

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

**Srovnání metody vizuálního a klasického průzkumu  
ichtyofauny vznikajícího jezera Milada (hydricky  
rekultivovaná důlní jáma Chabařovice)**

Diplomová práce



**Bc. Jiří Richta**

Školitel: RNDr. Jiří Peterka, PhD.

České Budějovice 2013

Richta, J., 2013: Srovnání metody vizuálního a klasického průzkumu ichtyofauny vznikajícího jezera Milada (hydricky rekultivovaná důlní jáma Chabařovice). [A comparison of the visual and classic method for monitoring ichthyofauna of newly created post-mining lake Milada (hydric reclaimed opencast mine Chabařovice). Mgr. Thesis, in Czech] – 58 p. Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

**Anotace:**

Cílem této práce je posoudit použitelnost přímého vizuálního průzkumu jakožto nedestruktivní metody sledování ichtyofauny vznikajícího jezera Milada (hydricky rekultivovaná důlní jáma Chabařovice). Výsledky přímého vizuálního průzkumu byly porovnány s daty získanými klasickým standardizovaným průzkumem tenatními sítěmi.

**Annotation:**

The aim of this thesis is to assess the usability of underwater visual census as a nondestructive method for monitoring of ichthyofauna of a newly created post-mining lake Milada (hydric reclaimed opencast mine Chabařovice). The results of underwater visual census were compared with data from gillnets which is standardized method for monitoring ichthyofauna of large inland waters.

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

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

V Českých Budějovicích, 26. Dubna 2013

Bc. Jiří Richta

### **Poděkování:**

Na tomto místě bych chtěl převážně poděkovat svému školiteli Jiřímu Peterkovi za věnovaný čas, pomoc, ochotu a velkou dávku trpělivosti a to nejen při vedení této práce. Dále děkuji M. Čechovi, L. Vejříkovi, V. Drašíkovi, L. Kočvarovi, T. Mrkvičkovi, P.Šmilauerovi a J. Lepšovi za nezbytnou pomoc při sběru a zpracování dat. Poděkování patří také celé skupině FISHECU, které mám tu čest být součástí. Jeden z díků také náleží Studentské Grantové Agentuře za finanční podporu (SGA2010/002 PrF JCU). Největší dík však náleží rodině a přítelkyni, které při mne stáli a všemožně mě podporovali po celou dobu studia.

# OBSAH

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>LITERÁRNÍ PŘEHLED</b>	<b>3</b>
2.1	LOM CHABAŘOVICE – JEZERO MILADA	3
2.2	HYDRICKÁ REKULTIVACE	3
2.3	RYBÍ OBSÁDKA A JEJÍ VLIV NA KVALITU VODY	4
2.4	TENATNÍ SÍŤ	5
2.4.1	VÝHODY A NEVÝHODY	6
2.5	UVC – VIZUÁLNÍ PRŮZKUM	8
2.5.1	TYPY	9
2.5.2	VÝHODY A NEVÝHODY UVC	10
<b>3</b>	<b>MATERIÁL A METODY</b>	<b>15</b>
3.1	LOKALITA	15
3.2	TENATNÍ SÍŤ	15
3.3	VIZUÁLNÍ PRŮZKUM	16
3.4	ZPRACOVÁNÍ DAT A JEJICH STATISTICKÉ VYHODNOCENÍ	16
<b>4</b>	<b>VÝSLEDKY</b>	<b>19</b>
4.1	SROVNÁNÍ TENATNÍCH SÍTÍ A PŘÍMÉHO VISUELNÍHO PRŮZKUMU	19
4.2	SROVNÁNÍ ZJIŠTĚNÝCH HLOUBKOVÝCH DISTRIBUCÍ	21
4.3	SROVNÁNÍ POTÁPĚČŮ	30
<b>5</b>	<b>DISKUSE</b>	<b>31</b>
<b>6</b>	<b>ZÁVĚR</b>	<b>37</b>
<b>7</b>	<b>POUŽITÁ LITERATURA</b>	<b>39</b>

## SEZNAM ZKRATEK

UVC	Underwater Visual Census – Přímý vizuální průzkum
UVC den	Přímý vizuální průzkum provedený ve dne
UVC noc	Přímý vizuální průzkum provedený v noci
UVC d+n	Sloučené výsledky UVC den + UVC noc
UVC den + noc	Viz UVC d+n
ROV	Remotely Operated Vehicle – dálkově ovladatelné zařízení
GN B12	Gillnets – Bentické tenatní sítě složené z 12 panelů s různou velikostí oček
CPUE	Catch Per Unit of Effort – hodnoty vyjádřené na jednotku lovného úsilí
GPS	Global Positioning System
0+	Tohoroční ryby (< 1 rok)
>0+	Ryby starší jednomu roku (> 1 rok)
ok	0+ Okoun říční ( <i>Perca fluviatilis</i> ; L., 1758)
per	0+ Perlín ostrobřichý ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> ; L., 1758)
pl	0+ Plotice obecná ( <i>Rutilus rutilus</i> ; L., 1758)
jez	0+ Ježdík obecný ( <i>Gymnocephalus cernuus</i> ; L., 1758)
st	0+ Štika obecná ( <i>Esox lucius</i> ; L., 1758)
ca	0+ Candát obecný ( <i>Sander lucioperca</i> ; L., 1758)
su	0+ Sumec velký ( <i>Silurus glanis</i> ; L., 1758)
<b>OK</b>	>0+ Okoun říční ( <i>Perca fluviatilis</i> ; L., 1758)
<b>PER</b>	>0+ Perlín ostrobřichý ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> ; L., 1758)
<b>PL</b>	>0+ Plotice obecná ( <i>Rutilus rutilus</i> ; L., 1758)

<b>LIN</b>	>0+ Lín obecný ( <i>Tinca tinca</i> ; L., 1758)
<b>JEZ</b>	>0+ Ježdík obecný ( <i>Gymnocephalus cernuus</i> ; L., 1758)
<b>ST</b>	>0+ Štika obecná ( <i>Esox lucius</i> ; L., 1758)
<b>CA</b>	>0+ Candát obecný ( <i>Sander lucioperca</i> ; L., 1758)
<b>SU</b>	>0+ Sumec velký ( <i>Silurus glanis</i> ; L., 1758)
<b>PLxPER</b>	>0+ hybrid plotice obecné a perlína ostrobřichého

# 1 Úvod

V dnešní době je značný důraz kladen na použití metod šetrných k životnímu prostředí a s minimálními zásahy do ekosystému. Využití nedestruktivních metod je jedním z primárních požadavků především v místech s hospodářsky nebo ekologicky ceněnou rybí obsádkou. Destruktivní metody, které pracují přímo se vzorkem, zvyšují jeho přirozenou mortalitu a mohou mít značný negativní vliv na zkoumané společenstvo. Tyto vlivy jsou především nežádoucí v místech, kde se formuje rybí obsádka a vznikají nové ekosystémy s řízeným intenzivním vysazováním. Podmínku minimálního zásahu do společenstva splňuje jen málokterá metoda ichtyologického průzkumu.

Znalost složení rybí obsádky je jedním ze základních požadavků při odpovědném managementu nádrží. Rybí společenstvo se podílí na vývoji kvality vody (Hrbáček, 1981) a tudíž má vliv na přímou využitelnost a ekologicko-ekonomický potenciál nádrže. Pokud známe druhové, velikostní, potažmo věkové složení a proporcionální zastoupení druhů v jednotlivých habitatech jsme schopni pomocí vhodných biomanipulačních zásahů částečně ovlivnit konečnou kvalitu vody (Olin a kol., 2006). Nevhodné použití destruktivních metod může mít za následek snižování účinnosti těchto biomanipulačních zásahů.

Nejběžněji používaná metoda ichtyologického průzkumu je odlov pomocí tenatních sítí. Je to také jediná metoda, která je v rámci Evropské unie oficiálně uznána a certifikována (CEN, 2005). Jedná se o pasivní odlovnou metodu, se kterou lze lovit ve všech habitatech. Ryby se do tenatních sítí chytají tak, že se do nich zaplétají či se jinak zachytí (Hubert, 1996). Úmrtnost ryb v tenatních sítích je vysoká (Kubečka a Prchalová, 2006). Z tohoto důvodu je potřeba najít obdobnou metodu, která bude také schopna podat dostatečnou výpovědní informaci o obsádce, ale nebude tak destruktivní.

Jednou z metod, která tyto požadavky splňuje, se zdá být vizuální průzkum (UVC – underwater visual census). Jedná se o levnou a šetrnou metodu. Díky své nedestruktivnosti je často používána pro monitoring ekosystémů se zvýšeným stupněm ochrany jako jsou například mořské rezervace – MPA's (Marine Protect Areas)(Claudet a kol., 2006; Kulbicki a kol., 2007). Tato metoda je založená na přímém vizuálním pozorování v reálném čase. Na druhou stranu toto pozorování je subjektivním odhadem jednotlivce a proto může být zatíženo chybou (Brock, 1982). Základní podmínkou pro aplikaci přímého vizuálního průzkumu je dobrá viditelnost (Kulbicky, 2005). Ta je závislá na chemickém složení vody, množství suspendovaných částic, míře biologického.

Nová jezera vznikající díky hydrické rekultivaci jsou ve většině případů oligotrofního charakteru s dobrou viditelností. Tyto vlastnosti je předurčují k použití vizuálního průzkumu. V těchto jezerech se s rozvíjející se biotou také nově formuje rybí obsádka. Základním požadavkem pro správné zhodnocení vývoje nádrže je tuto obsádku sledovat a to takovým způsobem, který ji nebude jakkoliv ovlivňovat.

Tato studie si bere za cíl zjistit do jaké míry je přímý vizuální průzkum schopen zjistit složení rybí obsádky a konfrontovat jej s výsledky odlovů tenatními sítěmi, které jsou branné jako referenční. Tenatní síť loví ryby, které se pohybují mezi denními a nočními stanovišti (Prchalová a kol., 2010). Z toho důvodu byl proveden denní a noční přímý vizuální průzkum. Na základě těchto výsledků lze lépe ustanovit design UVC pro další použití. Dalšími cíly bylo pokusit se identifikovat možné zdroje chyb a posoudit použitelnost a vhodnost UVC jakožto metody šetrného ichtyologického průzkumu.



## **2 Literární přehled**

### **2.1 Lom Chabařovice – Jezero Milada**

Lom Chabařovice se nachází v severních Čechách mezi Ústím nad Labem a Teplicemi. Je spravován Palivovým kombinátem Ústí, státní podnik. Jezero Milada vzniklo zatopením lomu po těžbě jakostního hnědého uhlí na území bývalých obcí Hrbovice, Vyklice a Tuchomyšl. Hlubinná těžba byla na území započata již v průběhu 19. století. V roce 1977 začala povrchová těžba a vznikl lom Chabařovice. Těžba skončila roku 1997. Roku 1999 byl schválen generel rekultivací, podle něhož se provedla příslušná sanační a rekultivační opatření vedoucí k revitalizaci dotčeného území. Byla vybrána varianta hydrické rekultivace. Jezero se začalo napouštět 15. 6. 2001 vodou z Kateřinské nádrže. Napouštění skončilo 8. 8. 2010, kdy hladina jezera dosáhla kóty 145,7 m.n.m. Jezero má rozlohu 252,2 ha s celkovým objemem 35,6 mil. m<sup>3</sup> a maximální hloubkou 24,7 m. Zrekultivovaná oblast bude vyžita k rekreačním účelům a bude v krajině plnit estetickou a ekologickou funkci<sup>1</sup>.

### **2.2 Hydrická Rekultivace**

Společnost provozující důlní činnost má ze zákona (č. 44/1988 Sb.) povinnost na dotčeném území zahladit stopy po těžební činnosti provedením příslušných sanačních postupů (§31). Na tyto aktivity vytváří finanční rezervy již během těžby (§32). Rekultivace je soubor opatření na úpravu území poškozených přírodními a antropogenními vlivy, sledující zlepšení biologických funkcí (Kryl a kol., 2002). Proces rekultivačních činností se realizuje podle rekultivačního plánu neboli generelu rekultivací. Ve většině případů je hlavním úkolem rekultivačního plánu navrátit krajině její původní podobu. Jedním

---

<sup>1</sup> <http://www.pku.cz>, 15. 4. 2010

z případů kdy dochází k přeměně krajiny v nepůvodní je poměrně nově se rozvíjející způsob hydrické rekultivace (Řehounek a kol., 2011). Hydrická rekultivace je způsob sanace a revitalizace dotčeného území zatopením zbytkové jámy vodou. Nejdůležitějším faktorem pro možnost provedení hydrické rekultivace je dostupnost vody (Svoboda, Pecharova, Prikryl, & Kasparova, 2008; Svoboda & Vrbova, 2010). Hydrická varianta je často ekonomičtější než jiné vedené suchou cestou. Ty většinou zahrnují zasypaní zbytkové jámy, což bývá často mnohem náročnější, neboť se musí obnovit těžební činnost na výsypkách určených jako zdroj materiálu na zahrnutí. Tyto výsypky jsou již velice často úspěšně rekultivovány. Další nevýhodou je samotný přesun materiálu, který je finančně velice náročný. Počáteční důlně-technická etapa hydrické rekultivace zahrnuje sanační práce jako položení skrývky a její zabezpečení, stabilizace svahů, vytvoření dna, těsnění, tvarování břehové linie a její stabilizace s protierozními opatřeními proti kolísání hladiny. Na dno lze uložit ochrannou geotextílii s hydroosevem. Z důvodu zlepšení kvality vody se přítok vede přes protieutrofizační nádrž. V oblasti kolem jezera se současně provádí lesnická a zemědělská rekultivace s potřebnou hydromeliorací a výsadbou vegetačního krytu. Ten je velmi důležitý kvůli zadržení a zlepšení oběhu vody v oblasti (Pecharová a kol., 2011).

### ***2.3 Rybí obsádka a její vliv na kvalitu vody***

Vývoj obsádky v nádrži prochází obecně několik stádií, z nichž poslední mají značný vliv na kvalitu vody. Dochází ke změně obsádky s dominancí okouna na poměrně stabilní obsádku, ve které dominují kaprovité ryby (Kubečka, 1993a; Merhner a kol., 2005; Říha a kol., 2009). Kaprovité ryby jsou z větší části tvořeny planktivorními druhy, které v obsádkách dosahují značných početností. Tyto ryby mají negativní vliv na rozvoj

velkého zooplanktonu, který je účinným filtrátorem fytoplanktonu (Bund a Donk, 2004; Bucak a kol., 2012). Rozvoj fytoplanktonu způsobuje snížení průhlednosti vody a urychluje ukládání živin do sedimentu (Danger a kol., 2012). Vlivem eutrofizace vody dochází také k rozvoji vodního květu, který negativně ovlivňuje množství zooplanktonu (Chen a kol., 2012). Množství fytoplanktonu a eutrofizace nádrží je však možno ovlivňovat snížením přísunu živin (Botom-up) a nebo biomanipulačními zásahy přes vyšší trofické úrovně (Top-down) (Kalff, 2002). Například zvýšením počtu piscivorů na potlačení planktivorních druhů ryb (Olin a kol., 2006, Peretyatko a kol., 2012). Zvýšení průhlednosti a dostupnost živin často vede k rozvoji makrofyt, které účinně kompetují s fytoplanktonem (Ha a kol., 2013, Teissier a kol., 2012). To platí především v mělkých nádržích s velkým podílem litorálu (Bavker a kol., 2012), kde jsou biomanipulační zákroky účinnější než-li v hlubokých kaňonovitých nádržích (Mehner a kol., 2002).

## **2.4 Tenatní sítě**

Tenatní sítě patří do skupiny pasivně lovicích metod, které během zachycení aktivně nemanipulují s cílovým organismem (Hubert, 1996). Skládají se ze síťoviny, která je vypnuta mezi horní plovákovou a dolní zátěžovou žíní, což umožňuje jejich vertikální postavení ve vodě. Ryby se do sítí chytají několika způsoby. Mohou se zaklínit tělem nebo se zachytit za skřele či jiné tělní výrůstky (Hamley, 1980).

Z důvodu velikostní selektivity dané velikostí oček se pro standardizovaný monitoring tenatními sítěmi používají tzn. mnohoočkové tenatní sítě. Ty jsou tvořeny jednotlivými panely s různými velikostmi oček.

### 2.4.1 Výhody a nevýhody

Přednost tenatních sítí je především v tom, že jsou jednoduché na ovládání a k jejich instalaci není potřeba žádná zvláštní technika a školený personál. Největší výhodou je možnost vzorkovat s nimi ve všech hloubkách a habitatech. Použití mnohoočkových tenatních sítí nám umožňuje podchytit velikostní a věkové složení populace (Kurkilahti a kol., 2002; Prchalová a kol., 2002). Protože se jedná o metodu, která nám umožní pracovat přímo se vzorkem, jsme schopni ze vzorku získat mnoho dat, která bychom jinou metodou nezískali (věk, potravu, pohlaví).

Na druhou stranu, právě přímá manipulace se vzorkem a celková destruktivnost metody je její největší nevýhodou. Tenatní sítě nám jsou schopny popsat relativní parametry rybí obsádky, avšak není schopna přesně vyjádřit absolutní hodnoty (Kubečka a Prchalová, 2006). Výsledné úlovky jsou dány v CPUE (Catch Per Unit of Effort) a jsou vyjádřeny jako počet či biomasa na plochu instalovaných sítí (ind./1000 m<sup>2</sup>, kg/1000 m<sup>2</sup>). Nicméně výsledná biomasa je pozitivně korelovatelná s hydroakustickým měřením (Achleitner a kol., 2012). Nutné je také počítat se saturací tenatních sítí, která způsobuje, že ryby do nich chycené snižují pravděpodobnost chycení dalších ryb (Olin a kol., 2004). S tím však lze počítat ve vyhodnocování dat a použít příslušné korekce (Prchalová a kol., 2011).

Velkou nevýhodou je také značná selektivita. Tenatní sítě jsou koncipovány tak, že loví aktivně pohybující se jedince. Díky tomu dochází k nadhodnocování, a nebo naopak podhodnocování úlovku některých druhů ryb jako například podhodnocení stanovištní štiky (Holmgren, 1999) nebo velikostních a věkových kategorií (například 0+ ročníky) (Olin a Malinen, 2003).

Velikostní selektivita vede k chybným odhadům různých parametrů populace jako je velikostní a věkové rozložení, odhady natality a mortality a populačního doplnku (Hamley,

1980). Hlavní faktor který ovlivňuje velikostí selektivitu je velikost oček. Tento problém je řešen použitím tenatních sítí složených z jednotlivých panelů o různých velikostí oček (Kurkilahti, 1999). Jako nejlepší se osvědčilo rozdělení podle geometrické řady, ve které je každá následující velikost 1,25 násobkem předchozí velikosti. Velikostní selektivitu pro každou velikost očka lze vyjádřit pomocí velikostní distribuční křivky. Problémem je, že tyto distribuční křivky nabývají různých rozdělení (Millar a Fryer, 1999) pro různé druhy (Fonseca a kol., 2005). Je to zapříčiněno morfologií těla ryby, která ovlivňuje způsob zachycení ryby v síti.

Morfologie těla ryby je důležitý prvek, který také může za to, zda se ryba do tenat vůbec chytne. Například úhoř se do tenat zachytí minimálně a proto bývá jeho přítomnost detekována na základě útoků, které vykonává na již ulovených rybách (Prchalová a kol., 2013). Další důležitý prvek ovlivňující zachytitelnost ryby je její váha a velikost. Větší a těžší ryby mají vyšší setrvačnost, mobilitu a uplavou větší vzdálenosti (Rudstam a kol., 1984).

Selektivita je také do jisté míry ovlivněna okolním prostředím a fyzikálními a chemickými podmínkami. Ty mohou mít vliv na síťovinu či přímo na samotné ryby a jejich chování. Například Turunen a kol. (1998) prokázali nižší efektivitu zachycení v závislosti na vyšší teplotě a Cui a kol. (1991) prokazatelně potvrdili vliv světla na viditelnost síťoviny. Důležité je také zvolit správnou síťovinu, protože její barva (Jester, 1973), materiál (Ayaz A. a kol., 2011; Pristas a Trent., 1977; Thomas a kol., 2003) a tloušťka vlákn (Cui a kol., 1991) mají také prokazatelný vliv na zachytitelnost ryb.

Distribuce ryb a jejich chování jsou často řízeny podle různých cyklických period jako jsou lunární či diurnální cykly (Pristas a Trent, 1977). S tím souvisí změny teploty a světelných podmínek, které jsou důsledkem změn v aktivitě ryb (Wotton, 1998). S jejich prokazatelným vlivem je nutno také počítat. Diurnální cykly se u ryb projevují změnou

chování a především vedou ke změně početnosti a distribuce druhového složení v jednotlivých habitatech a hloubkách, mezi kterými se ryby pohybují. K těmto změnám dochází během úsvitu a při soumraku. To potvrdila Prchalová a kol. (2010), která objevila dva vrcholy aktivit, které korespondují právě s přechody mezi dnem a nocí. Z toho jasně vyplývá, že tenatní sítě chytají pouze jedince, kteří se aktivně pohybují.

## **2.5 UVC – vizuální průzkum**

Vizuální průzkum (underwater visual census – UVC)(Brock., 1954) vykonávaný potápěči nebo pomocí kamerové techniky je všestranná a levná technika (Dolloff a kol., 1996), která umožňuje udělat v reálném čase přesný obrázek o studovaném společenstvu (Thollot a kol., 1999). Je to metoda, kterou lze za příznivých viditelnostních podmínek užít v každé hloubce a habitatu. To především díky různým modifikacím a širokým možnostem využití, které dávají za vznik mnoha typům metod vizuálního průzkumu. Hlavní výhodou je nedestruktivnost této metody (Brock., 1982). Během vizuálního průzkumu nedochází k přímé manipulaci s cílovým organismem a dochází jen k minimálním zásahům do životního prostředí.

## 2.5.1 Typy

V zásadě lze vizuální průzkum rozdělit podle toho, zda je člověk přímo přítomen monitoringu či zda jej vykonává pomocí nějakého zařízení.

První případ sebou nese značné limitace dané lidskou fyziologií. Průzkum lze provádět jen do určité hloubky a bývá zde největší problém s chybou způsobenou lidským faktorem. Potápeč se může potápět jen na nádech nebo může používat potápěčský přístroj (SCUBA – Self Contained Underwater Breathing Apparatus), což jeho možnosti velmi posunuje. Potápění na nádech se nejčastěji využívá v mělkých částech a menších tocích (O'Neal, 2007; Carlson a Quinn, 2005; Thurow, 1994). Pokud potápeč není schopen provzorkovat celou oblast, tak vzorkuje jen vymezený prostor. V nejčastějších případech plave podél nějakého transektu (*transekt UVC*), který má přesně dané rozměry, a zaznamenává požadované údaje. Transekt může být veden podél rovné osy či může být čistě náhodný (Labrosse a kol. 2002). V takovýchto případech se jeho velikost stanovuje pomocí GPS (Dietert a kol., 2010). Na změření délky transektu lze také použít biodegradovatelné vlákno (Leeworthy a Skewes, 2007). Podobným způsobem se vzorkuje při bodovém vizuálním průzkumu (*point UVC*). Potápeč se zanoří a provzorkuje kruhovou oblast kolem sebe. Watson a Quinn (1997) zjistili, že výsledky bodového a transektového průzkumu jsou přibližně srovnatelné. Většinou záleží na oblasti využití. Transektový pokrývá větší oblast za jednotku času a pokud je dostatečně dlouhý, je zatížen menší chybou odhadu. Na druhou stranu v případě bodového UVC je vyšší předpoklad k homogenosti monitorované oblasti. Nehomogenost vede k vyšší variabilitě dat, která je tak může být zdrojem chyb (MacNeil a kol., 2008).

V druhém případě člověk k monitoringu využívá nějaký kamerový systém. Může se například jednat o stacionárně umístěnou kameru, která zabírá zájmovou oblast nebo o mobilní kamerový systém, který je veden po nějakém transektu. Přilákání ryb do

zájmových oblastí u stacionárních kamer se může dále různě ovlivňovat návnadou (Stobart a kol., 2007; Stoner a kol., 2008; Willis a kol., 2000) či usměrňovat pomocí sítí (Costa a kol., 2009) nebo pastí. Použití stacionárních záznamových zařízení s návnadou, která dokáže snímat po dlouho dobu je hojně používáno pro monitoring hlubokomořských společenstev. Ta jsou z převážné většiny tvořena mrchožrouty, kteří jsou návnadou silně lákáni. Mobilní kamerový systém je technika, která může být nesena pomocí potápěčů, a nebo může být součástí nějakého dálkově řízeného zařízení – ROV (Remotely Operated Vehicle). Hlavními výhodami kamerových systémů je poměrně dlouhá doba jejich provozuschopnosti a využití různých modifikací jako jsou fotopastí na čidlo a stereovideo systémy. Při použití stereo systému lze poměrně přesně odhadovat velikosti (Bower a kol., 2011; Harvey a kol., 2003, 2002; Costa a kol., 2009., Langlois a kol., 2010) a následně váhu (Kulbicki a kol., 2005) pozorovaných jedinců.

## **2.5.2 Výhody a nevýhody UVC**

Největší výhodou vizuálního průzkumu je jeho neinvazivnost a nedestruktivnost (Brock, 1982). Během UVC nedochází k přímému kontaktu mezi cílovým organismem a pozorovatelem. Celkové zásahy a dopady na ekosystém a životní prostředí jsou minimální. Díky široké oblasti využití lze UVC aplikovat ve všech habitatech a to i v takových, kde nemohu použít jiné metody kvůli pařezům, kytkám, substrátu. Potápěč může provádět přímý vizuální průzkum už v takové hloubce, do které je možné ponořit masku nebo kameru (Dolloff, 1996). Problém velkých hloubek poté řeší použití kamerové techniky (Aguzzi a kol., 2009), ROV (Fox a Bellwood. 2008; Tsuchida a Hashimoto, 2002; Whitfield a kol., 2007) nebo člověkem obsluhovatelne ponorky a batysféry (Sancho a kol., 2005). Další výhodou, kterou UVC skýtá, je, že se jedná o přímé vizuální pozorování v reálném čase. Oproti jiným metodám se jedná o levnou a logisticky nenáročnou metodu.



Cenová relace stoupá až s náročností designu projektu a materiálního vybavení. Vizuální průzkum lze využít k získání základních parametrů populace jako je druhové složení, prostorová distribuce, věkové a velikostní složení. Pokud se ryby nějakým způsobem viditelně naznačí, lze poté provést vizuální mark-rekapture na odhad velikosti populace (Zeller a Rusk, 1998, 2000). V případě zřetelného pohlavního dimorfismu lze také zjišťovat poměr pohlaví. Pokud provádíme odhad ve vymezeném prostoru, získáme počty individuí na přesný objem či plochu. Hodnoty biomasy lze dále vypočítat, pokud známe velikostní složení a délko-váhové vztahy jednotlivých druhů.

Na druhou stranu vizuální průzkum je značně omezen viditelností ve vodě (Bohnsack, 1986). Ta může být velice variabilní i v rámci oblasti, ve které census probíhá. Vlivem stratifikace vody může také docházet ke změnám viditelnosti v různých hloubkách. V některých případech nelze vymezit či přesně dodržet danou oblast vzorkování a proto jsou výsledné hodnoty vyjadřovány v CPUE. To platí i v případě některých metod UVC (BUV, stacionární kamerové systémy). CPUE vyjadřuje počet individuí na jednotku úsilí. Ta může být daná délkou transektu nebo dobou, po kterou se vzorkuje. Jelikož se při UVC nepracuje přímo se vzorkem, jsme schopni některé parametry pouze odhadovat, což vede k menší přesnosti. Vznik těchto chyb je ovlivněn různými faktory. Ty mohou působit selektivně a zkreslovat tak výsledná data.

Mnoho abiotických faktorů, které ovlivňují průběh vizuálního průzkumu, se dá predikovat a lze s nimi počítat. Jedná se o enviromentální charakteristiky prostředí, ve kterém census probíhá. Jak již bylo zmíněno výše nejzásadnější vliv má viditelnost. Její míra určuje množství ryb, které jsme schopni pozorovat (Kulbicki, 2005). Dalším důležitým faktorem je denní doba. Chování ryb je ovlivněno diurnálními cykly, které mají za důsledek změnu v druhové skladbě ichtyofauny ve sledovaném prostředí či její přesun mezi habitaty (Říha a kol., 2011). Proto je pro správné zhodnocení obsádky vhodné

vzorkovat ve dne i v noci (Harvey a kol., 2012). Stejně tak mají vliv i změny během roku. Ryby se většinou řídí podle délky dne a teploty vody, které startují migrační tahy (Lucas a kol., 2001), reprodukční chování (Říha a kol., 2013) a zazimování (Baruš a kol. 1995) . Teplota má dále také přímý vliv na aktivitu ryb (Martin a kol., 2012) a na jejich prostorovou distribuci (Rydell a kol., 2010). Dále je nutno počítat s průkazným vlivem substrátu (Labrosse, 2002). Jeho struktura, složení a přítomnost makrofyt může poskytovat úkryt pro některé druhy, které se tak následně dají snadno přehlédnout a dochází tím k jejich podhodnocení (Edgar a kol., 2004).

Změna v chování ryb, která vede ke vzniku chyb, může být také způsobena vzájemnou interakcí mezi potápěčem a samotnou rybou (Dickens a kol., 2011). Jednotlivé druhy však mohou reagovat různě, což může vést k selektivnímu sběru dat (Watson, 2007). Některé druhy jsou zvědavé a k potápěči jsou přitahovány a přibližují se (Chapman a kol., 1974; Patterson a kol., 2007). Naopak jiné druhy ryb jsou plaché, utíkají či se skrývají (Jennings a Polunin, 1995). To často platí pro rychlé a větší pelagické druhy ryb (Schmidt a Gassner, 2006; Stanley a Wilson, 1995). U těchto hodně mobilních druhů ryb tak klesá pravděpodobnost, že je potápěč detekuje (MacNeil a kol., 2008). Řešením může být provedení tzv. rychlého odhadu (rapid visual counts, RVC). Jedná se o rychlý průzkum v podobě transektu či bodu (Bubic a kol., 2011; Kingsford, 1989). Nevýhodou však je, že tato metoda je mírně nepřesná (Thresher a Gunn, 1986). Na druhou stranu přítomnost potápěče nemá takový vliv na společenstva bentická a epibentická (De Girolamo a Mazzoldi, 2001). Ryby těchto společenstev často spoléhají na své mimikry a nenápadné zbarvení. Díky tomuto kryptickému zbarvení ale dochází snadno k přehlédnutí a podhodnocování těchto druhů (Willis, 2001; Willis a Anderson, 2003). K snadnému přehlédnutí takovýchto ryb často dochází při špatném zvolení rychlosti, kterou potápěč plave. Smith (1988) zjistil, že když potápěči plavou větší rychlostí často podhodnocují

malé a kryptické druhy. Naproti tomu pomalejší rychlost může vést k nadhodnocování rychle se pohybujících druhů ryb, které mohou být počítány vícekrát. Dalším důležitým předpokladem vedoucím ke správnosti dat je, že se ryby pohybují náhodně. Pokud se pohybují ve stejném směru jako vzorkující potápěč, dochází tak k podhodnocení vzorku. V opačném případě k nadhodnocení. V případě, že by ryby plavaly kolmo na transekt je vliv nulový. Náhodný pohyb způsobí, že se míra pozitivní a negativní chyby navzájem vyruší (Watson a kol., 1995).

Jedním ze základních parametrů populace je její velikost a velikostní složení. Samotný odhad početnosti nebývá takový problém pro méně početné jedince. Ten ale nastává v případě vyšších počtů či u hejn. Odhad počtu jedinců v hejnu je tak často podhodnocen (Kulbicki a kol., 2010). Velikostní distribuce je důležitý parametr populace, na jehož základě lze spočítat také biomasu. Avšak odhad velikosti jednotlivých ryb je při UVC dosti ztížený. Je to dáno především fyzikálními vlastnostmi vody, kdy lidské oko pod vodou vnímá předměty větší než-li jsou. Správnost odhadu je potom závislá na subjektivním odhadu jednotlivých potápěčů a jejich zkušenosti. Například Edgar (2004) zjistil, že potápěči mají tendenci podhodnocovat délky menších jedinců (do 30 cm) a jedince velké naopak nadhodnocovat. Podobně problematické je to i v případě odhadu vzdáleností, které potápěči většinou podhodnocují (Harvey a kol., 2004). Jako možnost řešící tento problém se jeví určování ryb do velikostních skupin (Vigliola a kol., 1988) nebo do věkových kategorií.

Důležité je správné nastavení designu projektu a jeho přizpůsobení požadovaným cílům. Například určení velikosti vzorkovaného území. Jeho malé rozměry mohou způsobit menší přesnost v odhadu u některých druhů (Fowler, 1987) a u jiných naopak může dojít k přehlédnutí nebo podhodnocení počtu pokud je transekt moc široký (Bozec a kol., 2011;

Ensign a kol., 1995). S rostoucí vzdáleností také klesá schopnost potápěče správně rybu rozpoznat a určit (Bohnsack, 1986).

Jak již bylo zmíněno výše, ve vizuálním průzkumu se jedná často o rychlé a subjektivní odhady parametrů populace. Z tohoto důvodu mohou odchylky v přístupu a zkušenosti jednotlivých potápěčů způsobovat jisté rozdíly v datech (Harvey a kol., 2001a, 2001b; Kulbicki a Sarramegna, 1999; Mumby a kol., 1995, Thompson a Mapstone, 1997). Tyto rozdíly, které jsou mezi potápěči, přispívají k nárůstu variability dat a následně nižší statistické síle a přesnosti (Williams a kol., 2006). Většinou se však výrazně neliší (Bell a kol., 1985; Bower a kol., 2011). Podle Harveyho a kol. (2002) jsou zjištěné odhady velikostí správné avšak s větším rozptylem. Podobně je tomu i s odhady počtu druhů a celkovou početností (Bohnsack, 1986). Je prokázáno, že trénink a správná příprava může výsledky ještě zlepšit (Darwall a Dulvy, 1996; Thompson a Mapstone, 1997).

Přímý vizuální průzkum je většinou aplikován v mořích a řekách avšak není moc známo o jeho použití ve sladkovodních vodních tělesech. Oligotrofní hydricky rekultivovaná důlní jezera se zdají být dobrým místem pro jeho použití, neboť splňují základní požadavek pro provedení UVC, dobrou viditelnost.

## **3 Materiál a metody**

### **3.1 Lokalita**

Jezero Milada se nachází v severních Čechách mezi Ústím nad Labem a Teplícemi (GPS: 50°39'15.700"N 13°56'58.538"E). Jeho rozloha je 252,2 ha s maximální hloubkou 24,7 m. Na jezeře byly vybrány dvě lokality. Jedna lokalita na severním břehu a druhá na jižním břehu. Obě lokality zahrnovaly homogenní oblast pobřeží s přítomnou submerzní vegetací. Na obou lokalitách byl proveden tenatní i přímí vizuální průzkum ve stejných transektech. Na každé lokalitě byly vždy vzorkovány tři hloubkové profily – 0-3 m; 3-6 m; 6-9 m.

### **3.2 Tenatní sítě**

Vzorkování tenatními sítěmi proběhlo 28. 9. 2010 na severním břehu a 29. 9. 2010 na jižním břehu. K průzkumu byly použity bentické mnohoočkové tenatní sítě s dvanácti panely s různými velikostmi oček rozměrů 1,5 m (v) x 2,5 m (š). Jednotlivé panely se lišily velikostí oček, které byly vždy 1,25 násobkem předešlé velikosti (5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55 mm). Každá tenatní síť měla tři opakování v každé hloubce (0-3 m; 3-6 m; 6-9 m). Tenatní sítě se instalovaly 2-3 hod před západem slunce a vybírala se 2-3 hod po východu slunce (Kubečka a kol., 2010). Výsledné hodnoty byly standardizovány na 1000 m<sup>2</sup> tenatních sítí.

### **3.3 Vizuální průzkum**

Monitoring přímým vizuálním průzkumem byl proveden v noci 23. 9. 2010 a ve dne 24. 9. 2010 na severním břehu a v noci 27. 9. 2010 a ve dne 28. 9. 2010 na jižním břehu. Noční průzkum začínal ve 22:30 hodin a denní ve 12:00 hodin. Průzkum provedli tři přístrojový potápěči. Potápěči vykonaly jednotlivé hloubkové transekty o délce 70 m po třech opakováních, každý ve všech třech hloubkových profilech (0-3 m; 3-6 m; 6-9 m). Jednotlivé transekty byly propluty standardizovanou rychlostí (cca 7 min/transekt), během které potápěč zaznamenával jednotlivé druhy ryb, věkové kategorie a početnosti. Noční vizuální průzkum byl proveden při umělém světle potápěčské svítilny HID Video 35 W (úhel světelného kužele cca 110 °). Výsledné hodnoty byly standardizovány na 100 m transektu.

### **3.4 Zpracování dat a jejich statistické vyhodnocení**

Výsledná data z každé metody zahrnovala údaje pro jednotlivé transekty jako lokalita, hloubkový profil, věková kategorie, druh, počet a v případě UVC údaje o denní době. Věkové kategorie byly ustanoveny pro tohoroční ryby (0+) a ryby starší jednomu roku (starší 0+ nebo >0+) a byly hodnoceny zvlášť. Pro další analýzy byla data přímého vizuálního průzkumu rozdělena podle denní doby na dvě samostatné metody (UVC den a UVC noc) a jednu, kde se údaje ze dne a noci sloučili (UVC den+noc). Data z tenatních sítí byla standardizována na ind./1000m<sup>2</sup> tenatních sítí a pro UVC na ind./100 transektu. Jelikož je každá metoda standardizovaná v jiných jednotkách CPUE byly pro další použití výsledky jednotlivých transektů přepočítány na Simpsonův index diverzity ( $D_{div}$ ). Ten je komplementární formou Simpsonova indexu dominance ( $D_{dom}$ ), který se vypočte jako suma druhých mocnin pravděpodobností ( $p_i$ ) přítomnosti druhu „i“ ve vzorku.

$$p_i^2 = (n_i/N)^2 \quad ; \quad D_{dom} = \sum p_i^2 \quad ; \quad D_{div} = 1 - D_{dom}$$

Ke statistické analýze byla použita MANOVA (main effect anova). Statistické vyhodnocení bylo provedeno pomocí programu STASTICA 9. Jelikož index diverzity není schopen vyjádřit vnitřní variabilitu dat, byl vytvořen sloupcový graf, na kterém je patrné relativní zastoupení druhů, zjištěných jednotlivými metodami.

Pro srovnání metod byl také vytvořen CCA (kanonická korespondenční analýza – Canonical Correspondence Analysis) ordinační diagram. Do analýzy vstupovala data v relativních hodnotách. Škálování bylo zaměřeno na vzdálenosti mezi druhy a bylo projekčního typu (biplot scaling ( $L^{\wedge}a$ )). Lokality a hloubky byly použity jako kovariáty, aby se odstranil jejich vliv. Statistické vyhodnocení bylo provedeno monte-carlo permutačním testem s neomezenými permutacemi a lokalitami jako bloky.

Pro vyhodnocení druhové hloubkové distribuce byla data podrobena mnohorozměrné analýze dat v programu CANOCO 4.5 for Windows. Pro každou metodu zvlášť byl vypracován RDA (redundanční analýza – ReDundancy Analysis) ordinační diagram se spočtením permutačního testu. Na RDA byly použity absolutní počty upravené odmocninou transformací. Škálování bylo zaměřeno na mezidruhové korelace a skóre jednotlivých druhů je rozděleno podle standardní odchylky. Protože byla provedena přímá lineární analýza, bylo potřeba vycentrovat druhy. Statistické vyhodnocení nezávislosti primárních druhových dat na vysvětlujících proměnných bylo spočítáno pomocí monte-carlo permutačního testu, který permutoval jednotlivé hloubky zvlášť pro potápěče podle split-plot designu (Lepš a Šmilauer, 2000). Případný rozdíl mezi lokalitami byl vyřešen kovariátami a v permutačním testu byli lokality dány do bloku.

Jednotlivé ordinační diagramy byly následně vytvořeny a upraveny v programu CanoDraw.

Dále bylo provedeno grafické srovnání hloubkové distribuce přes celkové počty individuů stanovených pro tenatní sítě, denní a noční vizuální průzkum a pro jednotlivé potápěče. Tato data byla rozdělena podle věkových kategorií a podle lokalit a porovnána pomocí GLM (ANOVA, family = quasipoisson, link = log) v programu R. Stejným způsobem byl otestován i den versus noc u UVC.

Další z testovaných kritérií byla možná chyba, která je způsobena odhadem samotného potápěče. Rozdíl mezi potápěči byl vyhodnocen dvěma analýzami. První byla spočítána na základě počtu viděných ryb v transektu pomocí GLM (ANOVA, family = quasipoisson, link = log) v programu R. Druhá porovnávala druhovou diverzitu, viděnou jednotlivými potápěči přes Simpsonův index diverzity opět pomocí ANOVY v programu STATISTICA 9.



## 4 Výsledky

### 4.1 Srovnání tenatních sítí a přímého vizuálního průzkumu

Tenatní sítě chytily celkem 481 ks ryb (0+ 317 ks, starší 0+ 164 ks) a celkově detekovaly 6 druhů a jednoho hybrida<sup>2</sup> (0+ 5 druhů, starší 0+ 6 druhů a jednoho hybrida).

Vizuálním průzkumem bylo zaznamenáno 13 262 ks ryb (0+ 12 676 ks, starší 0+ 586 ks) a celkově detekováno 7 druhů (0+ 6 druhů, starší 0+ 7 druhů) (Tab.1.).

Druhy	UVC	UVC	UVC	Tenata	UVC	UVC	UVC	Tenata	UVC	Tenata
	den	noc	d+n		den	noc	d+n			
	0+				>0+					
okoun	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
perlín				x	x	x	x	x	x	x
plotice	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
lín								x		x
jěždík		x	x	x		x	x	x	x	x
štika	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
candát		x	x			x	x		x	
sumec		x	x		x	x	x		x	
PLxPER <sup>2</sup>								x		x
<b>SUM</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>6+1h.</b>	<b>7</b>	<b>6+1h.</b>
<b>N [ks]</b>	8622	4054	12676	317	91	495	586	164	13262	481

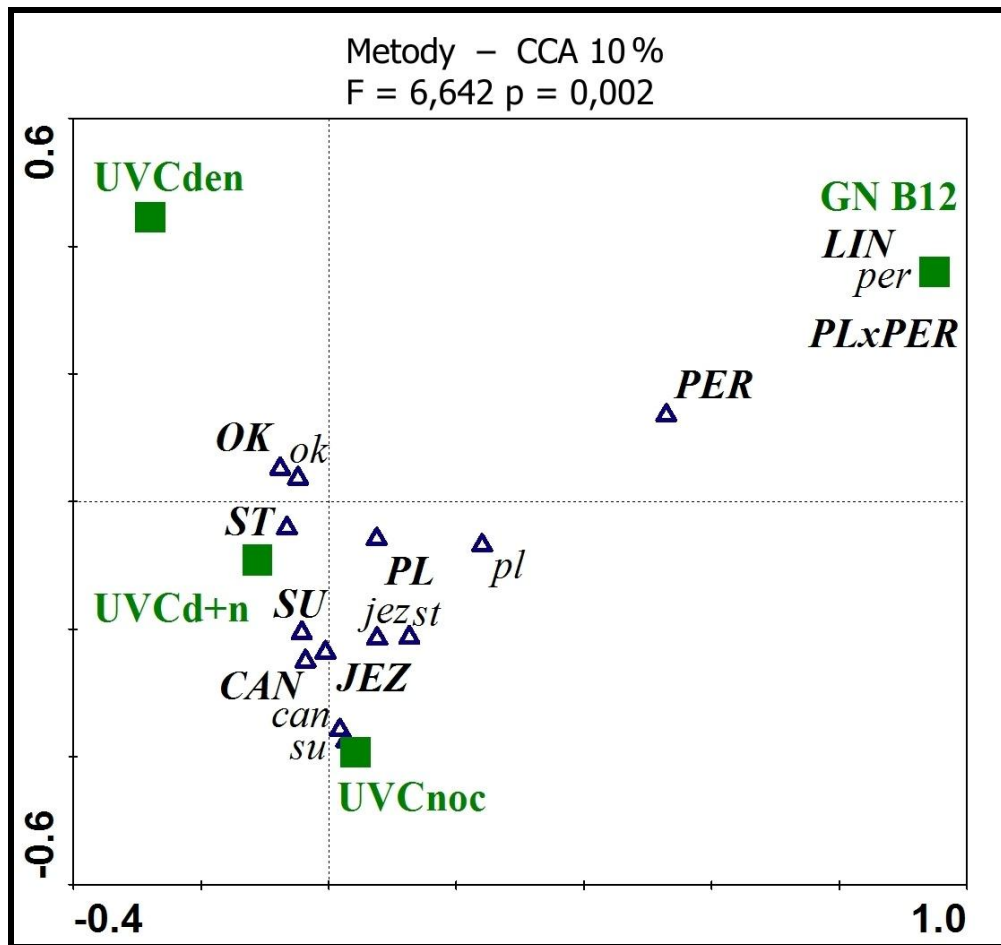
Tab.1. Přehled druhů a počet jedinců 0+ ryb a ryb starších 0+ ulovených tenatními sítěmi a přímým vizuálním průzkumem.

Porovnání odlovů tenatními sítěmi a denního vizuálního průzkumu přes Simpsonův index diverzity zjistil mezi metodami průkazný rozdíl a to jak pro 0+ ryby ( $F_{(1,67)} = 25,318$ ;  $p = <0,001$ ), tak pro ryby starší 0+ ( $F_{(1,67)} = 65,391$ ;  $p = <0,001$ ). Naproti tomu výsledky nočního vizuálního průzkumu odhalily pro 0+ ryby ( $F_{(1,67)} = 2,684$ ;  $p = 0,106$ ) i pro ryby

<sup>2</sup> Hybrid plotice a perlína není samostatným druhem, avšak v hodnocení a ve výsledcích je brán jako samostatná jednotka

starší 0+ ( $F_{(1,67)} = 1,633$ ;  $p = 0,206$ ) shodnou druhovou diverzitu jako u tenatních sítí. Stejně tak byla shoda ověřena i mezi sloučenými daty denního a nočního UVC a tenatními sítěmi pro 0+ ryby ( $F_{(1,67)} = 2,948$ ;  $p = 0,090$ ) a starší 0+ ryby ( $F_{(1,67)} = 65,391$ ;  $p = 0,617$ ).

Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy (CCA) vysvětlil 10 % celkové variability ( $F = 6,642$ ;  $p = 0,002$ ) (Obr.1.). CCA ordinační diagram ukazuje rozložení druhů mezi metodami na základě relativní celkové početnosti druhů v jednotlivých metodách. Podle pozic jednotlivých centroidů je vidět, že nejvyšší část relativní celkové početnosti náleží nočnímu UVC. Celkově vzato lze říci, že přímý vizuální průzkum provedený v noci pracoval s nejvíce druhy. Také je zde patrný přímým vizuálním průzkumem podhodnocený >0+ perlín (PER) a druhy detekované pouze tenatními sítěmi (lín >0+, LIN; >0+ hybrid plotice a perlína, PLxPER; 0+ perlín, per). Stejně tak jsou zde patrné druhy detekované pouze přímým vizuálním průzkumem (candát 0+, ca, starší 0+, CA a sumec 0+, su, starší 0+ SU).



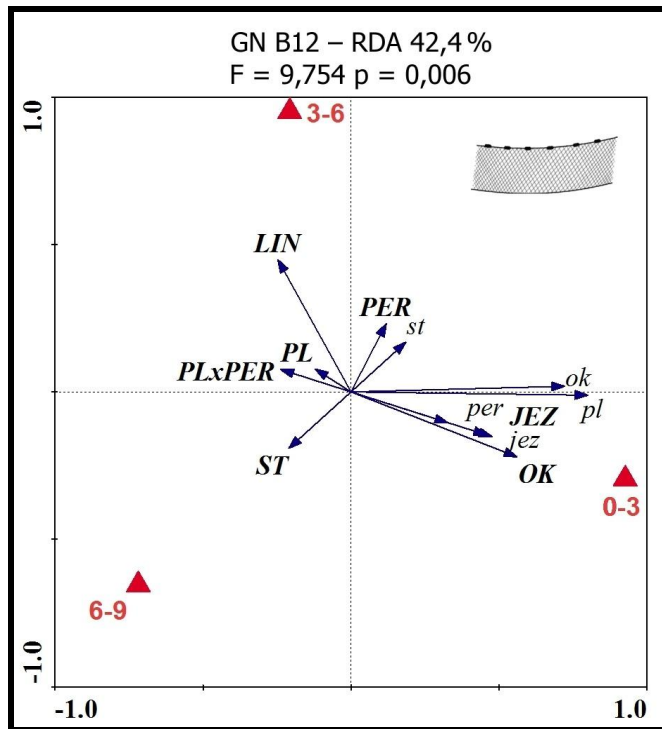
Obr.1. CCA – Rozložení druhů mezi metodami na základě relativní celkové početnosti druhů v jednotlivých metodách. Vysvětlivky zkratk pro jednotlivé druhy viz seznam zkratk.

#### 4.2 Srovnání zjištěných hloubkových distribucí

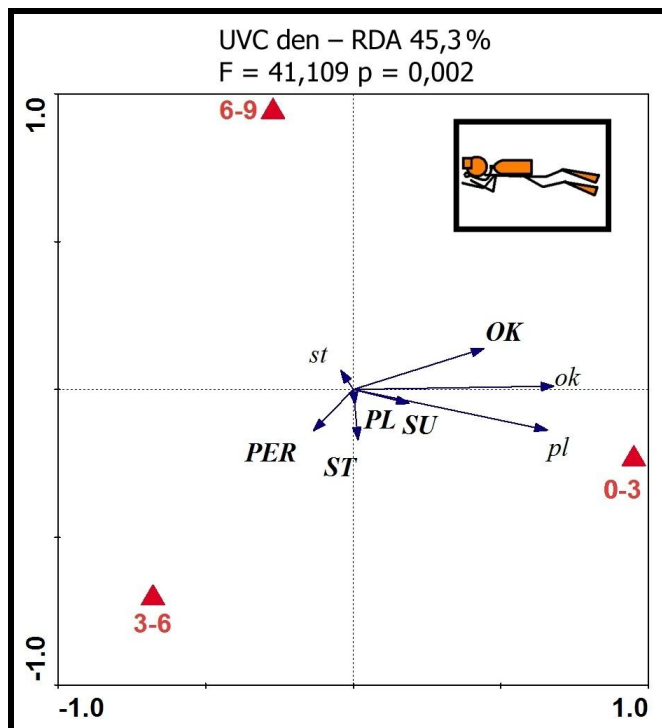
Ordinační diagram podle druhé kanonické osy vysvětlil v případě tenatních sítí 42,4 % celkové variability (RDA;  $F = 9,754$ ;  $p = 0,006$ ) (Obr.2). Nejvíce variability bylo vysvětleno pro denní vizuální průzkum (RDA; 45,3 %;  $F = 41,109$ ;  $p = 0,002$ ) (Obr.3). Naopak pro noční vizuální průzkum bylo vysvětleno variability nejméně (RDA; 23,7 %;  $F = 12,806$ ;  $p = 0,002$ ) (Obr.4). Sloučená data denního a nočního vizuálního průzkumu

vysvětlila podle druhé osy 44,5 % (RDA;  $F = 37,662$ ;  $p = 0,002$ ) (Obr.5). Jednotlivé šípky v RDA ordininačních diargamech zobrazují průměrné hodnoty početnosti druhů v jednotlivých hloubkách a jejich délka vyjadřuje kvalitu aproximace. Ordinační diagramy (Obr. 2-5.) ukazují mezi jednotlivými metodami jistou podobu v druhové prostorové distribuci mezi hloubkami. Je tomu především pro 0+ okouna, který je v populaci dominantní.

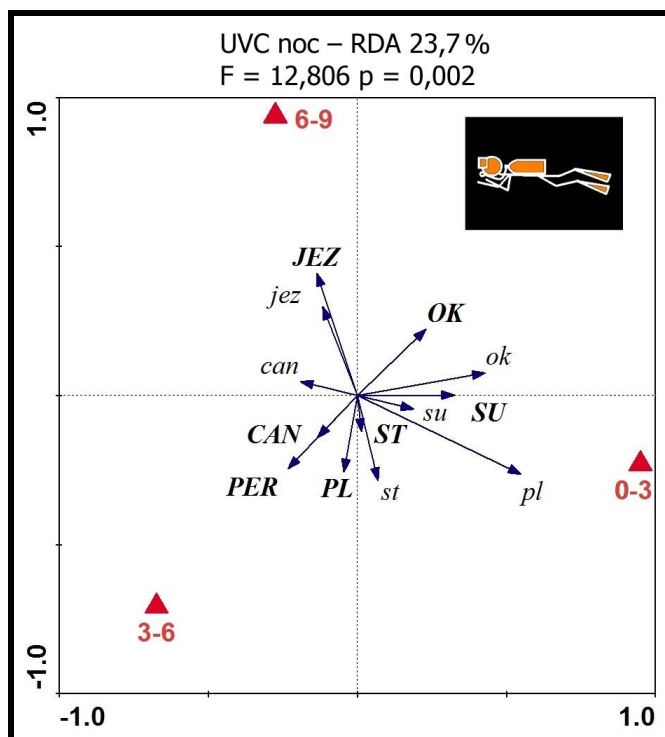
Denní a noční UVC a tenatní sítě detekují jeho nadprůměrné počty v hloubce 0-3 m. Avšak mezi hloubkami 3-6 m a 6-9 m je mezi metodami rozdíl. Tenatní sítě detekují pokles 0+ okouna s rostoucí hloubkou. Naproti tomu denní a noční UVC odhaluje vyšší počty 0+ okouna v hloubce 6-9 m než v 3-6 m. Tento trend s druhým maximem v hloubce 6-9 m je zaznamenán i v případě staršího 0+ okouna a to u všech metod. U tohoroční plotice zjistili všechny metody shodný sestupný trend v početnosti s maximem v hloubce 0-3 m. Plotice starší 0+ má kromě UVC ve dne maximum v hloubce 3-6 m. UVC ve dne ji pozorovalo více v mělké partii 0-3 m. Nicméně velikost aproximace pro plotici není tak velká jako v předchozích případech a proto se dá říci, že její počty byly v jednotlivých hloubkách poměrně vyvážené. Největší rozdíl v distribuci mezi metodami platí pro ježdíka. Tenatní sítě jej lovily v hloubce 0-3 m a UVC jej detekovalo pouze v noci a především v hloubce 6-9 m. V tomto případě je však důležité brát v potaz počty ulovených jedinců, protože ježdík v tenatních sítích je aproximován na základě 6 jedinců (2 ks, 0+; 4 ks, starší 0+) oproti 117 zjištěných UVC (37 ks, 0+; 80 ks, starší 0+).



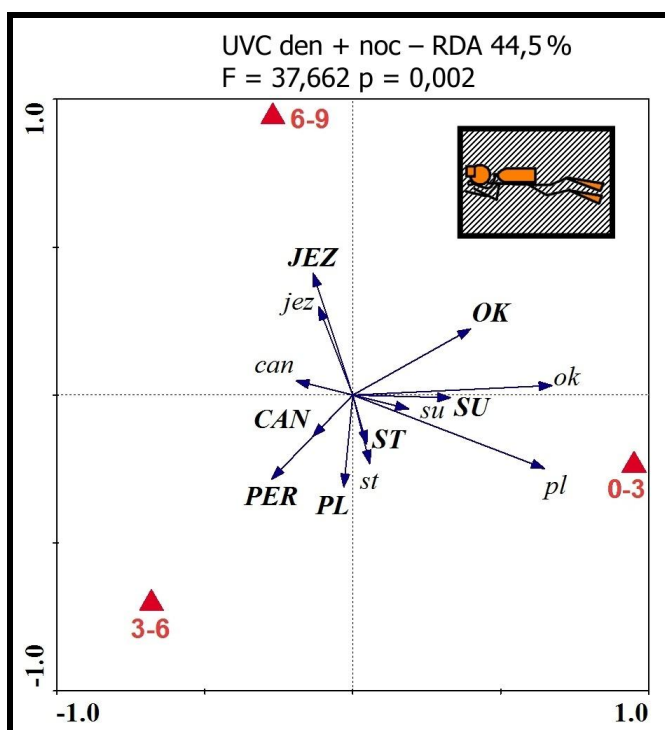
Obr. 2. RDA – Hlubková distribuce druhů zjištěná tenatními sítěmi. Vysvětlivky zkratek pro jednotlivé druhy viz seznam zkratek.



Obr. 3. Hlubková distribuce druhů zjištěná UVC ve dne. Vysvětlivky zkratek pro jednotlivé druhy viz seznam zkratek.



Obr. 4. RDA – Hlubková distribuce druhů zjištěná UVC v noci. Vysvětlivky zkratk pro jednotlivé druhy viz seznam zkratk.

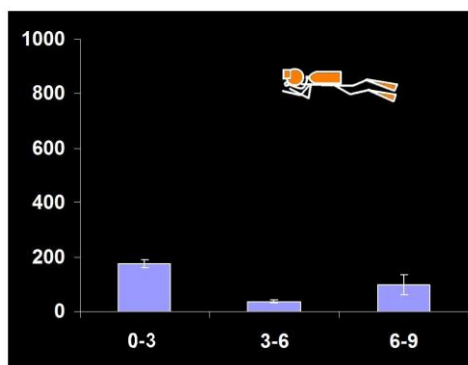
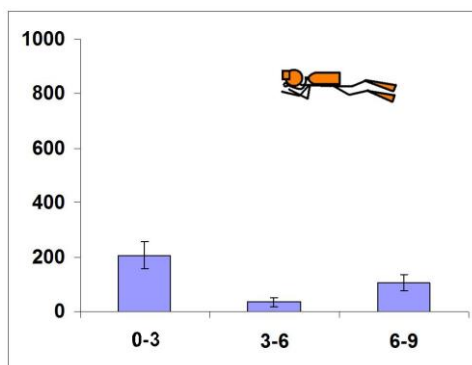
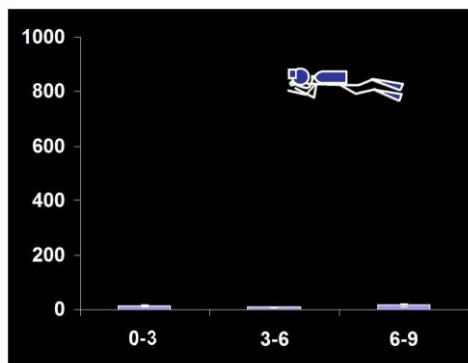
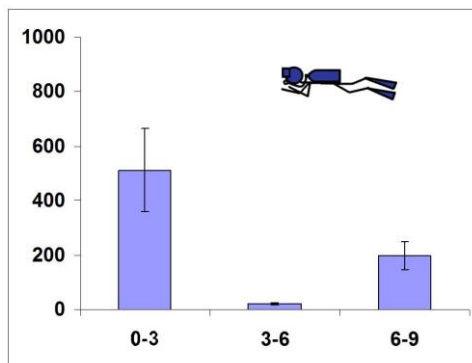
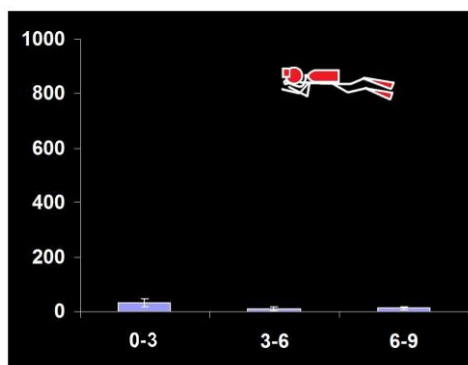
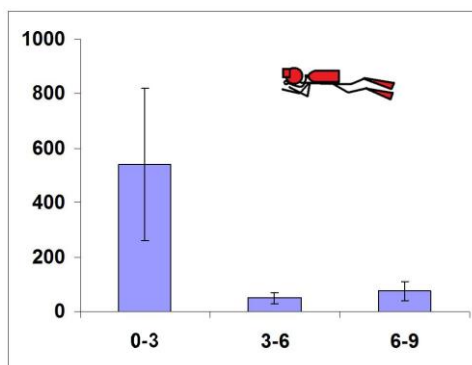


Obr. 5. RDA – Hlubková distribuce druhů zjištěná UVC ve sloučených datech dne a noci. Vysvětlivky zkratk pro jednotlivé druhy viz seznam zkratk.

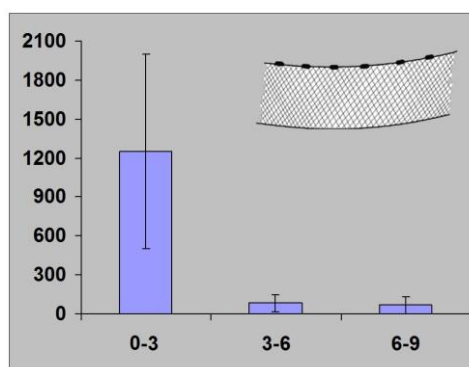
Na jednotlivých grafech pro 0+ ryby z lokality sever (Obr. 6.) a lokality jih (Obr. 7.) je vidět, že zjištěná hloubková distribuce nabývá nejvyšších početností v hloubce 0-3 m. V případě vizuálního průzkumu má hloubková distribuce ve většině případů tento trend s prvním maximem v 0-3 m následovaný poklesem v hloubce 3-6 m a opětovným nárůstem početnosti v hloubce 6-9 m. Mezi hloubkami je průkazný rozdíl jak u tenatních sítí ( $F_{(2,14)} = 11,466$ ;  $p = 0,001$ ), tak u UVC ( $F_{(2,101)} = 56,902$ ;  $p = <0,001$ ). Průkazný rozdíl mezi lokalitami byl zjištěn pouze u UVC ( $F_{(1,104)} = 15,524$ ;  $p = <0,001$ ). Tenatní sítě vyšly neprůkazně ( $F_{(1,16)} = 0,919$ ;  $p = 0,354$ ).

U ryb starších 0+ z lokality sever (Obr. 8.) a z lokality jih (Obr. 9.) není pozorovaný trend v hloubkové distribuci tak jednoznačný. Rozdíl mezi hloubkami je neprůkazný jak u tenatních sítí ( $F_{(2,14)} = 0,164$ ;  $p = 0,851$ ), tak u UVC ( $F_{(2,101)} = 0,516$ ;  $p = 0,599$ ). Rozdíl mezi lokalitami pro starší 0+ ryby nebyl potvrzen ani u tenatních sítí ( $F_{(1,16)} = 0,205$ ;  $p = 0,658$ ) a ani v případě UVC ( $F_{(1,104)} = 3,3652$ ;  $p = 0,070$ ).

Početnost [ks/100 m]



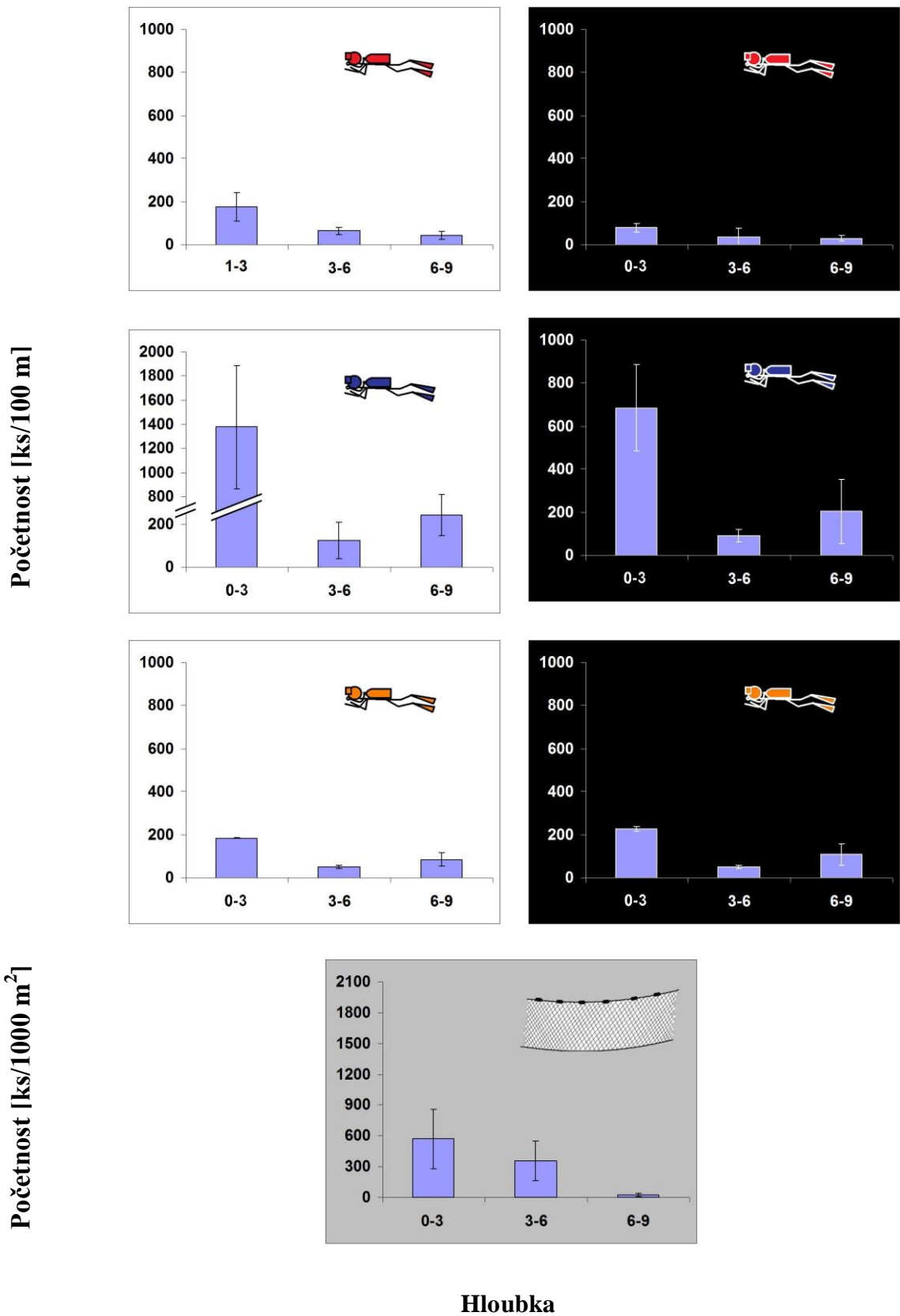
Početnost [ks/1000 m<sup>2</sup>]



Hĺbka

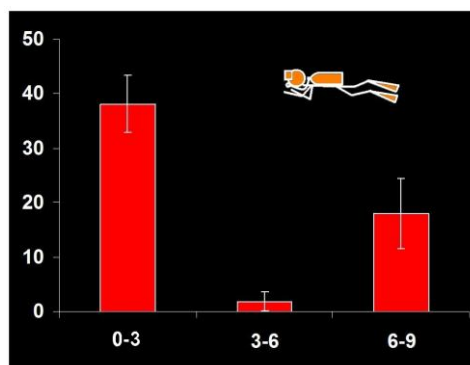
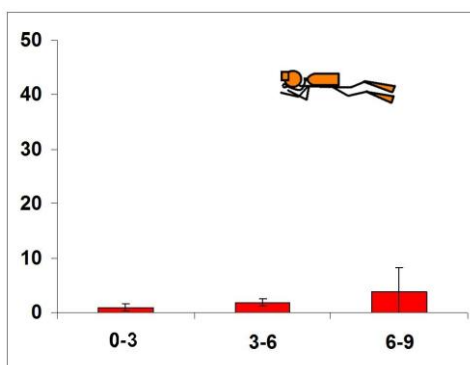
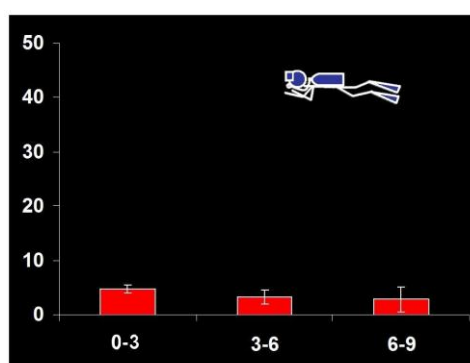
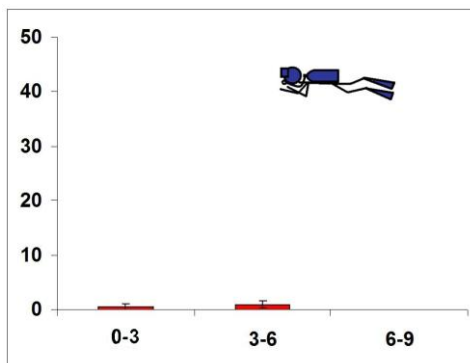
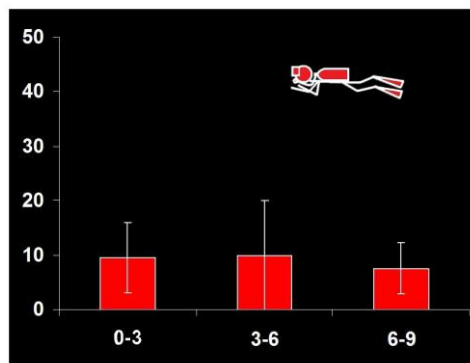
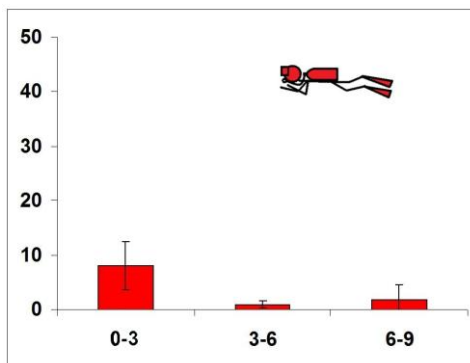
Obr. 6. Hĺbkova distribuce 0+ ryb na lokalite Sever zjiřtena pro tenatni sete a UVC



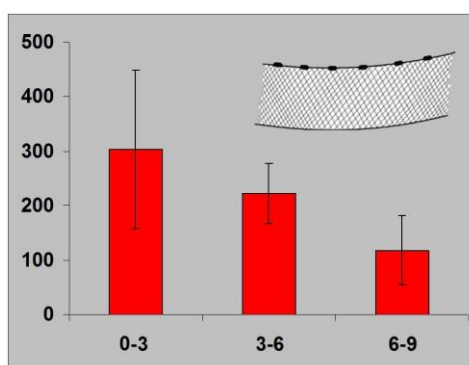


Obr. 7. Hloubková distribuce 0+ ryb na lokalitě Jih zjištěná pro tenatní sítě a UVC

Početnost [ks/100 m]



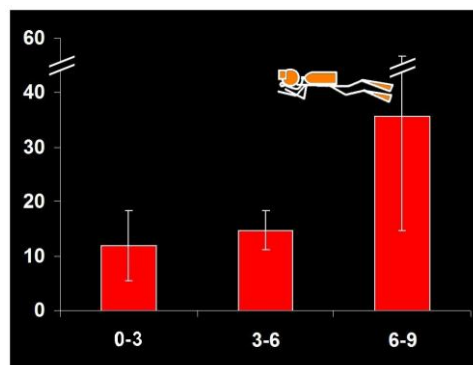
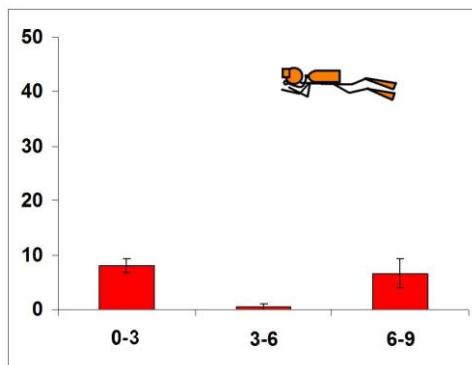
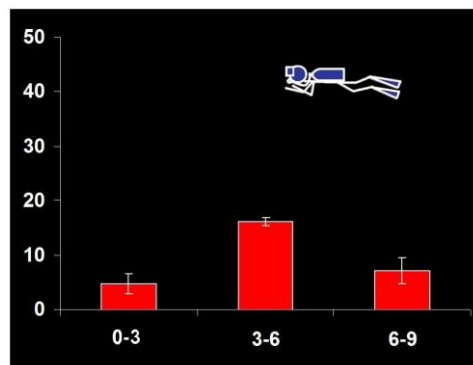
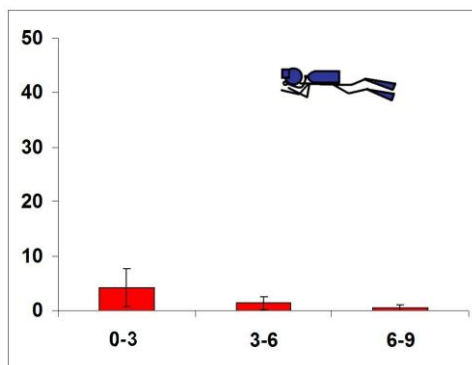
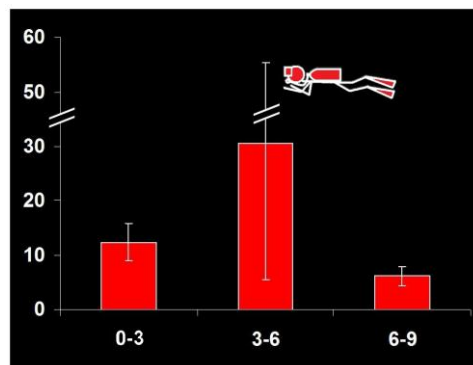
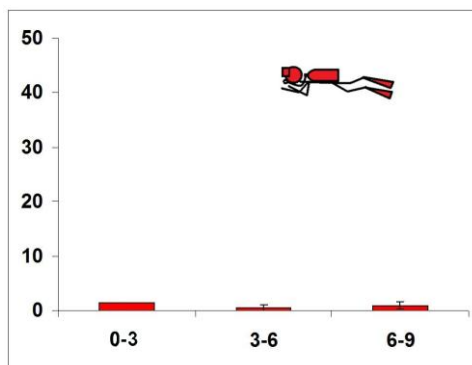
Početnost [ks/1000 m<sup>2</sup>]



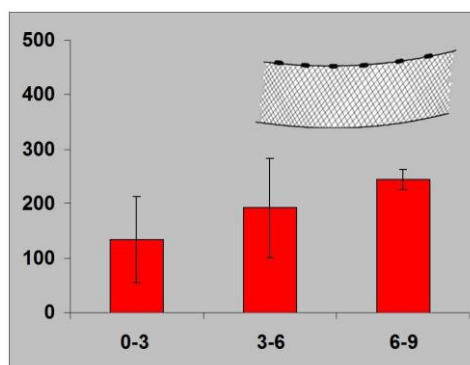
Hĺoubka

Obr. 8. Hĺoubková distribuce ryb starších 0+ na lokalitě Sever zjištěná pro tenatní síť a UVC

Početnost [ks/100 m]



Početnost [ks/1000 m<sup>2</sup>]



Hloubka

Obr. 9. Hloubková distribuce ryb starších 0+ na lokalitě Jih zjištěná pro tenatní síť a UVC

### **4.3 Srovnání potápěčů**

Porovnání dne a noci u přímého vizuálního průzkumu mezi nimi odhalilo průkazný rozdíl jak u 0+ ryb ( $F_{(1,103)} = 25,502$ ;  $p = <0,001$ ), tak u starších 0+ ryb ( $F_{(1,103)} = 57,767$ ;  $p = <0,001$ ). 0+ ryb se ve dne detekovalo zhruba 2x takové množství než v noci (Tab. 1.). Naopak ryb starších 0+ bylo během dne viděno 5x méně (Tab. 1.).

Srovnání jednotlivých potápěčů přes počty viděných ryb odhalilo, že potápěči se mezi sebou prokazatelně lišili u 0+ ryb ( $F_{(2,105)} = 24,772$ ;  $p = <0,001$ ) i u starších 0+ ryb ( $F_{(2,105)} = 10,084$ ;  $p = <0,001$ ). Při porovnání potápěčů přes zjištěnou druhovou diverzitu 0+ ryb ve dne vycházejí shodně ( $F_{(2,48)} = 3,124$ ;  $p = 0,053$ ). Prokazatelný rozdíl zjištěn jen u 0+ ryb v noci ( $F_{(2,48)} = 3,263$ ;  $p = 0,046$ ) a u sloučených dat ze dne a noci ( $F_{(2,48)} = 4,522$ ;  $p = 0,016$ ). V případě starších 0+ ryb potápěči detekovali shodnou úroveň diverzity ve dne ( $F_{(2,48)} = 1,052$ ;  $p = 0,357$ ), v noci ( $F_{(2,48)} = 0,278$ ;  $p = 0,758$ ) a ve sloučeném dni s nocí ( $F_{(2,48)} = 0,282$ ;  $p = 0,755$ ).

## 5 Diskuse

Jedním z rozdílů mezi tenatními sítěmi a UVC je ve velikosti vzorku, se kterým metody pracovaly. Vizuelní průzkum pracoval s téměř 28x více rybami nežli tenatní sítě. To však nelze srovnávat, neboť obě metody jsou standardizovány v jiných jednotkách CPUE. Co je však závažnější, je poměr tohorčních a starších ryb u jednotlivých metod. Tenatní sítě zjistily poměr 2:1 a vizuelní průzkum poměr 22:1. Jak u tenatních sítí tak u UVC více jak 80 % ulovených 0+ ryb tvořil okoun. Z těchto výsledků lze usuzovat, že tenatní sítě dostatečně nepodchytí velké množství tohorčních ryb, které byly díky UVC pozorovány. Podhodnocení tohorčních ryb tenatními sítěmi potvrzují i jiné studie (Olin a Malinen., 2003; Prchalová a kol., 2009).

Z výsledků je také jasně patrné, že UVC během noci pozoruje 2x méně 0+ ryb. Z přímého pozorování je tak patrný rozpad velkých okouních hejn, ke kterému dochází na noc. Rozpadání hejn bylo u okouna pozorováno i v experimentálních podmínkách (Alabaster a Scott, 1961). Toto chování je známo i u jiných hejnových druhů ryb (Freon a kol., 1993, 1996). Rozpadání hejn může mít za následek nepřesnost v odhadu velikosti okouních hejn ve dne a v noci. Díky vysoké hustotě a tvorbě hustých agregací mohou být početnosti oproti noci nadhodnocovány, neboť v noci se hejna částečně přesunují do litorálu (Čech a kol., 2005; Vašek a kol., 2009) a jsou dispergována mezi makrofyta. Naproti tomu UVC během noci vidí 5x více starších 0+ ryb. Větší ryby a starší 0+ ryby je lépe pozorovat v noci, kdy většina z nich odpočívá na dně a na potápěče reaguje velmi letargicky. Ve dne často unikají již na hranici viditelnosti (Kulbicki a kol., 2010).

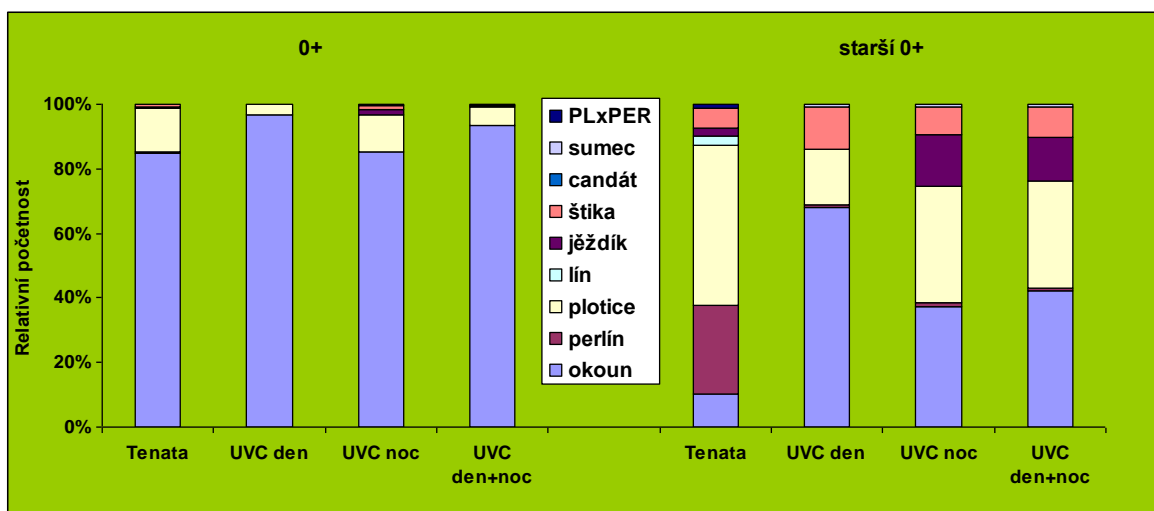
V konečném součtu druhů pozorovaly tenatní sítě a UVC stejný počet druhů. Nicméně nejméně druhů pozoroval denní UVC u 0+ i starších 0+ ryb. To může být způsobeno prostým faktem, že ryby potápěče vidí a aktivně prchají. Většina pozorovaných druhů je

aktivních právě ve dne. Tenatní sítě také detekovaly menší počet tohoročních ryb než UVC v noci. UVC oproti tenatním sítím nedetekovalo přítomnost lína a hybrida plotice s perlínem. Lín vyhledává místa s hustým vegetačním pokryvem (Kottelat a Freyhof, 2007; Hanel, 1992) a také díky svému zbarvení může dojít k jeho přehlédnutí (Willis, 2001; Willis a Anderson, 2003). V případě hybrida plotice a perlína to je způsobeno tím, že je obtížné ho pod vodou na první pohled rozpoznat (Bohnsack, 1986). Snadno potom dojde k záměně za plotici či perlína.

Ve srovnání tenatních sítí a UVC přes zjištěnou druhovou diverzitu vyšel průkazný rozdíl jen v případě denního vizuálního průzkumu pro 0+ i pro starší 0+ ryby. Simpsonův index diverzity zjištěný pomocí UVC ve dne je mnohem nižší nežli u tenatních sítí. To je dáno jasnou dominancí okouna u obou věkových kategorií, která byla vyšší, než je v tenatních sítích.

Z výsledků srovnání indexů diverzity se dá usuzovat, že kromě denního UVC, dokumentují metody shodnou druhovou diverzitu. Nicméně ve zjištěném proporcionálním zastoupení jednotlivých druhů pro 0+ ryby a především pro starší 0+ ryby (Obr. 10.) je vidět rozdíl. Jak již bylo zmíněno výše, denní UVC se liší od tenatních sítích pro obě věkové kohorty díky jasné dominanci okouna. V případě nočního UVC je vidět, že jak pro 0+ ryby, tak pro starší 0+ ryby UVC vidí více okouna a méně plotic oproti tenatním sítím. UVC dále podhodnocuje perlína, který je tenatními sítěmi zjišťován ve značných počtech. UVC může perlína podhodnocovat, protože perlín se přesunuje mezi nejmělkším litorálem a volnou vodou a potápěči jej proto nedetekují. V těchto habitatech se živí hmyzem z hladiny a na makrofytech (Horppila a Nurminen, 2009; Nurminen a kol., 2003). Mělký litorál vyhledává na noc (Baruš, 1995). Dalším druhem, který je naopak podhodnocován tenatními sítěmi, je ježdík. Tento druh je striktní bentivor, který vyhledává místa s nižší světelnou intenzitou a řídí se převážně pomocí postraní čáry (Bergman, 1991; Bergman a

Greenberg, 1994; Gray a Best, 1989; Schleuter a Eckmann, 2006) a proto se může nacházet u dna v porostu parožnatky (*Chara sp.*). Pokud tenatní sítě nejsou až ke dnu a leží na parožnatce, ježdík může podplout pod spodní žíní. Makrofyta jsou často mnohými druhy vyhledávána jako úkryt poskytující mnoho mikrohabitátů (Perez-Matuz a kol., 2007).



Obr.10. Druhové složení 0+ ryb a ryb starších 0+ zjištěné tenatními sítěmi a UVC.

Proporcionální zastoupení druhů zjištěných jednotlivými metodami ještě lépe dokresluje CCA ordinační diagram. Na něm je jasně patrné, že tenatní sítě více detekují bentopelagické druhy, kterými jsou plotice a perlín (Hanel a Lusk, 2005). Tyto druhy se vyznačují diurnální migrací mezi pelagiálem a litorálem. Také jsou zde zřetelně vidět druhy které UVC podhodnocuje. Tyto druhy jsou kryptické (Willis, 2001; Willis a Anderson, 2003), obtížně rozpoznatelné či snadno zaměnitelné (Bohnsack, 1986). V tomto případě se jedná o lína a hybrida plotice a perlína. Dále bylo potvrzeno, že stanovištní druhy ryb jako je štika, jsou tenaty podhodnocovány (Holmgren, 1999). Přímý vizuální průzkum prováděný v noci detekoval nejvyšší druhovou bohatost a její složení bez výrazné dominance jednoho druhu.

Druhová hloubková distribuce zjištěná jednotlivými metodami je podle RDA ordinačních diagramů pro většinu druhů shodná. Především pro dominantní druhy obsádky, kterými byl okoun a plotice. Jejich vysoké početnosti v této hloubce se dá přičíst antipredačnímu chování, kdy se skrývají v mělkém litorálu v porostu submerzních makrofyt (Christensen a Persson, 1993). V noci se oproti dnu počty plotic mírně zvyšují, protože starší 0+ plotice vyplouvají z hlubších částí litorálu a 0+ plotice z volné vody což je známo i z literatury (Baruš V. a kol., 1995). Jedním z rozdílů, který je mezi ordinačními diagramy denního a nočního UVC je přítomnost candáta v noci. Candát přes den obývá stanoviště v hlubších částech nádrže a na večer vyplouvá lovit do litorálu (Hanel a Lusk, 2005).

Hloubková distribuce 0+ ryb posuzovaná na základě počtu jedinců jeví prokazatelný rozdíl mezi různými hloubkami. Všechny metody vidí nejvyšší počty v 0-3 m hloubce. Avšak UVC zjistilo na rozdíl od tenatních sítí vyšší početnosti v hloubce 6-9 m než v hloubce 3-6 m. Tento rozdíl je možná způsoben úbytkem makrofyt v hlubších partiích 6-9 m a tudíž větší pravděpodobností spatřit ryby (Edgar a kol., 2004). Další z možností je, že ryby migrující mezi pelagiálem a litorálem, které tenatní sítě chytají, naplouvají do litorálu horního pelagiálu (0-5 m). Což by platilo v případě perlína. I přestože nebyl v hloubkové distribuci ryb starších 0+ prokazatelný rozdíl v průměru vykazují podobný trend jako 0+ ryby. Pokud se z dat tenatních sítí starších 0+ ryb vyřadí perlín a lín, kterého UVC vůbec nedetekovalo tak jsou trendy shodné. Oba tyto druhy mají nadprůměrné hodnoty v hloubce 3-6 m a v tenatních sítích jsou v ní zastoupeny 31 % ks z celkového počtu ryb. Jak potvrzují i jiné studie (Hickford a Schiel, 1995), tenatní sítě a přímý vizuální průzkum mají odlišnou druhovou selektivitu. Ta může být příčinou rozdílu v počtu ryb ve zjištěné hloubkové distribuci. Důležitým zjištěním je, že výsledky těchto trendů



korespondují se zjištěnou druhovou hloubkovou distribucí dominantních druhů (okoun a plotice).

Srovnáním potápěčů přes počty viděných ryb jasně prokázalo, že se potápěči prokazatelně liší v odhadu. To je dáno několika faktory. Potápěči pracovali především v případě 0+ ryb s početným vzorkem. Odhadování počtů velmi početných hejn je obtížné. Tento problém platí především pro hodně zarybněné lokality (Bellwood, 1988). Potápěč je okamžitě schopen spočítat hejno do 20 kusů a to v případě že se ryby pohybují pomalu a jsou stejné. V případě, že jich je více by se měl provádět odhad na logaritmické škále (Kulbicki, 1998). Hejna ryb vytvářejí mezi jednotlivými vzorky a potápěči výkyvy, které jsou možnou příčinou rozdílu mezi nimi. Vysoká variabilita v odhadech počtu jedinců mezi potápěči je jedním z problémů, který je ovlivněn mnohými faktory, a proto většina studií používá přímý vizuální průzkum k odhadu druhového složení a změny v jeho časové a prostorové distribuci (Dickens a kol., 2011). Značnou roli hraje také zkušenost potápěče, kterou je vhodné zlepšovat tréninkem (Harrvey a kol., 2001a, 2001b; Kulbicki a Sarramegna, 1999; Mumby, a kol., 1995; Thompson a Mapstone, 1997).

Na druhou stranu i přesto, že potápěči viděli různé počty, potápěči zjistili stejnou druhovou diverzitu ryb starších 0+. Tohoroční ryby se mezi nimi lišily pouze v noci, protože jeden z potápěčů viděl méně okouna.

Jak naznačují i jiné studie (Williams a kol, 2006) samotný odhad potápěčem může vnášet jistou variabilitu do získaných dat. Subjektivní odhad může být ovlivněn mnohými faktory. Další chyby způsobené chováním, velikostí ryb a hejna nelze tak snadno generalizovat, neboť na ně mohou mít vliv další faktory. Jako například míra antropogenních disturbancí (Kulbicki, 1998). Hlavní problém v hodnocení je v případě

obsádky tohoročních ryb. Ten je dán jejich velkým množstvím. Jedná se o početně dosti variabilní skupinu zatíženou velkou mortalitou, ve které může docházet k rychlým změnám (ICES, 2010., Chambers. a Trippel., 1997). Z tohoto důvodu se také často 0+ ryby vyčleňují (Halford a Thompson, 1994) od ryb starších 0+.

Hlavní příčina rozdílů ve výsledném druhovém složení je mezi metodami způsobena tím, že každá metoda je jinak selektivní (Hickford a Schiel, 1995). Velikostní selektivita tenatních sítí se dá vyřešit použitím mnohoočkových sítí (Kurkilahti a kol., 2002; Prchalová a kol., 2009) avšak druhovou selektivitu nijak neovlivníme. Jedinou výhodou velikostní selektivity tenatních sítí je v případě, kdy potřebuji z populace lovit jedince určité velikosti. Využití velikostní selektivity je důležitým faktorem hospodářského rybolovu, kdy je potřeba regulovat velikost lovených jedinců (Marquez-Farias, 2011). Nicméně do tenatních sítí se kromě cílového druhu chytanou i další druhy, na jejichž populaci mohou mít tímto negativní dopad (Hickford a Schiel, 1995). Selektivita u přímého vizuálního průzkumu se dá alespoň částečně řešit nastavením designu průzkumu. Například dělat průzkum zvlášť pro velké pelagické a plaché druhy ryb a zvlášť pro menší bentické a kryptické druhy ryb (Dickens a kol., 2011). Tyto dvě skupiny ryb jsou přímým vizuálním průzkumem nejvíce podhodnocovány (Hickford a Schiel, 1995). Plaché a velké pelagické ryby by se monitorovaly ve větší oblasti a průzkum se provede rychle a nebo bude řešen pomocí kamerové techniky (Costa a kol., 2009). Monitoring menších bentických a kryptických druhů ryb by se provedl v menší oblasti a potápěč by plaval pomalu.

I když je přímý vizuální průzkum zatížen chybou odhadu a určitou selektivitou pořád je to jedna z nejlepších metod na sledování rybí obsádky (Brock, 1982). Tenatní sítě jsou mnohem víc selektivní než UVC (Hickford a Schiel, 1995).

## 6 Závěr

Přímý vizuální průzkum se ukázal jako vhodná metoda pro monitoring rybí obsádky. V porovnání s výsledky z odlovů tenatními sítěmi, které se používají jako standardní metoda pro sledování ichtyofauny se zjistilo, že tyto metody detekují stejný počet druhů. UVC jasně ukázalo, že tenatní sítě značně podhodnocují tohoroční ryby.

Mimo denní UVC metody daly stejné hodnoty indexů diverzity, nicméně relativní zastoupení jednotlivých druhů se mezi nimi lišilo. Rozdíly v druhové skladbě mezi metodami jsou dány selektivitou jednotlivých metod. UVC podhodnocuje ryby které se přesunují mezi pelagiálem a nejmělkším litorálem a ryby s výrazným kryptickým zbarvením. To se však dá řešit nastavením designu průzkumu. Naproti tomu tenatní sítě podhodnocují stanovištní druhy ryb a loví jen aktivně pohybující se jedince.

Druhová hloubková distribuce zjištěná metodami v jednotlivých hloubkách vykazuje pro dominantní druhy, kterými byly okoun a plotice, víceméně shodné preference s největším maximem v hloubce 0-3 m. Tentýž trend byl pozorován i v případě prostorové distribuce 0+ ryb v počtech sledovaných ryb. Počty ryb starších 0+ se mezi hloubkami průkazně nelišily.

Srovnání potápěčů potvrdilo, že data získaná různými potápěči jsou zatížena chybou v odhadu, která spěje k vyšší variabilitě dat. Avšak i přesto, že potápěči viděli různé počty, všichni pozorovali stejnou druhovou diverzitu ryb starších 0+. V 0+ rybách se lišili pouze v noci, protože jeden z potápěčů viděl méně okounů.

Z výsledků vyplývá, že nejlepší variantou je provedení přímého vizuálního průzkumu v noci. Data z nočního UVC nejlépe korespondují s odlovy tenatními sítěmi. Jasně se ukázala nutnost vyčlenit 0+ ryby, které jsou v množství značně variabilní a mohou vytvářet velké rozdíly i v rámci lokality. V případě použití více potápěčů, by bylo dobré je podrobit

lepší přípravě a tréninku. Tím by se snížila celková variabilita a chyba odhadu. Přímý vizuální průzkum je použitelný a vhodný jako metoda šetrného ichtyologického průzkumu.

## 7 Použitá literatura

- Aguzzi J., Costa C., Fujiwara Y., Iwase R., Ramirez-Llorda E., Menesatti P., 2009. A novel morphometry-based protocol of automated video-image analysis for species recognition and activity rhythms monitoring in deep-sea fauna. *Sensors*, Vol. 9/11, pp. 8438-8455
- Achleitner D., Gassner H., a Luger M., 2012. Comparison of three standardised fish sampling methods in 14 alpine lakes in Austria. *Fisheries Management and Ecology*, Vol. 19/4, pp. 352-361.
- Alabaster J. S., Scott B., 1961. Tthe effect of diurnal changes in temperature, dissoloved oxygen and illumination on the behaviour of roach (*Rutilus rutilus*), bream (*Abramis brama*) and (*Perca fluviatis*), *Animal Behaviour.*, Vol. 9, pp. 187-192
- Ayaz A., Altinagac U., Ozekinci U., Ozen O., Altin A., Ismen A., 2011. Effect of twine thickness on selectivity of gillnets for bogue, Boops boops, in Turkish waters *Mediterranean Marine Science*, Vol. 12/2, pp. 358-368
- Baruš V., Oliva O., Černý K., Gajdůšek J., Hensel K., Holčík J., Káhal L., Krupauer V., Kux Z., Libosvárovský J., Lom J., Lusk S., Moravec F., Peňáz M., Pivnička K., Prokeš M., Ráb P., Špinar Z., Šavátora M., Vostradovský J., 1995. *Mihulovci Petromyzontes a Ryby Osteichtyes 1,2*, Acedemia . Nakladatelství Akademie věd České republiky Praha
- Bell J. D. Craik G. J. S., Pollard D. A., Russell B. C., 1985. Estimating length frequency-distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs*, Vol. 4/1, pp. 41-44

- Bellwood D. R., 1988. On the use of visual survey methods for estimating reef fish standing stocks. *Fishbyte*, Vol. 6/1, pp. 14–16
- Bergman E., 1991. Changes in abundance of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus-cernuus*, along a productivity gradient - relations to feeding strategies and competitive abilities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 48/4, pp. 536-545
- Bergman E., Greenberg L. A., 1994. Competition between a planktivore, a benthivore, and a species with ontogenic diet shifts. *Ecology*, Vol. 75/5, pp. 1233-1245
- Bohnsack J. A., Bannerot S. P., 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service Technical Report, Vol. 41, pp. 1-15
- Bower M. R., Gaines D. B., Wilson K. P., Wullschleger J. G., Dzul M. C., Quist M. C., Dinsmore S. J., 2011. Accuracy and precision of visual estimates and photogrammetric measurements of the length of a small-bodied fish. *North American Journal of Fisheries Management*, Vol. 31/1, pp.138-143
- Bozec Y. M., Kulbicki M., Laloe F., Mou-Tham G., Gascuel, D., 2011. Factors affecting the detection distances of reef fish: implications for visual counts. *Marine Biology*, Vol. 158/5, pp. 969-981
- Brock R. E., 1982. A critique of the visual census method for assessing coral-reef fish populations. *Bulletin of Marine Science*, Vol. 32/1, pp. 269-276

- Brock V. E., 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management*, Vol. 18/3, pp. 297-308
- Bubic T. S. Grubisic L., Ticina V., Katavic I., 2011. Temporal and spatial variability of pelagic wild fish assemblages around Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* farms in the eastern Adriatic Sea. *Journal of Fish Biology*, Vol.78/1, pp. 78-97
- Bucak T., Saraoglu E., Levi E., Tavsanoglu U. N., Cakiroglu A. I., Jeppesen E., Beklioglu M., 2012. The influence of water level on macrophyte growth and trophic interactions in eutrophic Mediterranean shallow lakes: a mesocosm experiment with and without fish. *Freshwater Biology*, Vol. 57/8, pp. 1631-1642
- Carlson L. D., Quinn M. S., 2005. Evaluating the effectiveness of instream habitat structures for overwintering stream salmonids: A test of underwater video. *North American Journal of Fisheries Management*, Vol. 25/1, pp. 130-137
- CEN, 2005. Water quality – Sampling of fish with multimesh gillnets. European Norm EN 14757
- Claudet J., Pelletier D., Jouvenel J. Y., Bachet F., Galzin R., 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, Vol. 130/3, pp. 349-369
- Costa C., Scardi M., Vitalini V., Cataudella S., 2009. A dual camera system for counting and sizing Northern Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*; Linnaeus, 1758) stock, during transfer to aquaculture cages, with a semi automatic Artificial Neural Network tool. *Aquaculture*, Vol. 291/3-4, pp. 161-167

- Cui G., Wardle C. S., Glass C. W., Johnstone A. D. F., Mojsiewicz W. R., 1991. Light level thresholds for visual reaction of mackerel, *scomber-scombrus* 1 to colored monofilament nylon gillnet materials. *Fisheries Research*, Vol. 10/3-4, pp. 255-263
- Čech M., Kratochvíl M., Kubečka J., Draštík V., Matěna, J., 2005. Diel vertical migrations of bathypelagic perch fry. *Journal of Fish Biology*, Vol. 66/3, pp. 685-702
- Danger M., Allard B., Arnous M. B., Carrias J. F., Meriguet J., Ten-Hage L., Lacroix G., 2012. Effects of food-web structure on the quantity and the elemental quality of sedimenting material in shallow lakes. *Hydrobiologia*, Vol. 679/1, pp. 251-266
- Darwall W. R. T., Dulvy N. K., 1996. An evaluation of the suitability of non-specialist volunteer researchers for coral reef fish surveys. Mafia Island, Tanzania - A case study. *Biological Conservation*, Vol. 78/3, pp. 223-231
- De Backer S., Teissier S., Triest L., 2012. Stabilizing the clear-water state in eutrophic ponds after biomanipulation: submerged vegetation versus fish recolonization. *Hydrobiologia*, Vol. 689/1, pp. 161-176
- De Girolamo M., Mazzoldi C., 2001. The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Marine Environmental Research*, Vol. 51/1, pp. 1-16
- Dickens L. C., Goatley C. H. R., Tanner J. K., Bellwood D. R., 2011. Quantifying relative diver effects in underwater visual censuses. *Plos One*, Vol. 6/4., e18965
- Dietert T., Kruschel C., Schultz S. T., Blindow I., 2010. Simultaneous monitoring of the European eel (*Anguilla anguilla*) and its benthic environment by



DGPS/video supported visual census in a Central Croatian Adriatic lagoon, poster presentation, FSAM 2010, České Budějovice

- Dolloff A., Kershner J., Thurow R., 1996. Underwater observation, (eds.: Murphy B.R., Willis D.W.), 533-555. Fisheries techniques
- Edgar G. J., Barrett N. S., Morton A. J., 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 308/2, pp. 269-290
- Ensign W. E., Angermeier P. L., Dolloff C. A., 1995. Use of line transect methods to estimate abundance of benthic stream fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 52/1, pp. 213-222
- Fonseca P., Martins R., Campos A., Sobral, P., 2005. Gill-net selectivity off the Portuguese western coast. *Fisheries Research*, Vol. 73/3, pp. 323-339
- Fowler A. J., 1987. The development of sampling strategies for population studies of coral-reef fishes - a case-study. *Coral Reefs*, Vol. 6/1, pp. 49-58
- Fox R. J., Bellwood D. R., 2008. Direct versus indirect methods of quantifying herbivore grazing impact on a coral reef. *Marine Biology*, Vol. 154/2, pp. 325-334
- Franco A. D., Baiata P., Milazzo M., 2013. Effects of recreational scuba diving on Mediterranean fishes:evidence of involuntary feeding? *Mediterranean Marine Science*, Vol. 14/1, pp. 15-18
- Freon P., Gerlotto F., Soria M., 1996. Diel variability of school structure with special reference to transition periods. *Ices Journal of Marine Science*, Vol. 53/2, pp. 459-464

- Freon P., Soria M., Mullon Ch., Gerlloto F., 1993. Diurnal variation in fish density estimate during acoustic surveys in relation to spatial distribution and avoidance reaction, *Aquatic Living Resources*, Vol. 6/3, pp 221-234
- Gray J. A. B., Best A. C. G., 1989. Patterns of excitation of the lateral line of the ruffe. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, Vol. 69/2, pp. 289-306
- Ha J. Y., Saneyoshi M., Park H. D., Toda H., Kitano S., Homma T., Shiina T., Moriyama Y., Chang K. H., Hanazato T., 2013. Lake restoration by biomanipulation using piscivore and *Daphnia* stocking; results of the biomanipulation in Japan. *Limnology*, Vol.14/1, pp. 19-30
- Halford A. R., Thompson A. A., 1994. Visual census surveys of reef fish – Long-term Monitoring of the Great Barrier Reef, Standard operational procedure nu:3, Australian institute of marine science, Townsville
- Hamley J.M., 1980. Guidelines for sampling fish in inland waters 4. Sampling with gillnets. *European Inland Fisheries Advisory Commission*. 1980, Vol. 33, pp. 37-53
- Hanel L., 1992. *Poznáváme naše ryby*, Zemědělské nakladatelství Brázda, Praha
- Hanel L., Lusk S., 2005. *Ryby a mihule České republiky – rozšíření a ochrana*, ČSOP a MŽP, Příbram
- Harmelin-Vivien M. L., Harmelin J. G., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabé G., Blanc F., Chevalier R., Duclerc J., Lasserre G., 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, Vol. 40, pp. 467-539

- Harvey E. S., Dorman S. R., Fitzpatrick C., Newman S. J., McLean D. L., 2012. Response of diurnal and nocturnal coral reef fish to protection from fishing: an assessment using baited remote underwater video. *Coral Reefs*, Vol. 31/4, pp. 939-950
- Harvey E., Cappo M., Shortis M., Robson S., Buchanan J., Speare P., 2003. The accuracy and precision of underwater measurements of length and maximum body depth of southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*) with a stereo-video camera system. *Fisheries Research*, Vol. 63/3, pp. 315-326
- Harvey E., Fletcher D., Shortis M. R., Kendrick G. A., 2004. A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Marine and Freshwater Research*, Vol. 55/6, pp. 573-580
- Harvey E., Fletcher D., Shortis M., 2001a. A comparison of the precision and accuracy of estimates of reef-fish lengths determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fishery Bulletin*, Vol. 99/1, pp. 63-71
- Harvey E., Fletcher D., Shortis M., 2001b. Improving the statistical power of length estimates of reef fish: a comparison of estimates determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fishery Bulletin*, Vol. 99/1, pp. 72-80
- Harvey E., Fletcher D., Shortis M., 2002. Estimation of reef fish length by divers and by stereo-video - A first comparison of the accuracy and precision in the field on living fish under operational conditions. *Fisheries Research*, Vol. 57/3, pp. 255-265

- Harvey E., Shortis M., Stadler M., Cappo M., 2002. A comparison of the accuracy and precision of measurements from single and stereo-video systems. *Marine Technology Society Journal*, Vol. 36/2, pp. 38-49
- Hickford M. J. H., Schiel D. R. 1995. Catch vs count: Effects of gill-netting on reef fish populations in southern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 188/2, pp. 215-232
- Hickford M. J. H., Schiel D. R., 1996. Gillnetting in southern New Zealand: Duration effects of sets and entanglement modes of fish. *Fishery Bulletin*, Vol. 94/4, pp. 669-677
- Holmgren K., 1999. Between-year variation in community structure and biomass-size distributions of benthic lake fish communities, *Journal of Fish Biology*, Vol. 55/3, pp. 535-552
- Horppila J., Nurminen L., 2009. Food niche segregation between two herbivorous cyprinid species in a turbid lake. *Journal of Fish Biology*, Vol. 75/6, pp. 1230-1243
- Hrbáček J., 1981. Produkční vztahy, výchozí struktura pro posuzování faktorů eutrofizace, *Studie ČSAV 24*, pp. 58
- Hubert W.A., 1996. Passive capture techniques, (eds.: Murphy B.R., Willis D.W.), pp. 533-555. *Fisheries techniques*
- Chambers R. CH., Trippel E. A., 1997. Early life history and recruitment in fish population, Chapman a Hall, London
- Chapman C. J., Johnston A. D. F., Dunn J. R., Creasey D. J., 1974. Reactions of fish to sound generated by divers open-circuit underwater breathing apparatus. *Marine Biology*, Vol. 27/4, pp. 357-366

- Chen F. Z., Ye J. L., Shu T. T., Sun Y., Li, J., 2012. Zooplankton response to the lake restoration in the drinking-water source in Meiliang Bay of subtropical eutrophic Lake Taihu, China. *Limnologica*, Vol. 42/3, pp. 189-196
- Christensen B., & Persson L., 1993. Species-specific antipredatory behaviours: effects on prey choice in different habitats, *Behavioral Ecology and Sociobiology*, Vol. 32/1, pp. 1-9
- ICES (2010) Report of the Workshop on Understanding and quantifying mortality in fish early-life stages: experiments, observations, and models (WKMOR). Aberdeen, United Kingdom.
- Jennings S., Polunin N. V. C., 1995. Biased underwater visual census biomass estimates for target-species in tropical reef fisheries. *Journal of Fish Biology*, Vol. 47/4, pp. 733-736
- Jester D. B., 1973. Variations in catchability of fishes with color of gillnets. *Transactions of the American Fisheries Society*, Vol. 102/1, pp. 109-115
- Kalff J., 2002. *Limnology*, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey
- Kingsford M. J., 1989. Distribution patterns of planktivorous reef fish along the coast of northeastern New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 54/1-2, pp. 13-24
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland
- Kryl V., Fröhlich E., Sixta J., 2002. *Zahľazení hornické činnosti a rekultivace*, Vysoká škola báňská – Technická univerzita, Fakulta hornicko-geologická, Institut hornického inženýrství a bezpečnosti

- Kubečka J., 1993a. Succession of fish communities of Central and East European reservoirs. In: Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management. In: Straskraba, M., Tundisi, J.S., Duncan, A. (Eds.), Kluwer, Dodrecht., pp.153-168
- Kubečka J., 1993b. Night inshore migration and capture of adult fish by shore seining. Aquaculture and Fisheries Management, Vol. 24, pp. 685-689
- Kubečka J., Prchalová M., 2006. Metodika odlovu a zpracování vzorku ryb stojatých vod, VÚV TGM
- Kulbicki M., 1998. How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 222/1-2, pp. 11-30
- Kulbicki M., 2005. Potential methods to assess the abundance and biomass of large and rare reef fish species, 7th Indo-Pacific Fish Conference, Taipei, Taiwan, May 16-20 2005. Oral presentation
- Kulbicki M., Cornuet N., Vigliola L., Wantiez L., Moutham G., Chabanet P., 2010. Counting coral reef fishes: Interaction between fish life-history traits and transect design. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 387/1-2, pp. 15-23
- Kulbicki M., Guillemot N., Amand M., 2005. A general approach to length-weight relationships for New Caledonian lagoon fishes. Cybium, Vol. 29/3, pp. 235-252
- Kulbicki M., Sarramegna S., 1999. Comparison of density estimates derived from strip transect and distance sampling for underwater visual censuses: a case study of Chaetodontidae and Pomacanthidae. Aquatic Living Resources, Vol. 12/5, pp. 315-325

- Kulbicki M., Sarramegna S., Letourneur Y., Wantiez L., Galzin R., Mou-Tham G., Chauvet C., Thollot P., 2007. Opening of an MPA to fishing: Natural variations in the structure of a coral reef fish assemblage obscure changes due to fishing. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 353/2, pp. 145-163
- Kurkilahti M., 1999. Nordic multimesh gillnet – robust gear for dampling for fish population, Helsinki, University of Turku, pp. 99
- Kurkilahti M., Appelberg M., Hesthagen T., Rask M., 2002. Effect of fish shape on gillnet selectivity: a study with Fulton's condition factor, *Fisheries Research*, Vol. 54/2, pp. 153-170
- Labrosse P., Kulbicki M. Ferraris J., 2002. Underwater visual fish census surveys – Proper use and implementation, Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia
- Langlois T. J., Harvey E. S., Fitzpatrick B., Meeuwig J. J., Shedrawi G., Watson D. L., 2010. Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquatic Biology*, Vol. 9/2, pp. 155-168
- Leeworthy G., Skewes T., 2007. The hip-chain transect method for underwater visual census (UVC). *SPC Beche de Mer Information Bulletin*, Vol. 26, pp. 5-6
- Lepš J., Šmilauer P., 2000. Mnohorozměrná analýza ekologických dat, Biologická fakulta Jihočeské university v Českých Budějovicích, České Budějovice
- Lucas M. C., Baras E., Thom T. J., Duncan A., Slavík O., 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science Ltd. Oxford, UK

- MacNeil M. A., Graham N. A. J., Conroy M. J., Fonnesebeck C. J., Polunin N. V. C., Rushton, S. P., Chabanet P., McClanahan T. R., 2008. Detection heterogeneity in underwater visual-census data. *Journal of Fish Biology*, Vol 73/7, pp. 1748-1763
- Marquez-Farias J. F., 2011. Assessment of the impact of gillnets on the population structure of the shovelnose guitarfish *Rhinobatos productus* from the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, Vol. 37/3, pp. 293-304
- Martin P., Rancon J., Segura G., Laffont J., Boeuf G., Dufour S., 2012. Experimental study of the influence of photoperiod and temperature on the swimming behaviour of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. *Aquaculture*, Vol. 362, pp. 200-208
- Mehner T., Benndorf J., Kasprzak P., Koschel R., 2002. Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshwater Biology*, Vol. 47/12, pp. 2453-2465
- Mehner T., Diekmann M., Bramick U., Lemcke R., 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology*, Vol. 50/1, pp. 70-85
- Millar R. B., Fryer R. J., 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, Vol. 9/1, pp. 89-116
- Mumby P. J., Harborne A. R., Raines P. S., Ridley J. M., 1995. A critical-assessment of data derived from coral cay conservation volunteers. *Bulletin of Marine Science*, Vol. 56/3, pp. 737-751



- Nurminen L., Horppila J., Lappalainen J., Malinen T., 2003. Implications of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) herbivory on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, Vol. 506/1-3, pp. 511-518
- O'Neal J. S., 2007. Snorkel Surveys. In: *Salmonid Field Protocols Handbook*, (eds.:Johnson D. H., Shrier B. M., O'Neal J. S., Knutzen J. A., Augerot X., O'Neil T. A. Pearsons.), pp. 325-340, American Fisheries Society in association with State of the Salmon, Bethesda, Maryland.
- Olin M., Kurkilahti M., Peitola P., Ruuhijarvi J., 2004. The effects of fish accumulation on the catchability of multimesh gillnet, *Fisheries Research*, Vol. 68, pp. 135-147.
- Olin M., Malinen T., 2003. Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. *Hydrobiologia*, Vol. 506/1-3, pp. 443-449
- Olin M., Rask M., Ruuhijarvi J., Keskitalo J., Horppila J., Tallberg P., Taponen T., Lehtovaara A., Sammalkorpi I., 2006. Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland. *Hydrobiologia*, Vol. 553, pp. 67-88
- Patterson H. M., Lindsay M., Swearer S. E., 2007. Use of sonar transects to improve efficiency and reduce potential bias in visual surveys of reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 78/4, pp. 291-297
- Pecharová E., Broumová-Dušáková H., Novotná K., Svoboda I., 2011. Function of vegetation in new landscape units after brown coal mining. *International Journal of Mining Reclamation and Environment*, Vol. 25/4, pp. 367-376

- Peretyatko A., Teissier S., De Backer S., Triest L., 2012. Biomanipulation of hypereutrophic ponds: when it works and why it fails. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 184/3, pp. 1517-1531
- Perez-Matus A., Ferry-Graham L. A., Cea A., Vasquez, J. A., 2007. Community structure of temperate reef fishes in kelp-dominated subtidal habitats of northern Chile. *Marine and Freshwater Research*, Vol.58/12, pp. 1069-1085
- Prchalová M., Kubečka J., Říha M., Čech M., Jůza T., Ketelaars H.A.M., Kratochvíl M., Mrkvička T., Peterka J., Vašek M., Wagenwoort A.J., 2013 Eel attacks—A new tool for assessing European eel (*Anguilla anguilla*) abundance and distribution patterns with gillnet sampling. *Limnologica*, Vol. 43, pp. 194–202
- Prchalová M., Kubečka J., Říha M., Mrkvička T., Vašek M., Jůza T., Kratochvíl M., Peterka J., Drašík V., Křížek J., 2009. Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research*, Vol. 96/1, pp. 51-57
- Prchalová M., Mrkvička T., Kubečka J., Peterka J., Čech M., Muška M., Kratochvíl M., Vašek M., 2010. Fish activity as determined by gillnet catch: A comparison of two reservoirs of different turbidity. *Fisheries Research*, Vol. 102/3, pp. 291-296
- Pristas P. J., Trent L., 1977. Comparisons of catches of fishes in gill nets in relation to webbing material, time of day, and water depth in St. Andrew Bay, Florida. *Fishery Bulletin*, Vol. 75/1, pp. 103-108
- Rudstam L. G., Magnuson J. J., Tonn W. M., 1984. Size selectivity of passive fishing gear - a correction for encounter probability applied to gill nets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 41/8, pp. 1252-1255

- Rydell J. J., Lauer T. E., Forsythe P. S., 2010. The influence of abiotic factors on gillnet catch rates of yellow perch in southern Lake Michigan, 1989-2006. *Fisheries Management and Ecology*, Vol. 17/3, pp. 284-290
- Řehounek J., Řehouňková K., Prach K., 2011. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice, 175 stran
- Říha M., Hladík M., Mrkvička T., Prchalová M., Čech M., Draštík V., Frouzová J., Jůza T., Kratochvíl M., Peterka J., Vašek M., Kubečka J., 2013. Post-spawning dispersal of tributary spawning fish species to a reservoir system. *Folia Zoologica*, Vol. 62/1, pp. 1–13
- Říha M., Kubečka J., Prchalová M., Mrkvička T., Čech M., Draštík V., Frouzová J., Hohausová E., Jůza T., Kratochvíl M., Peterka J., Tušer M., Vašek M., 2011. The influence of diel period on fish assemblage in the unstructured littoral of reservoirs. *Fisheries Management and Ecology*, Vol. 18/4, pp. 339-347
- Říha M., Kubečka J., Vašek M., Sed'a J., Mrkvička T., Prchalová M., Matěna J., Hladík M., Čech M., Draštík V., Frouzová J., Hohausová E., Jarolím O., Jůza T., Kratochvíl M., Peterka J., Tušer M., 2009. Long-term development of fish populations in the Římov Reservoir. *Fisheries Management and Ecology*, Vol. 16/2, pp. 121-129
- Sale P. F., Sharp B. J., 1983. Correction for bias in visual transect censuses of coralreef fishes. *Coral Reefs*, Vol. 2, pp. 37-42
- Sancho G., Fisher C. R., Mills S., Micheli F., Johnson G. A., Lenihan H. S., Peterson C. H., Mullineaux L. S., 2005. Selective predation by the zoarcid fish

- Thermarces cerberus* at hydrothermal vents. Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers, Vol. 52/5, pp. 837-844
- Schleuter D., Eckmann R., 2006. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*): the advantage of turning night into day. Freshwater Biology, Vol. 51/2, pp. 287-297
  - Schmidt M. B., Gassner H., 2006. Influence of scuba divers on the avoidance reaction of a dense vendace (*Coregonus albula* L.) population monitored by hydroacoustics. Fisheries Research, Vol. 82/1-3, pp. 131-139
  - Smith M. P. L., 1988. Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. Marine Ecology Progress Series, Vol. 43/3, pp. 223-231
  - Stanley D. R., Wilson, C. A., 1995. Effect of scuba-divers on fish density and target strength estimates from stationary dual-beam hydroacoustics. Transactions of the American Fisheries Society, Vol. 124/6, pp. 946-949
  - Stobart B., Garcia-Charton J. A., Espejo C., Rochel E., Goni R., Renones O., Herrero A., Crech'riou R., Polti S., Marcos C., Planes S., Perez-Ruzafa A., 2007. A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: Methodological evaluation. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 345/2, pp. 158-174
  - Stoner A. W., Laurel B. J., Hurst T. P., 2008. Using a baited camera to assess relative abundance of juvenile Pacific cod: Field and laboratory trials. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 354/2, pp. 202-211

- Svoboda I., Pecharová E., Přikryl I., Kašparová I., 2008. The Development of Future Lakes in Opencast Mine Residual Pits in the Krušné Mountain Region of the Czech Republic. *Mine Water and the Environment, Proceedings*, pp. 619-622
- Svoboda I., Vrbová M., 2010. The future lake at the Bilina opencast mine residual pit. 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production - Swemp 2010, pp. 523-528
- Teissier S., Peretyatko A., De Backer S., Triest L., 2012. Strength of phytoplankton-nutrient relationship: evidence from 13 biomanipulated ponds. *Hydrobiologia*, Vol. 689/1, pp. 147-159
- Thollot P., Kulbicki M., Harmelin-Vivien M., 1999. Trophic analysis and food webs of mangrove fish assemblages from New Caledonia. *Comptes Rendus De L Academie Des Sciences Serie Iii-Sciences De La Vie-Life Sciences*, Vol. 322/7, pp. 607-619
- Thomas S. N., Edwin L., George V. C., 2003. Catching efficiency of gill nets and trammel nets for penaeid prawns. *Fisheries Research*, Vol. 60/1, pp. 141-150
- Thompson A. A., Mapstone B. D., 1997. Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 154, pp. 53-63
- Thresher R. E., Gunn J. S., 1986. Comparative-analysis of visual census techniques for highly mobile, reef-associated piscivores (Carangidae). *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 17/2, pp. 93-116

- Thurow R. F., 1994. Underwater methods for study of salmonids in the Intermountain West. U.S. Forest Service, Intermountain Research Station, General Technical Report INT-GTR-307, Odgen, Utah. pp. 28
- Tsuchida S., Hashimoto J., 2002. A new species of bythograeid crab, *Austinograea rodriguezensis* (Decapoda, brachyura), associated with active hydrothermal vents from the Indian Ocean. *Journal of Crustacean Biology*, Vol. 22/3, pp. 642-650
- Turunen T., Kurkilahti M., Suuronen P., 1998. Gill net catchability and selectivity of whitefish (*Coregonus lavaretus L. s.l.*): seasonal effect of mesh size and twine diameter, *Advances in Limnology 50: Biology and Management of Coregonid Fishes - 1996*, Vol. 50, pp. 429-437
- Van De Bund W. J., Van Donk E., 2004. Effects of fish and nutrient additions on food-web stability in a charophyte-dominated lake. *Freshwater Biology*, Vol. 49/12, pp. 1565-1573
- Vašek M., Kubečka J., Čech M., Drašík V., Matěna J., Mrkvička T., Peterka J., Prchalová M., 2009. Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir. *Fisheries Research*, Vol. 96/1, pp. 64-69
- Vigliola L., Harmelin-Vivien M. L., Biagi F., Galzin R., Garcia-Rubies A., Harmelin J. G., Diréac'h L.L., Tunesi L., Macpherson E., 1998. Spatial and temporal patterns of settlement among sparid fishes of the genus *Diplodus* in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 168, pp. 45-56

- Watson D. L., Harvey E. S., 2007. Behaviour of temperate and sub-tropical reef fishes towards a stationary SCUBA diver. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, Vol. 40/2, pp. 85-103
- Watson R. A., Carlos G. M., Samoily M. A., 1995. Bias introduced by the nonrandom movement of fish in visual transect surveys. *Ecological Modelling*, Vol. 77/2-3, pp. 205-214
- Watson R.A., Quinn T.J., 1997. Performance of transect and point count underwater visual census methods, *Ecol. Model.*, Vol. 104, pp. 103-112
- Whitfield P. E., Hare J. A., David A. W., Harter S. L., Munoz R. C., Addison C. M., 2007. Abundance estimates of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans/miles* complex in the Western North Atlantic. *Biological Invasions*, Vol. 9/1), pp. 53-64
- Williams I. D., Walsh W. J., Tissot B. N., Hallacher L. E., 2006. Impact of observers' experience level on counts of fishes in underwater visual surveys, *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 310, pp. 185-191
- Willis T. J., 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology*, Vol. 59/5, pp. 1408-1411
- Willis T. J., Anderson M. J., 2003. Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristics and predator density. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 257, pp. 209-221
- Willis T. J., Millar R. B., Babcock R. C., 2000. Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 198, pp. 249-260

- Wootton R.T., 1990. Ecology of Teleostes Fishes, Chapman and Hall, series 1., London
- Zeller D. C., Russ G. R., 1998. Marine reserves: patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 55/4, pp. 917-924
- Zeller D. C., Russ G. R., 2000. Population estimates and size structure of *Plectropomus leopardus* (Pisces : Serranidae) in relation to no-fishing zones: mark-release-resighting and underwater visual census. Marine and Freshwater Research, Vol. 51/3, pp. 221-228