podle autorů Baruš et Oliva (1995), Dubský et al (2003), Kottelat et Freyhof (2007) a Ličko et al (2012).

Největším překvapením byl nález kriticky ohrožené mihule potoční (*Lampetra planeri*), která se podle Dubského et al (2003) vyskytuje v naší přírodě ojediněle, přičemž autoři Ličko et al (2012) uvádějí místa výskytu povodí Labe, kde byla publikována většina nálezů, dále pak povodí Odry a jako vzácné nálezy je uváděno několik lokalit v povodí Odry. Baruš et Oliva (1995), Dubský et al (2003), Kottelat et Freyhof (2007) a Ličko et al (2012) uvádějí, že mihule obývají čisté potoky a říčky pstruhového a lipanového pásma s písčitým až štěrkovitým dnem. Písčité až štěrkovité dno se nacházelo na lokalitě pravobřežního ramene a dále pak hlavního toku Ohře pod jezem Kynšperk. V pravobřežním rameni byla mihule dokonce dominantním druhem se zastoupením 34 %. V hlavním toku už bylo početní zastoupení mihule menší (12 %). Na lokalitě levobřežního ramene Ohře, které se od předešlých dvou lokalit mikrohabitatově významně liší, neboť se jedná o mělký, proudný úsek, který je zarostlý submerzní vegetací, bylo zastoupení mihule 3 % a to zejména v blízkosti soutoku s hlavním tokem. Migrační aktivita mihulí pomocí bioscanneru a videokamery nebyla zaznamenána, neboť mihule nedosahují velikost nezbytná pro aktivaci bioscanneru činí minimálně 40 mm, jak shodně uvádějí Baumgartner et Wales (2012), Baumgartner et al (2012), Horký et al. (2010), Musil et al (2008), Santos et al (2008) a Simpson (2003).

Dalším dominantním druhem na předmětných lokalitách byl hrouzek obecný (*Gobio gobio*), který byl zastoupen v pravobřežním rameni z 33 %. V hlavním toku byl hrouzek zastoupený ze 40 % a v levobřežním rameni Ohře jasně dominoval se zastoupením 85 %. Podle Dubského et al (2003) obývá tekoucí, dobře prokysličené vody s tvrdým, písčitým

a štěrkovitým dnem. Ličko et al (2012) uvádí, že žije při dně mezi kameny v nerovnostech dna. Dá se říci, že tyto požadavky splňují všechny tři lokality, neboť díky svým spádovým podmínkám jsou dobře prokysličené. Na hlavním toku a pravobřežním rameni je dno písčité až štěrkovité a levobřežní rameno zase skýtá velké množství úkrytů v nerovnostech kamenitého dna a v submerzní vegetaci. Vzhledem k maximální velikosti 20 cm uváděná autory Baruš et Oliva (1995), Dubský et al (2003), Kottelat et Freyhof (2007) a Ličko et al (2012), nebylo předpokládáno, že by migrační aktivita hrouzka obecného byla zaznamenána, neboť rozlišovací schopnost bioscanneru vyžaduje minimální výšku 40 mm a takových výšek hřbetu hrouzek obecný nedosahuje (Baumgartner et Wales, 2012, Baumgartner et al, 2012, Horký et al, 2010, Musil et al, 2008, Santos et al, 2008 a Simpson, 2003).

Třetím nejvíce zastoupeným druhem byla plotice obecná (*Rutilus rutilus*), která byla zastoupena především v hlavním toku, kde se vyskytovala v množství 10 % z celkového počtu odlovených jedinců, dále pak byla nalezena v pravobřežním rameni, v levobřežním rameni nebyl výskyt plotice v průběhu ichtyologického průzkumu zaznamenán. Baruš et Oliva (1995) uvádějí, že plotice je velmi přizpůsobivý druh, který obývá všechny typy vod s výjimkou pstruhových potoků a řek. Kottelat et Freyhof (2007) a Ličko et al (2012) shodně uvádějí podobné poznatky. Vzhledem k tomu, že levobřežní rameno bylo charakterizováno jako proudný mělčí úsek s výskytem pstruha obecného (*Salmo trutta*) dá s výše uvedenými poznatky souhlasit. U plotice byla rovněž zaznamenána migrační aktivita monitorovacím zařízením RiverWatcher Vaki Ltd., kdy bylo v období od 29. dubna do 8. Června registrováno celkem 18 migrantů. Z toho 15 jedinců bylo zaznamenáno při migraci proti proudu a 3 jedinci po proudu. Nejvíce migrujících jedinců bylo pozorováno v posledním týdnu pozorování pravděpodobně v souvislosti se zvyšujícím se průtokem, jak bylo patrné ze záznamů průtokových poměrů z limnigrafu Citice (Obr. č. 22). Tato pozorování korespondují s tvrzeními jiných autorů například Jungwirth et al (1998), Johnsson (1991) a Lucas et Baras (2001). Diurnální aktivita ryb byla vyhodnocována ze 188 hodin záznamů automatického monitoringu. V případě protiproudé migrace byla aktivita plotice pozorována především v denních hodinách. Paulus et al (2015) uvádí, že plotice obecná je nejvíce aktivní zejména po rozbřesku. V případě poproudové migrace nebyl pozorován žádný trend v časování migrací, které byly pozorovány v nočních i denních hodinách, avšak k jednoznačným závěrům by bylo zapotřebí větší množství pozorovaných jedinců.

Dalším významně zastoupeným druhem byl okoun říční (*Perca fluviatilis*), který se vyskytoval s frekvencí výskytu 9 % v pravobřežním rameni, v hlavním toku Ohře

byl početně zastoupen z 5 % a v levobřežním rameni byl zastoupený z 5 %. Ličko et al (2012) uvádí, že okoun obývá tekoucí i stojaté vody, říční ramena a tůně, rybníky a přehradní nádrže, kde s oblibou vyhledává místa zarostlá rostlinstvem s dostatečným množstvím úkrytů. Toto splňují všechny tři zkoumané lokality. Většina odlovených okounů byla mladí jedinci, kteří nedosahovali velkých rozměrů, a jen několik z nich mělo výšku hřbetu přesahující 40 mm, která by umožňovala záznam bioscanneru. Vaki (Baumgartner et Wales, 2012, Baumgartner et al, 2012, Horký et al, 2010, Musil et al, 2008, Santos et al, 2008 a Simpson, 2003).

V levobřežním rameni dále zjištěn jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), pstruh obecný (*Salmo trutta*), podoustev říční (*Vimba vimba*) a perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*), které nebyly nalezeny v pravobřežním přítoku, kde byl zjištěn nález mřenky mramorované (*Barbatula barbatula*), kapra obecného (*Cyprinus carpio*) a karase stříbřitého (*Carrasius gibelio*). Tyto nálezy potvrzují odlišný charakter lokality. Početnost rybího společenstva se však prakticky nelišila mezi pravostranným říčním ramenem a hlavním tokem, které představují podobné až shodné mikrohabitaty. Naopak, nejvyšší abundance a druhová pestrost byla registrována v levostranném přítoku, který se od ostatních lokalit mikrohabitatově významně liší charakterem toku, který je mělký, proudný a místy zarostlý submerzní vegetací. Tato zjištění korespondují s modelovým hydraulickým výpočtem větvení řeky do tří ramen v Kynšperku nad Ohří, kterou prováděl Bouša et al (2014), kde je uváděno, že rozdílné poměry v profilech zpětného zaústění ramen signalizují odlišný vábící efekt proudu, od kterého se odvíjí i rozdílné využívání ramen rybami. S těmito závěry lze souhlasit s ohledem na provedený ichtyologický průzkum

7. Závěr

Cílem této práce byla aplikace bioscanneru a videotechniky na rybích přechodech při studiu rybích migrací na vodním toku Ohře. Po aplikaci monitorovacího zařízení RiverWatcher Vaki Ltd. na rybím přechodu jezu Kynšperk byla zaznamenána migrační aktivita plotice obecné (*Rutilus rutilus*). Na základě těchto pozorování lze konstatovat, že byla naplněna podmínka hypotézy, že bioscannery v kombinaci s videotechnikou jsou uplatnitelné při studiu rybích migrací ve vodním toku Ohře. V průběhu testování bioscanneru v kombinaci s videotechnikou byly zaznamenány různé průtoky od $4 - 14 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, různé množství mechanických nečistot ve vodě a obrazy přenášené z videokamery na monitor byly stále zřetelné. Pro samotné testování rybího přechodu však bude nezbytné provádět pozorování v dlouhodobém horizontu, během kterého bude možné zaznamenat chování rybí populace při různých teplotách, průtocích a světelné aktivitě. Jak například uvádí Slavík et al (2012), pro samotné hodnocení migrační prostupnosti rybího přechodu je zapotřebí minimálního časového intervalu dvou sezón pozorování.

Ačkoliv byla zájmová oblast charakteristická vysokou druhovou pestrostí s výskytem charakteristických indikátorových ekologických skupin ryb včetně vzácných a zákonem chráněných druhů jakým je například kriticky ohrožená mihule potoční (*Lampetra planeri*), jelec jesen (*Leuciscus idus*) a mník jednovousý (*Lota lota*) – ohrožené druhy, prakticky chyběly ryby starších věkových ročníků, které by mohly být potenciálními migranty. Malá početnost rybího společenstva je pravděpodobně výsledkem velkého predančního tlaku rybožravých predátorů například vydry říční (*Lutra lutra*), kormorán velký (*Phalacrocorax carbo*), norek americký (*Mustela vison*), ale mohla být rovněž ovlivněna pozdním termínem zahájení studie, kdy většina reofilních druhů již reprodukční migrace zahájila.

Lze konstatovat, že využití neinvazivní ichtyologické metoda sledování s využitím podvodní videokamery, bioscanneru s automatickým počítačem produktu firmy VakiLtd. (RiverWatcher), Vaki Aquaculture Systems Ltd. se v daných podmínkách osvědčila a přes relativně vyšší výskyt mechanických nečistot ve vodě byly videosekvence migrujících jedinců plotice obecné (*Rutilus rutilus*) jasně zřetelné a obrazy proplouvajících jedinců rozpoznatelné.

8. Seznam literatury

Aarestrup, K., Lucas, M. C., Hansen, J. A. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*. 12 (3). s. 160 – 168.

Achord, S., Matthews, G. M., Johnson, O. W., Marsh, D. M. 1996. Use of Passive Integrated Transponder (PIT) Tags to Monitor Migration Timing of Snake River Chinook Salmon Smolts. *North American Journal of Fisheries Management*. 16 (2). s. 302 – 313.

Baruš, V. & Oliva O. (1995): *Mihulovci a ryby díl 1 a 2*. Academia, Praha. 623 s.

Baumgartner, L. J., Wales, N. S. 2010. Assessment of an infrared fish counter (Vaki Riverwatcher) to quantify fish migrations in the Murray-Darling Basin. *Industry & Investment NSW – Fisheries Final Report Series No. 116*. ISSN 1837-2112.

Baumgartner, L. J., Bettanin, M., McPherson, J., Jones, M., Zampatti, B., Beyer, K. (2012). Influence of turbidity and passage rate on the efficiency of an infrared counter to enumerate and measure riverine fish. *Journal of Applied Ichthyology*, 28(4). 531-536.

Baxter, J. S., Birch, G. J., Olmsted, W. R. 2003. Assessment of a Constructed Fish Migration Barrier Using Radio Telemetry and Floy Tagging. *North American Journal of Fisheries Management*. 23(3). S. 1030 – 1035.

Berrebi, P. 2015. Three brown trout *Salmo trutta* lineages in Corsica described through allozyme variation. *Journal of Fish Biology*. 86(1), s. 60 – 73.

Boulenger, C., A. Acou, A., Trancart, T., Crivelli, A. J., Feunteun, R. 2015. Length–weight relationships of the silver European eel, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), across its geographic range. *Journal of Applied Ichthyology*. 31 (2). s. 427 – 430.

Bone, Q., Moore, R. H. 2008. *The Biology of Fishes*. Taylor & Francis Group. New York. ISBN: 0-203-88522-8.

Brüning, A., Hölkera, F., Franke, S., Preuer, T., Kloas, W. 2015. Spotlight on fish: Light pollution affects circadian rhythms of European perch but does not cause stress. *Science of The Total Environment*. 511 (1). s. 516 – 522.

Bussel, R.B. 1978. Fish counting stations (notes for guidance in their design and use). Dept. of the Envir., London, 97 p.

Bůžek, D., Drahoňovský, M., Lauerman, M. 2014. Proudění v řece a na vstupech rybích přechodů. Sborník semináře zprůchodnění migračních překážek vodních toků. Praha. s. 44 – 47.

Castro-Santos, T., Haro, A., Walk, S. 1996. A passive integrated transponder (PIT) tag system for monitoring fishways. *Fisheries Research*. 28 (3). s. 253 – 261.

Cermeño, P., Quílez-Badia, G., Ospina-Alvarez, A., Sainz-Trápaga, S., Boustany, A. M., Seitz, A. C., Tudela, S., Block, B. A. 2015. Electronic Tagging of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*, L.) Reveals Habitat Use and Behaviors in the Mediterranean Sea. *PLOS ONE*. 1 – 34. DOI:10.1371/journal.pone.0116638

Cushing, D. 1973. *Detection of fish*. Pergamon Press Ltd. Oxford. 196 s. ISBN: 0080171230.

Český hydrometeorologický ústav. 2010. Základní hydrologické údaje pro tok Ohře v profilu „jez Kynšperk“. Praha. č.j. 003202-27729/2010.

Dalpadado, P., Ellertsen, B., Melle W., Dommasnes, A. 2000. Food and feeding conditions of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*) through its feeding migrations. *ICES Journal of Marine Science* Volume 57, Issue 4Pp. 843-857.

Dragesund, O., Johannessena, A., Ulltang, Q. 1997. Variation in migration and abundance of norwegian spring spawning herring (*Clupea harengus* L.). *Sarsia*. Volume 82. Issue 2. 97-105.

Dubský, K., Kouřil, J., Šrámek, V. 2003. *Obecné rybářství*. Informatorium, spol. s r.o. Praha. ISBN: 80-7333-019-9

- Durif, C., Elie, P., Gosset, C., Rives, J., Travade, F. 2003. Behavioural study of downstream migrating eels by radiotelemetry at a small hydroelectric power plant. *Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels. American Fisheries Society Symposium* 33. 343 – 356.
- English, K. K., Koskia, W. R., Sliwinskia, C., Blakleya, A., Cassb, A., Woodey J. C. 2005. Migration Timing and River Survival of Late-Run Fraser River Sockeye Salmon Estimated Using Radiotelemetry Techniques. *Transactions of the American Fisheries Society*. 134 (5). s. 1342 – 1365.
- Gerlier, M., Roche, P. 1998. A radio telemetry study of the migration of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) in the upper Rhine. *Hydrobiologia*. 371. s. 283 – 293.
- Hartvich, P. 1997. Hlavní typy rybích přechodů a jejich biotechnické funkce, *Metodika* č. 52. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeská Univerzita. Vodňany.
- Hartvich, P., Dvořák, P., 2002. Zařízení k usměrnění poproudových migrací ryb. *Metodika* č. 66. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeská Univerzita. Vodňany.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., Kolářová, J., Randák, T. 2006. The effect of the moon phase and seasonality on the behaviour of pikeperch in the Elbe River. *Folia Zoologica*. 55(4): 411–417.
- Horký, P., 2004. Velikostní a druhová selektivita rybích přechodů během reprodukčních migrací kaprovitých ryb. Diplomová práce. Praha: Česká zemědělská univerzita, 96 s.
- Horký, P., Slavík, O. and Bartoš, L. 2008. A telemetry study on the diurnal distribution and activity of adult pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), in a riverine environment. *Hydrobiologia*. 614, 151–157.
- Horký, P. a kol. 2010. Studie migrace ryb přes kartáčové rybí přechody na řece Sázavě. Zpráva pro MŽP ČR. Praha: VÚV TGM v.v.i.

- Christjani, M., Elert, E. 2015. Prey-induced vertical migration in *Chaoborus* larvae under different predator and light regimes. *Journal of Plankton Research*. 37 (1). s. 48 – 55.
- Jonsson, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research*. 66. 20 – 35.
- Jonsson, N., Jonsson, B. 2002. Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshwater Biology*. 47.8. s. 1391 – 1401.
- Jungwirth, M. 1996. Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in regulated rivers, *Regulated rivers: Research and management*. 12. s. 483 - 492
- Jungwirth, M.; Schmutz, S.; Weiss, S. (1998): *Fish migration and Fish Bypasses*. Fishing News Books.
- Kalikhman I. L., Yudanov, K. I. 2006. *Acoustic fish reconnaissance*. Taylor & Francis Group. New York. 236 s. ISBN: 0-8493-2333-9.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. The World Conservation Union. Delemont. ISBN: 978-2-8399-0298-4
- Lauder, G. W. 2015. Fish Locomotion: Recent Advances and New Directions. *Annual Review of Marine Science*. Vol. 7: 521-545
- Lennox, R. J., Uglemb, I., Cookea, S. J., Næsjeb, T. F., Whoriskeyc, F. G., Havnb, T.B., Ulvanb, E. M, Solemb, Q., Thorstadb, E. B. 2015. Does Catch-and-Release Angling Alter the Behavior and Fate of Adult Atlantic Salmon During Upriver Migration? *Transactions of the American Fisheries Society*. 144 (2). 400 – 409.
- Ličko, B., Mrňa, D., Podlesný, M., Vostradovský, J. (eds). 2012. *Rybářství a rybolov. Český rybářský svaz*. Praha. ISBN: 978-80-905280-0-0

Lilja, J., Keskinen T., Marjomäki, T. J., Valkeajärvi, P., Karjalainen, J. 2003. Upstream migration activity of cyprinids and percids in a channel, monitored by a horizontal split-beam echosounder. *Aquatic Living Resources*. 16. 185–190.

Linzey, D. W. 2003. *Vertebrate Zoology*. McGraw-Hill. New York. 608 s. ISBN: 9781421400402

Lucas, M.C., Baras, E. 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science, Oxford. 420 s.

Miller, S. A., Harley, J. P. 2001. *Zoology*. The McGraw-Hill Companies. New York. 540 s. ISBN: 0072528362

Moyle, P.B. & Cech, J.J. (1999): *Fishes. An Introduction to Ichthyology*. Prentice Hall, New Persey.

Munk, P., Kirboe, T., Christensen, V. 1989. Vertical migrations of herring, *Clupea harengus*, larvae in relation to light and prey distribution. *Environmental Biology of Fishes* October, Volume 26, Issue 2, s. 87-96

Musil, J. 2014. Monitoring migrací ryb – cíle, metodické postupy a nové trendy sledování.. Sborník semináře zprůchodnění migračních překážek vodních toků. Praha. s. 36

Musil, J., Slavík, O., Horký, P. 2008. Monitoring rybího přechodu ve sportovní propusti jezu Budín na řece Sázavě ř.km 58 – Testování migrační prostupnosti. Výzkumný ústav vodohospodářský TGM v.v.i. Praha 18 s.

Muška, M., Tušer, M., Balk, H., Kubečka, J., Hladík, M. 2014. Migrace ryb mezi údolní nádrží Lipno a přítoky na území NP Šumava. Sborník semináře zprůchodnění migračních překážek vodních toků. Praha. s. 41 – 43.

Nedoma, J., Rauscher, J., Kojnok, J. 1994. *Přehled jezů na Ohři*. Povodí Ohře s.p. Karlovy Vary.

- Northcote, T. G. 1984. Mechanisms of Fish Migration in Rivers. Mechanisms of Migration in Fishes. NATO Conference Series Volume 14. S. 317 – 355.
- O'Connor, J., Amtstaetter, F., Jones, M., Mahoney, J. 2015. Prioritising the rehabilitation of fish passage in a regulated river system based on fish movement. *Ecological Management & Restoration*. 16 (1). s. 67 – 72.
- Orell, P. 2012. Video monitoring of the River Neidenelva salmon and sea trout migrations in 2006 – 2011. Finnish Game and Fisheries Research Institute, Helsinki. 8.
- Pander, J., Mueller, M., Geist, J. 2015. Succession of fish diversity after reconnecting a large floodplain to the upper Danube River. *Ecological Engineering*. 75. s. 41 – 50.
- Pavlov, D. S., Kirillova, E. A., Kirillov, P. I., Nezdolij, V. K. 2015. Downstream migration, behavior, and distribution of fish fry in the lower reaches of the Ozernaya river (Southwestern Kamchatka). *Biology Bulletin*. 42(1). 43 – 53.
- Pegg M. A., Bettoli, P. W., Layzera, L. B. 1997. Movement of Saugers in the Lower Tennessee River Determined by Radio Telemetry, and Implications for Management. *North American Journal of Fisheries Management*. 17 (3). S. 763 – 768.
- Pletterbauer, F., Melcher, A. H., Ferreira, T., Schmutz, S. 2015. Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers. *Hydrobiologia*. 744 (1). s. 235 – 254.
- Povodí Ohře, s. p. 2014. Aplikace Gysiponet.
- Quinn, T. P., Peterson, N. P. 1996. The influence of habitat complexity and fish size on overwinter survival and growth of individually marked juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Big Beef Creek, Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53(7). s. 1555 – 1564.
- Ramon, M. M., & Castro, J. A. (1997). Genetic variation in natural stocks of *Sardina pilchardus* (sardines) from the western Mediterranean Sea. *Heredity*, 78(5), 520-528.

Richta, J. 2010. Využití metod vizuálního průzkumu při sledování vývoje ichtyofauny hydricky rekultivovaných důlních jam – modelový příklad. Jihočeská univerzita. České Budějovice

Santos, J. M., Pinheiro, P. J., Ferreira, M. T., Bochechas, J. (2008). Monitoring fish passes using infrared beaming: a case study in an Iberian river. *Journal of Applied Ichthyology*, 24(1), 26-30.

Simon, J. 2015. Age and growth of European eels (*Anguilla anguilla*) in the Elbe River system in Germany. *Fisheries Research*. 164. s. 278 – 285.

Simpson, I. (2003). Inventory of Adult Fish Counters and Traps in Scotland 2003. *Fisheries Research Services Internal Report*, 18(03), 4.

Singer, S. 2011. Comparison of seasonal fish abundance estimates of deep pools in the river Danube by two different sonar systems. *Universität Wien*. Wien. 52 s.

Schulz, U., Berg, R. 1987. The migration of ultrasonic-tagged bream, *Abramis brama* (L), in Lake Constance (Bodensee-Untersee. *Journal Fish Bid.* 31. 409 – 414

Slavík, O. 1996. The migration of fish in the Elbe River below Strekow. *Živa*. 4. 179 - 180.

Slavík, O., Pavel Horký, P., Bartoš, L. 2009. Occurrence of cyprinids in fish ladders in relation to flow. *Biologia* 64/5. Section Zoology. DOI: 10.2478/s11756-009-0157-9

Slavík, S., Vančura, Z., Musil, J., Horký, P., Lauerman, M., Bůžek, D., Bůžek, M. 2012. Migrace ryb, rybí přechody a způsob jejich testování. Metodický postup pro návrh, realizaci a možnosti testování funkce rybích přechodů pro žadatele OPŽP. Praha. 141 s. ISBN: 978-80-7212-580-7.

Suchopárková, P. 2010. Manipulační řád jezu Kynšperk. Povodí Ohře s.p. Chomutov. 39 s.

Tang, S., Zhang, T., Lu, J., Li, D., Pan, J., Duan, C. 2015. Temporal and spatial variation in fish assemblages in Lake Taihu, China. *Journal of Freshwater Ecology* . 30 (1). 181 – 196.

Trancart, T., Tudoracheb, C., Thillartb, G. E. E. J. M., Acoua, A., Carpentierc, A., Boineta, C., Goucheta, G., Feunteun, E. 2015. The effect of thermal shock during diel vertical migration on the energy required for oceanic migration of the European silver eel. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 463. s. 168 – 172.

Travade, F., M. Larinier, M. 2002. MONITORING TECHNIQUES FOR FISHWAYS. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 364. 166 – 180.

Vančura, Z., Lauerman, M., Preclík, V., Cecavová, Z. 2001. Kynšperk nad Ohří – Stavba rybího přechodu. Envisystem, s.r.o. Praha.

Ward, E. J., Anderson, J. H., Beechie T. J., Pess G. R., Ford, M. J. 2015. Increasing hydrologic variability threatens depleted anadromous fish populations. *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/gcb.12847

Welsh, S.A. 2014. "Photographic animal counter for monitoring movement of aquatic animals." U.S. Patent No. 8,651,057.

Zákon č. 114/1992 Sb. – o ochraně přírody a krajiny, ve znění prováděcí vyhlášky č. 395/1992 Sb. a její přílohy III.

Zákon č. 246/1992 Sb. na ochranu proti týrání zvířat.

9. Seznam použitých zkratek a symbolů

CARS	kombinovaný ultrasonický a radiotelemetrický vysílač
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	čistírna odpadních vod
CPUE	Catch Per Unit Effort
GPS	Globální polohovací systém
LG	limnigraf
MŘ	manipulační řád
Obr	obrázek
PIT	pasivní integrátor
RP	rybí přechod
VD	vodní dílo