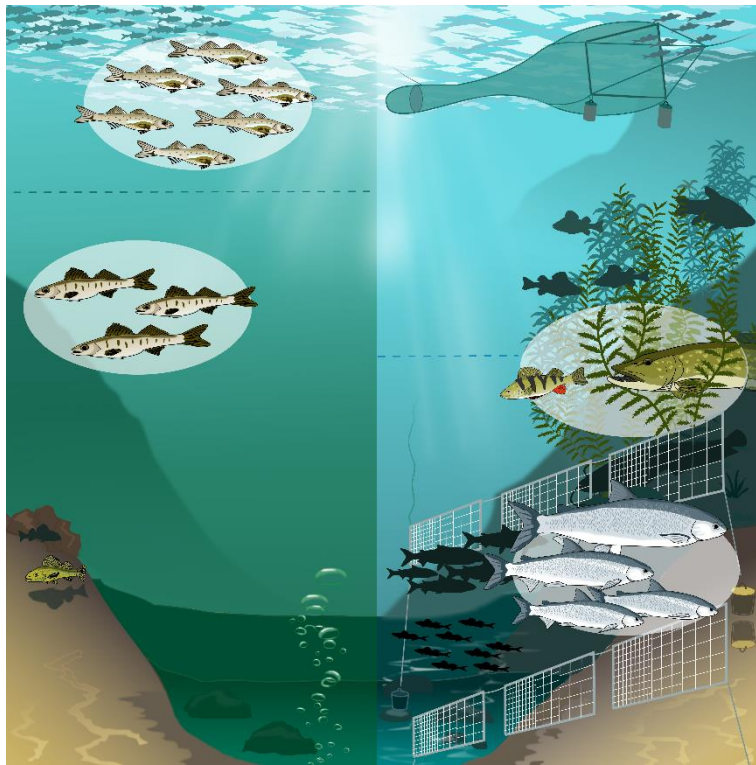


Přírodovědecká fakulta

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Příspěvek k managementu rybích obsádek stojatých vod

Habilitační práce



Petr Blabolil

České Budějovice, 2025

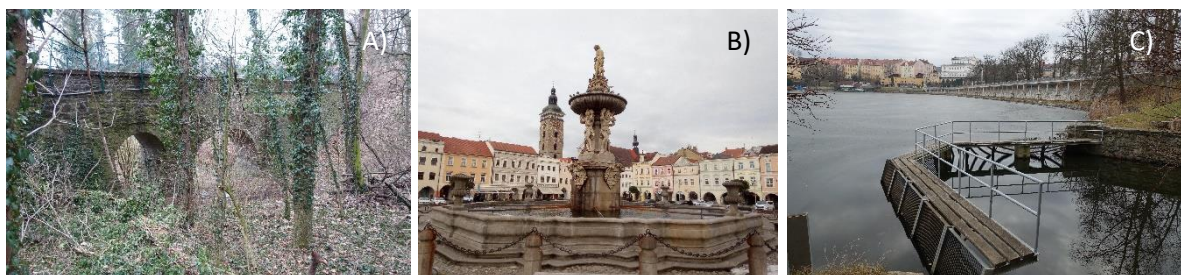
Obsah

Úvod	1
Část I. Úloha candáta obecného v nádržích	7
Část II. Reakce rybiho společenstva na environmentální stresory	17
Část III. Možnosti zefektivnění vzorkování tenatovými sítěmi	25
Navazující perspektiva výzkumu rybích obsádek	28
Závěr	34
Poděkování	35
Publikace zařazené v habilitační práci	36
Citovaná literatura	40
Přílohy	57

Kresba na titulní straně Zuzana Sajdlová. Pokud není v popisku obrázků uveden autor, jedná se vlastní obrázky nebo kolegů z Oddělení ekologie ryb a zooplanktonu Hydrobiologického ústavu BC AV ČR v.v.i. (<https://eu.zonerama.com/fishecu/978684>).

Úvod

Přítomnost vody je základní podmínkou života na Zemi v podobě, jak jej známe (Oro et al., 1990). Voda je klíčovým zdrojem v mnoha oblastech lidské civilizace – pitná voda, zemědělství, průmysl, doprava, rybařství, rekreace a sport. První lidské civilizace se rozvíjely v oblastech velkých řek a jezer (Mazoyer a Roudart, 2006). Zásobování obyvatel vodou začalo být v Evropě aktuální s rozvojem kulturních civilizací (Bruun, 2012; Krasilnikoff a Angelakis, 2019). Zprvu se voda přiváděla potrubími (obrázek 1A) z blízkých toků a akumulovala se v nádržích (kašny a vodojemy, obrázek 1B), později začaly být budovány nádrže přehrazením toků. Jedna z nejstarších nádrží ve střední Evropě vznikla v Táboře (obrázek 1C) na Košínském potoce v roce 1492 (Kubečka a Böhm, 1991). Hlavní éra výstavby velkých nádrží na území České republiky proběhla v druhé polovině minulého století (Havlíček et al., 2022), v zemích s rozvíjející se ekonomikou je nárůst počtu velkých nádrží pro hydroenergetiku očekávan v blízké době (Zarfl et al., 2015). Nádrže mohou být vystavěny k plnění specifického účelu (akumulace vody, výroba energie, nadlepšování průtoků, zavlažování, plavba, omezení vlivu povodní, chov ryb, tedy zásobní, ochranné, vytvářející vodní prostředí a upravující vlastnosti vody) nebo častěji jsou účely kombinovány s hierarchickým členěním podle důležitosti (Siegmond-Schultze et al., 2018). Stejně jako u přirozených vodních ekosystémů, působí na nádrže celá řada negativních faktorů, které jsou často spjaté s lidskou činností (průmyslová výroba, zemědělství, komunální odpadní vody) (Søndergaard a Jeppesen, 2007). Nebezpečné jsou například těžké kovy (Fu a Wang, 2011), farmaka a chemické látky pro osobní potřebu (např. antibiotika nebo steroidní léčiva) (Ortúzar et al., 2022) či nadměrný přísunu živin – eutrofizace (Smith, 2003). V neposlední řadě rostou obavy z vlivu změny klimatu na dostupnost vody (Pouget et al., 2012). Proto je důležité porozumět specifikům nádržových ekosystémů a možnostem pozitivního ovlivnění probíhajících dějů. Podle velikosti nádrže dochází k přechodnému prostředí mezi tekoucí a stojatou vodou. Oproti přirozeným jezerům jsou nádrže výrazně mladšími ekosystémy, které mají specifické vlastnosti.



Obrázek 1: A) Akvadukt z konce 15. století přiváděl vodu do Kutné Hory, B) Samsonova kašna z let 1721–1727 je jedním ze symbolů Českých Budějovic a C) hráz nádrže Jordán v Táboře (vzhled doznal změn během rekonstrukce v letech 2011–2014).

Morfologie nádrže kopíruje původní říční koryto s přílehlou nivou (přirozená jezera jsou převážně kruhovitá či elipsovitá), největší hloubka je u hráze (u jezer zhruba uprostřed), která zajišťuje řízený odtok vody pomocí přelivů a výpustí v různých hloubkách (především vodárenské nádrže) a/nebo ode dna (u jezer povrchovým odtokem či dnovými průsaky) (Jones a Smol, 2023). Nádrže mají obvykle vyšší poměr pobřeží k ploše hladiny než jezera, a tedy vyšší potenciál pro bodové či plošné znečištění erozí v případě kolísání hladiny

a zvýšených průtoků (Holdren et al., 2001). Nádrže mají jeden či více hlavních povrchových přítoků (jezera často více menších povrchových i podpovrchových), kratší dobu zdržení vody a větší povodí generující erozní částice a jiné zdroje znečištění než jezera (Jones a Smol, 2023). Pro kaňonovité nádrže je typický podélný gradient živin (přítoková část odpovídá říčnímu prostředí) a primární produkce od přítoku(ů) směrem ke hrázi (Rychtecký a Znachor, 2011). V případě dostatečné hloubky a morfologie omezující působení větru dochází v letním a většinou i zimním období k teplotní stratifikaci, která vytváří vertikální gradient teploty (během vegetační sezóny prohráté epilimnion následované skočnou vrstvou v metalimniu a teplotně homogenní hypolimnion, v zimě pak plovoucí led vytváří obrácenou stratifikaci nejchladnější vody pod ledem a opět stabilní hypolimnion) (Straškraba, 2004). Dalším gradientem je pak horizontální předěl mezi litorálem a volnou vodou (Stewart et al., 2017). Na těchto gradientech dochází ke změnám teploty, světelných podmínek a dostupnosti živin. Na všechny tyto gradienty reaguje vodní biota od primárních producentů ve volné vodě (fytoplanktonu) i přibřeží (kořenující rostliny) přes zooplankton a zoobentos po ryby.

Studium vodních ekosystémů u nás má dlouholetou tradici (Vrba a Rulík, 2017). Československá hydrobiologická škola přinesla světu mnoho zásadních objevů včetně kaskádovitého působení vyšších trofických úrovní na složky níže postavené ovlivňující ekologické procesy a kvalitu vody, tedy biomanipulaci. První zmínky o působení vyžíracího tlaku ryb na zooplankton můžeme najít již v klasické práci Antonína Friče a Václava Vávry z Černého jezera, kde po vysazení nepůvodního sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) pozorovali ubytěk perlooček (Frič a Vávra, 1898). Za skutečného otce myšlenky, a především experimentálního prokázání, působení vyžíracího tlaku ryb (tentokrát především kaprovitých ryb) na perloočky (zejména zástupce rodu *Daphnia*), který vedl k vegetačnímu zákalu vody je považován Jaroslav Hrbáček (Hrbáček, 1962). První pokusy byly provedeny na malých vodních útvarech – tůňích u Labe. Princip omezení planktonožravých ryb pro podporu kvality vody se dnes využívá především ve vodárenských nádržích (Halačka et al., 2018; Lusk et al., 1983).

Biomanipulace vodárenských nádrží prostřednictvím ovlivnění potravní sítě lze realizovat kontrolou zdola (bottom-up effect), prostřednictvím omezení vnosu živin (např. srážení fosforu v přítékající vodě či přímo v nádrži včetně povrchu sedimentu) a z vyšších trofických úrovní (top-down) redukcí nežádoucích převážně planktonožravých ryb (**Jůza et al., 2019b**). Za nežádoucí lze označit i většinu bentofágních druhů, které při hledání potravy mohou rozrušovat sedimenty na dně, čímž omezují možnost zakořenění rostlin a vířením sedimentu způsobují zakalení vody. Například ve Velkém Boleveckém rybníce v Plzni jsme v letech 2006–2010 intenzivními odlovy odstranili 80–90 % nežádoucích druhů ryb (amur bílý *Ctenopharyngodon idella*, cejn velký *Abramis brama*, kapr obecný *Cyprinus carpio*, plotice obecná *Rutilus rutilus* a perlín ostrobřichý *Scardinius erythrophthalmus*), do rybníka byly vysazeny dravé druhy (bolen dravý *Leuciscus aspius*, candát obecný *Sander lucioperca* a štika obecná *Esox lucius*). V rybníce bylo dále aplikováno srážení sloučenin fosforu síranem hlinitým a polyamoniumhydroxichloridem (PAX 18) a vysázeny kořenující rostliny parožnatky, stulíky žluté, stolístek klasnatý, lakušník štítnatý a další druhy (obrázek 2).



Obrázek 2: A) Aplikace srážení rozpuštěného fosforu a B) kultivace vodní vegetace v ohrádce během revitalizace Velkého Boleveckého rybníka (autor: J. Duras).

Během pěti let došlo ke změně jakosti vody z eutrofního systému (průhlednost 1,2–1,5 m, koncentrace celkového fosforu (TP) 40–50 $\mu\text{g l}^{-1}$ (z ang. Total Phosphorus) a chlorofylu *a* 20–25 $\mu\text{g l}^{-1}$) se sinicovými vodními květy (5 000 buněk v 1 mililitru) a nízkou průhledností k systému s vysokou průhledností a dobře vyvinutým porostem kořenujících rostlin, změnilo společenstvo fytoplanktonu (od převahy rozsivek (Bacillariophyceae), spájkivek (Conjugatophyceae), krásnooček (Euglenophyceae), zelených řas (Chlorophyceae) a sinic (Cyanophyceae) ke skrytěnkám (Cryptophyceae)) a mírně se zvýšilo množství zooplanktonu (pro perloočky z 1 219 ks dm^{-2} na 1 392 ks dm^{-2}) odpovídající mezotrofním systémům (průhlednost 4 m, koncentrace TP 20 $\mu\text{g l}^{-1}$ a chlorofylu *a* 5 $\mu\text{g l}^{-1}$) (obrázek 3). Snížením významné části planktonofágních ryb došlo k redukcí predančního tlaku na zooplankton, což umožnilo rozvoj většího (hrubého) zooplanktonu, který účinně odstranil planktonní řasy z vodního sloupce a zvýšila se průhlednost vody. Porost kořenujících rostlin se významně rozšířil a musel být omezován během vegetační sezóny žací lodí. Po zásahu je tak nezbytné dále o ekosystém pečovat a řešit zprvu neočekávané situace (Duras 2022).



Obrázek 3: A) Vegetační zákal ve Velkém Boleveckém rybníce v srpnu 2005 (autor: J. Duras) a B) přibřeží téhož rybníka během kontrolních odlovů v květnu 2018.

Bio-manipulativní zásahy jsou efektivnější v mělkých než v hlubokých teplotně stratifikovaných nádržích (Gulati et al., 1990). Jeden z důvodů je větší plocha pro rozvoj makrofyty v mělkých nádržích, které odebírají živiny a zvyšují heterogenitu prostředí (poskytují útočiště pro zooplankton i ryby včetně dravých druhů) (Mehner et al., 2002; Ozimek et al., 1990). V litorálu kaňonovitých nádržích jsou makrofyty nezdědky negativně ovlivněny kolísáním hladiny (obrázek 4), zároveň je třeba vynaložit značné úsilí k ovlivnění nežádoucího stavu obsádky (Sed'a a Kubečka, 1997).



Obrázek 4: Příklady degradovaného litorálu vlivem kolísání hladiny na A) nádrži Žlutice a B) umělém jezeře De Gijster.

V případě vodárenské nádrže Římov 10 km jižně od Českých Budějovic jsme provedli od dubna do července 2020 odlovy za využití tří odlovných metod: (1) v době před hlavním výtěrem kaprovitých ryb (duben) byl použit velký vězenec v přítokové části nádrže (Hladík a Kubečka, 2003), (2) během denního tření kaprovitých ryb (květen) elektrolov z lodí v příbřežních částech po celé nádrži (Miranda a Kratochvíl, 2008), (3) před a po období výtěru kaprovitých ryb (duben a začátek července) jsme provedli celkem 110 tahů dvoulodní vlečnou sítí (pelagický tral) ve všech částech nádrže s bezpečnou hloubkou pro pelagické tralování (Říha et al., 2012) (obrázek 5).



Obrázek 5: Odlovy planktonožravých ryb využitím: A) vězence instalovaném na přítoku, B) elektrolovem z lodí v příbřežích a C) dvoulodní vlečnou sítí ve volné vodě.

Během těchto odlovů bylo z nádrže odstraněno 26 655 jedinců, odpovídajících biomase 8 881 kg ryb, z nichž byly dominantními druhy ouklej obecná *Alburnus alburnus* a cejn velký. Porovnání inventarizačních průzkumů v srpnu 2019 a 2020 za využití tenatových sítí a hydroakustického průzkumu ukázalo snížení početnosti ryb podle sítí o 60 % a hydroakustiky o 79 % a z hlediska biomasy o 48 % podle sítí a 74 % podle hydroakustiky – tato disproporce je pravděpodobně způsobena absencí hydroakustického sledování v mělkých částech a oblastí blízko dna a hladiny (Baran et al., 2017; Říha et al., 2015). Významné snížení populací nežádoucích druhů ryb i v podmínkách velké kaňonovité nádrže je možné, je však třeba využít kombinace více metod a vyvinout značné lovné úsilí (Jůza et al., 2022). V tomto experimentu doposud chybí vyhodnocení vlivu zásahu do potravní sítě na kvalitu vody. Pro podporu biomanipulace byly všechny dravé ryby po ulovení pouštěny zpět. Podpora dravých druhů ryb se zdá být pro účely biomanipulace snazším způsobem, neboť odstranění nežádoucích ryb vždy zahrnuje kombinaci různých odlovných metod.

Cílenou podporu dravých druhů označujeme v biomanipulaci s využitím tzv. kaskádového efektu predace kontrolou shora dolů (top-down effect) (Carpenter et al., 2008). Tato podpora je obvykle realizována vysazováním uměle odchovaných ryb v rybnících, v sádkách či v jiných rybochovných zařízeních. Vysazují se ryby různých věkových kategorií podle předpokladu jejich adaptability na nové prostředí, potravních preferencích i nárocích při odchovu. V průběhu chovu v zajetí se jedinci přizpůsobují prostředí a ztrácí „nepotřebné“ vlastnosti. Typické vlastnosti akvakulturních ryb jsou rychlý růst, vysoký podíl přeměny potravy do svého těla, pomalejší metabolismus, zvýšení tukových zásob, vyšší plodnost a přežívání. Na úrovni jedinců platí, že čím delší pobyt v akvakultuře, tím hůře se ryby adaptují na prostředí volných vod (Weir a Grant, 2005). V akvakultuře jsou ryby chráněny před predátory a s dobou strávenou v těchto podmínkách ztrácí antipredační chování, hledání úkrytů a únikových reakcí. Potrava je rybám předkládána i několikrát za den, zpravidla je stejného typu, na který se ryby rychle naučí a nemají tak potřebu hledání jiných potravních zdrojů (Czerniawski et al., 2011). Navíc je typ potravy v přirozeném prostředí obvykle jiný. Tyto ryby tak mohou mít problém při přechodu na potravu vyskytující se v přirozeném prostředí a také jsou náchylnější k odlovení rybáři (Baur et al., 1976). Ke zvýšení přežívání vysazovaných ryb v přirozeném prostředí lze ryby postupně adaptovat jako například vystavení ryb kontaktu s predátorem či manipulací s prouděním (Šmejkal et al., 2021). Vysazením ryb do volné vody dochází ke skokovému doplnění vysokého počtu ryb často překračující kapacitu prostředí (především v potravě a úkrytech), rovněž dochází k narušení ustálených vazeb ve společenstvu, nárůstu agresivity, stresu, snížení kondice a růstu (Einum a Fleming, 2001). Ryby chované po dlouhou dobu v akvakultuře nemají vytvořené přirozené migrační a reprodukční chování a na trdlišťích bývají méně úspěšné. V případě, že se do reprodukce zapojí, mohou do populace vnést nežádoucí geny (Glover et al., 2017). Tyto ryby mají dočasně či trvale méně výrazné zbarvení, kratší ploutve, více tuku a v neposlední řadě jsou více náchylné k nemocem a parazitům. Celkově mají vysazené ryby (zejména menší jedinci) vyšší mortalitu než ryby z původní populace (Agostinho et al., 2010).

Efektivnější podporou cílových druhů, než vysazování, je zlepšení podmínek k vytvoření stabilních populací vytvořením vhodného prostředí ať krátkodobého (například instalace umělých třecích substrátů (Taylor et al., 2019), dlouhodobějšího (instalace plovoucích ostrovů (de Moraes et al., 2023) či přidání ponořeného dřeva a vytvoření mělké litorální zóny (Radinger et al., 2023), které zvyšují heterogenitu prostředí, a tím množství úkrytů, stinných

míst a potravní zdroje (obrázek 6). Trvalé struktury mohou zlepšit estetické vnímání, omezit erozi, mísení vody a odebrat rozpuštěné živiny (Nakamura a Mueller, 2008). Podpora populací dravých druhů ryb je obtížná, neboť jejich přežívání je ovlivněno mnoha biotickými a abiotickými proměnnými, které se mohou v průběhu času výrazně měnit.



Obrázek 6: Struktury podporující rybí populace: A) umělé třecí hnízdo (autor P. Vrána), B) umělý plovoucí ostrov a C) potopený keř.

Část I. Úloha candáta obecného v nádržích

Ichtyofauna České republiky je relativně druhově chudá, což je dáno lokalizací na střeše Evropy, spádovostí povodí Labe a Odry do úmoří, která byla významně ovlivněna zaledněním během ledových dob a omezenou diverzitou vodního prostředí. Za původní druhy ryb, které se v dospělosti živí převážně dravým způsobem života můžeme označit bolena dravého, candáta obecného, štika obecnou a sumce velkého (*Silurus glanis*). Při dosažení větších velikostí se převážně dravě živí i okoun říční (*Perca fluviatilis*), pstruh obecný (*Salmo trutta*), mník jednovousý (*Lota lota*), úhoř říční (*Anguilla anguilla*) a případně nepůvodní pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*). Při biomanipulaci se využívají nejčastěji první jmenované čtyři druhy ryb. Ve svém výzkumu jsem se převážně věnoval přirozenému doplňku candáta obecného. Tento druh je významný nejen z hlediska biomanipulace, ale rovněž je cíleně vysazován do rybářských revírů, kde patří k oblíbeným loveným druhům zejména kvůli vysoké kvalitě masa (Uysal a Aksoylar, 2005). S cíleným chovem candáta se na našem území začalo roku 1708 na Moravě (Hurt 1960) a v Čechách od roku 1784 na Třeboňsku, avšak hospodářské výsledky byly nízké a meziročně variabilní až do roku 1881, kdy Josef Šusta (obrázek 7) chov candáta rozdělil mezi výtěrové rybníčky, výtažníky a hlavní rybníky, přičemž důraz kladl krom složení „družiny rybníčné“ i na kvalitu vody a substrát dna (Šusta, 1884). Candátu se typicky daří v teplejších vodách s nižší průhledností, bez stabilní teplotní a kyslíkové stratifikace během léta (Kitchell et al., 1977; Nagięć, 1977). Vzhledem k atraktivitě a vrcholové pozici ve vodním potravním řetězci jsou candáti uměle vysazováni i do morfologicky méně vhodných vodních útvarů, jako jsou například kaňonovité nádrže (Argillier et al., 2003; Vehanen a Lahti, 2003).

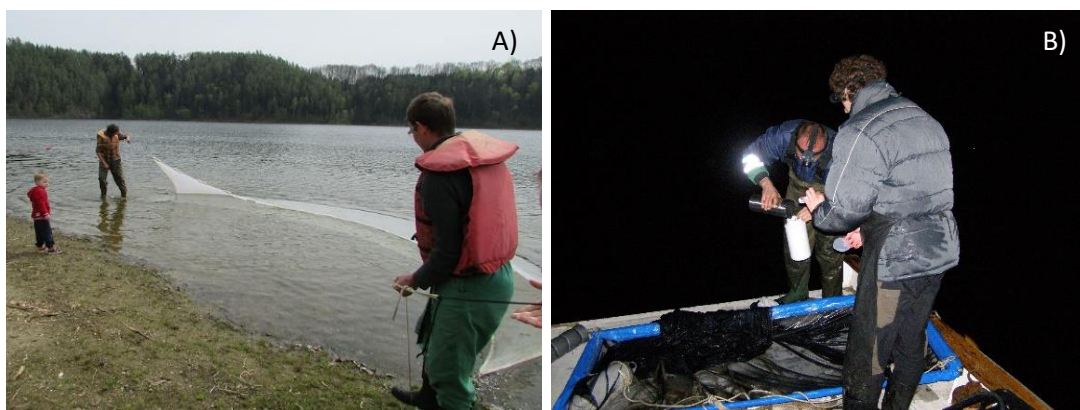


Obrázek 7: A) Pomník k počtu Josefa Šusty na hrázi rybníka Svět s candátem a B) jeho znovuvydané dílo z roku 1997.

V našich podmínkách lze za vhodnou nádrž považovat Lipno, ovšem ani zde nemají candáti na různých ustláno. V letech 1968 až 2005 s úlovky přesahujícími 10 000 jedinců a 15 tun candátů za rok byl tento rybářský revír označován za „ráj candátů“, následně však populace zkolabovala (Jůza et al., 2023). Jako reakce byla podniknuta ochranná opatření (zejména zvýšení nejmenší míry nástražní rybičky a všech druhů ryb mimo vyjmenovaných ve vyhlášce č. 197/2004 Sb.), která krátkodobě přispěla ke stabilizaci populace a rovněž zvýšení úlovků candátů. Po omezení ochranných opatření, ovšem nárůstu populace a úlovků na stav před kolapsem nenastal a je tak třeba hledat příčiny změn. Pravděpodobně došlo k více událostem současně, náš výzkum odlovy vlečnými sítěmi ve volné vodě během června a srpna

potvrzuje dostatečnou reprodukci candáta, ovšem úmrtnost je velmi vysoká (pokles hustot mezi červnem a srpnem o 99 %). Vysoká úmrtnost během první vegetační sezóny může být způsobena nedostatečným množstvím a složením potravních zdrojů (Peterka et al., 2003; Verreth a Kleyn, 1987), predací (Dörner et al., 1999) či dokonce kanibalismem starších ročníků (Frankiewicz et al., 1999; Lappalainen et al., 2006). Zásadním problémem candátů v Lipně se jeví jejich pomalý růst (v srpnu <50 mm standardní délka (SL)), kdy nepřechází na dravý způsob výživy a vykazují vysokou úmrtnost. Ke zpomalení růstu přispělo snížení úživnosti vody z průměrné koncentrace TP $39 \mu\text{g l}^{-1}$ na $29 \mu\text{g l}^{-1}$ a kolaps populace lze přisoudit přelovení rybáři.

Větší část velkých nádrží v České republice má morfologii kaňonovité nádrže. Takové nádrže se snadněji teplotně stratifikují a mají omezený litorál. Vývoj kohorty je komplexní proces ovlivněný mnoha faktory působícími v různý čas (Jakobsen et al., 2016). Na příkladu vodárenské nádrže Římov jsme analyzovali 13letou časovou řadu kolísavého populačního doplnku a snažili se pomocí inovativní statistické metody „redukce parametrů“ stanovit hlavní faktory určující sílu ročníku a jejich načasování (Blabolil et al., 2016b). Populační doplněk plůdku candáta zjištěný záťahovými sítěmi v litorálu a vlečnými sítěmi ve volné vodě (obrázek 8) byl negativně ovlivněn pouze počtem okounů říčních velikosti nad 10 cm SL, považovaných za nejvýznamnější predátory plůdku (Dörner et al., 1999). Analýza údajů z bentických a pelagických tenatových sítí určila i další významné faktory, zejména kolísání teploty (záporný vliv vyšší teploty v dubnu a květnu) a výšky hladiny vody (pozitivní vliv vyšší hladiny v dubnu a květnu). Tyto výsledky naznačují, že candáti v tomto typu nádrže prospívají při prodlouženém tření a postupnému přechodu na exogenní výživu typické během chladného jara (Ljunggren, 2002) a vyšší nabídce třecích substrátů vlivem vyšší hladiny (Dimitrieva, 1973). Věrohodnější model je kombinace specializovaných metod záťahových a vlečných sítí, neboť tenatové sítě jsou značně velikostně selektivní a jakožto pasivní metoda záleží na aktivitě ryb (Prchalová et al., 2009b). Vytvořený model z úlovků tenatovými sítěmi predikuje pouze část největších candátů tohoroční kohorty (0+). V této studii byly použity údaje s měsíčním časovým rozlišením, ovšem je možné, že procesy, které určují početnosti 0+ ryb, probíhají v kratším časovém měřítku a je zapotřebí častějšího a opakovaného monitoringu. Během této studie jsem zjistil, že nejvyšší hustoty candátů, a tedy nejrobustnější odhad síly ročníku, lze získat odlovy vlečnou sítí ve volné vodě. Proto jsem především tuto metodu využil v nadcházejících studiích.

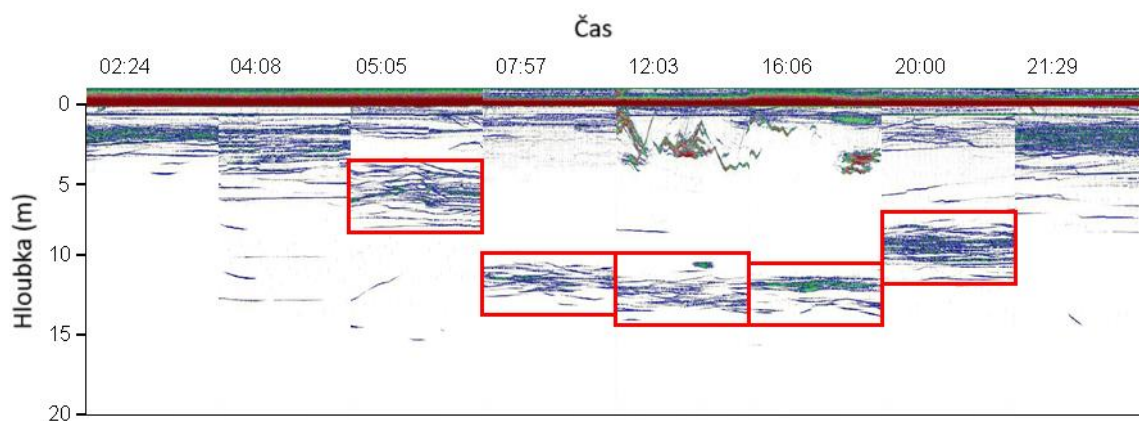


Obrázek 8: A) Odlovy pomocí plůdkové záťahové sítě v litorálu a B) vybírání úlovku z plůdkové vlečné sítě na volné vodě.

V navazující studii opět na Římovské přehradě jsme v letech 2007 a 2008 sledovali hustoty a velikosti candátů odlovy vlečnými sítěmi od detekce jejich kulení po dobu 50 dnů (2007: 1., 11., 21., 31. května a 12. června; 2008: 24. dubna, 1., 5., 26. května, 5. a 11. června) (Blabolil et al., 2019). Vzorkování probíhalo v noci s výjimkou denního vzorkování 12. června 2007 a 26. května 2008. Průběh změn početnosti v hrázové oblasti (do vzdálenosti 1,5 km od hráze před prvním meandrem nádrže) tzv. jezerní byl v obou letech zcela odlišný. V roce 2007 nadějná silná kohorta čítající $113,6 \pm 32,1$ (průměr \pm směrodatná odchylka) jedinců 1000 m^{-3} již 1. května a narůstající na hustotu $203,9 \pm 39,2$ jedinců 1000 m^{-3} 21. května do dalšího odlovu po 10 dnech klesla na $3,3 \pm 0,7$ jedinců 1000 m^{-3} a do konce sledování zůstala nízká. V nadcházejícím roce docházelo k navyšování hustoty postupně od $4,2 \pm 7,2$ jedinců 1000 m^{-3} 24. dubna o 1,68 jedince 1000 m^{-3} za den po $82,0 \pm 43,3$ jedinců 1000 m^{-3} 11. června. Zcela odlišný byl rovněž průběh růstu candátů, který byl v roce 2007 nejprve velmi rychlý z průměrných $5,9 \pm 0,4 \text{ mm SL}$ 1. května na $13,0 \pm 1,4 \text{ mm SL}$ 21. května, kdy se následně v kohortě vyskytovali candáti shodné či menší velikosti. V roce 2008 byl růst candátů v kohortě kontinuální a výrazně pomalejší než v prvním období 2007 (sklony přímk lineárních regresí, 2007: 0,36; 2008: 0,18). Analýza denního stáří candátů z otolitů potvrdila, že rychle rostoucí candáti v roce 2007 z kohorty takřka zmizeli a zbyli pouze pomalu rostoucí jedinci. V roce 2008 pak došlo k prodloužení tření a kulení candátů, a tedy průběžnému doplňování kohorty.

Hlavní rozdíl mezi oběma roky byly změny v prostředí, hladina vody byla v roce 2007 v průměru o 1,37 m vyšší než v roce 2008, zároveň teplota vody byla v prvním roce vyšší (1. května, 2007: $15,1 \text{ }^\circ\text{C}$ a 2008: $12,5 \text{ }^\circ\text{C}$), což mohlo stimulovat více candátů k jednorázovému výtěru a zkrácení doby inkubace, než v době omezené dostupnosti substrátu a postupného ohřívání vody (Lappalainen et al., 2003). Krátká doba pro vývoj ve stadiu jiker měla za následek líhnutí menších larev, které vykazovaly vyšší mortalitu (Löffler et al., 2008). V kritickém termínu 25. dubna dosáhla teplota v roce 2007 $20,5 \text{ }^\circ\text{C}$ a 2008 $15,9 \text{ }^\circ\text{C}$. Vyšší teplota by měla teplomilnému candátu teoreticky svědčit (Hokanson, 1977), ovšem zároveň potřebuje dostatečné množství potravy – zooplanktonu vhodné velikosti (Persson a Brönmark, 2008; Wang et al., 2009). Zásadní pravděpodobně bylo vyčerpání zdrojů zooplanktonu, kdy hustoty perlooček i klanonožců mezi termíny, kdy došlo ke kolapsu v roce 2007, poklesly (perloočky z 1 051 na 961 a klanonožci z 3 030 na 1 081 jedinců dm^{-2}) na rozdíl od roku 2008, kdy se zvýšily (perloočky z 2 520 na 3 852) či nebyly zcela vyčerpány (klanonožci z 7 711 na 2 552 jedinců dm^{-2}). V podmínkách kaňonovité nádrže s omezeným množstvím potravy je pro candáty výhodnější pozvolnější oteplování vody vedoucí k prodlouženému tření a kulení plůdku, tedy obdobné závěry jako v předchozí studii (Blabolil et al. 2016b). Identifikace přesného načasování kolapsu kohorty včetně změn v prostředí byla v podstatě náhodná a velmi podnětná. Další otázkou tak bylo rozšíření studie na širší oblast nádrže.

Vzorkovací schéma z předchozí studie jsme rozšířili o sledování 0+ candátů v epipelagické vrstvě (nad termoklinou) a batypelagické vrstvě (pod termoklinou, obrázek 9) ve třech částech nádrže, konkrétně výše zmíněná hrázová, dále střední a horní část (**Blabolil et al., 2023b**). Odlovy proběhly během dne 26. a 29. května a během noci 5. a 11. června 2008. Nejvyšší hustota candátů byla zjištěna ve střední části nádrže (147 jedinců 1000 m^{-3} během dne a 285 jedinců 1000 m^{-3} v noci), ve srovnání s hrázovou částí (39 jedinců 1000 m^{-3} během dne a 78 jedinců 1000 m^{-3} v noci) a horní (42 jedinců 1000 m^{-3} během dne a 283 jedinců 1000 m^{-3} v noci) částí. Nejrychlejší růst candátů byl v horní části nádrže a nejpomalejší v části hrázové, ve směru od hráze k horní části se rovněž zvyšovala velikost ryb. Tyto populační závislosti lze vysvětlit gradientem úživnosti nádrže: od eutrofního přítoku po oligotrofní stav u hráze (Rychtecký a Znachor, 2011). Další vysvětlení může být poměr mezi rozlohou litorální (místo tření a líhnutí candáta) a pelagické oblasti (prostor výskytu časných stádií, Čech et al., 2007). Podíl pelagické oblasti vodní nádrže Římov proti proudu klesá, a proto dochází ve střední části nádrže k vyšším hustotám pelagických candátů. Ačkoli batypelagická vrstva s nižší teplotou, koncentrací rozpuštěného kyslíku a omezeným množstvím potravních zdrojů není pro juvenilní candáty optimální místo pro růst. Starší část kohorty větších candátů do této oblasti během denního období migruje pravděpodobně z důvodu úniku před predátory (Sajdlová et al., 2018) a na noc se přesouvají do epipelagické vrstvy k lovu potravy obdobně jako příbuzní okouni říční (Čech et al., 2005). Pouze největší jedinci kohorty si mohou dovolit diurnální migrace, neboť dosáhli dostatečné schopnosti plavání (vyvinuté ploutve a funkční plynový měchýř) a zároveň jde o jedince nejsnáze detekovatelné predátory z důvodu vyvinuté pigmentace (Wardle, 1986). Část candátů migrující do batypelagické vrstvy během dne pravděpodobně významně přispívá k jedincům, kteří přežili první měsíce života, ovšem i tak jsou početnosti kohort značně proměnlivé, a proto je vysazování ryb z akvakultury často využívaným prostředkem k podpoře populací candáta obecného (Wysujack et al., 2002).



Obrázek 9: Složení echogramů hydroakustického průzkumu zaznamenaných během diurnálního cyklu. Červenými obdélníky je zvýrazněna batypelagická vrstva okounovitých ryb.

Vysazování candátů je v našich podmínkách nejčastěji praktikováno od konce léta do podzimu či jara 0+ či ročními jedinci. Opět v nádrži Římov jsme v letech 2007–2009 sledovali predaci vysazených juvenilních bolenu dravých, candátů obecných a štik obecných pomocí tenatových sítí, do nichž se z dravých druhů krom výše jmenovaných chytali i okouni říční (**Jůza et al., 2024b**). Porovnání složení potravy piscivorních jedinců ukázalo, že právě

vysazení candátů jsou nejnáchylnější k predaci všemi ulovenými dravými druhy (1,1 uloveného jedince na 1 kg predátora). Nejvýznamnějším predátorem byli příslušníci vlastního druhu, kdy při vysazení juvenilních candátů, tyto jedinci tvořili 100 % zastoupení rybí potravy v porovnání se štikou (75 % zastoupení), okounem říčním (70 % zastoupení) a bolenem dravým (12,5 % zastoupení). Candát je výrazně kanibalistickým druhem, který při vysokých hustotách zejména juvenilních jedinců je schopen jejich regulace (Frankiewicz et al., 1999; Lappalainen et al., 2006). Dalším klíčovým predátorem zejména kvůli častému výskytu v našich vodách je okoun říční (Blabolil et al., 2021a), který při nalezení potravního zdroje loví vyšší počty/biomasy jedinců (Adámek et al., 2019). Možným vysvětlením zvýšené náchylnosti vysazených candátů predaci je jejich chování, kdy jsme pozorovali, že vysazené ryby během dne setrvávají u dna na místě vysazení, kde čekají do soumraku, kdy projevují vyšší aktivitu (Horký et al., 2008). Z praktického hlediska lze doporučit vysazení většího počtu candátů na jedno místo než jejich rozvážení po větší ploše, kde by hrozila predace různými rybami.

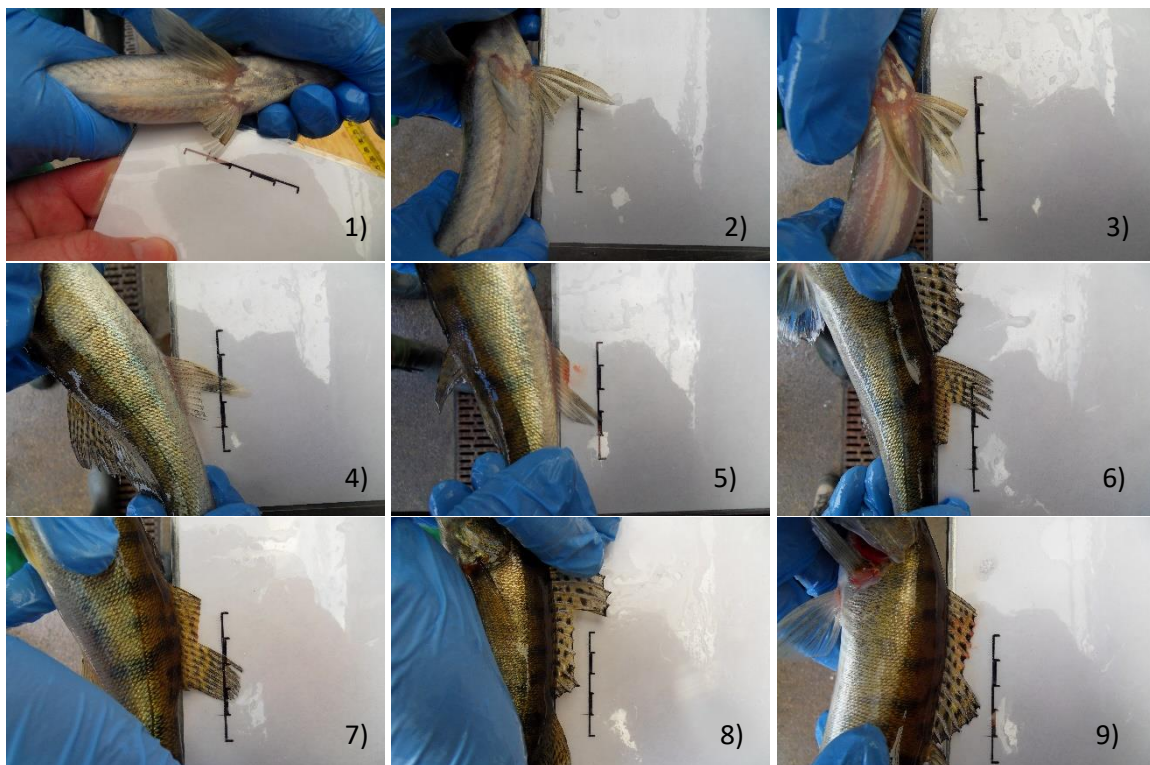


Obrázek 10: Vysazování ročních candátů odchovaných v rybníce do vodárenské nádrže.

Předchozí studie se zabývala pouze mírou predace vysazených ryb v době vypuštění, proto jsme následující pokus na vodárenské nádrži Hubenov u Jihlavy zaměřili na vyhodnocení příspěvku vysazených candátů k celkové populaci v nádrži (Jůza et al., 2024a). V dubnu 2023 jsme do nádrže vysadili 10 653 ročních candátů odchovaných v rybníce (obrázek 10), kteří byli značení střížením levé břišní ploutve. V srpnu téhož roku jsme provedli komplexní ichtyologický průzkum využitím záťahových sítí v noci, elektrolovu z lodi během dne i noci a tenatovými sítěmi instalovanými přes noc. Podle úlovků tenatovými sítěmi candátů nevyužívali oblasti volné vody a hloubky pod 3 m, kde koncentrace rozpuštěného kyslíku klesala pod 4 mg l^{-1} blíží se limitní hodnotě přežití (Schäfer et al., 2021). Elektrolovem jsme vzorkovali nejmělkčí část do hloubky zhruba 1,5 m a zároveň všichni candátů ulovení touto metodou byli uloveni v noci, žádný ve dne, což odpovídá ekologii druhu (Aarts a Breukelaar, 2017). Výška záťahové sítě činila 4 m a při přepočtu prolovené plochy na celou plochu vhodného prostředí jsme dospěli k vyhodnocení, že v srpnu bylo v celé nádrži přítomno přibližně 688 vysazených jedinců, což představovalo 6,5 % přežívání. Vysoká mortalita byla překvapující, neboť u příbuzného candáta severoamerického (*Stizostedion vitreum*) bylo během srovnatelného období prvního roku přežívání 28 % pro jedince velikosti 10–18 cm a 14 % pro jedince velikosti 5–8 cm (Laarman a Schneider, 1986). Úmrtnost byla pravděpodobně daná vysokou početností dravých ryb, kdy zejména starší okouni říční byli v nádrži relativně hojní

(>200 jedinců 1000 m⁻² bentických tenatových sítí v hloubce do 3 m). Zpětně chycení candáti vykazovali dobrý růst (posun koeficientu *b* v délko–váhovém vztahu) a kondici (zvýšení Fultonova koeficientu oproti vysazení). Z odebraných 14 jedinců mělo osm prázdný zažívací trakt a ostatní se živili nejčastěji 0+ okouny říčními, nejhojnější juvenilní ryby v nádrži (>3000 jedinců 1000 m⁻² bentické tenatové sítě v hloubce 0–3 m). Nejkvantitativnější výsledky byly získány využitím zátahových sítí v noci jak z hlediska načasování, tak prolovení celé oblasti, kde se candáti vyskytovali. Navzdory vysoké úmrtnosti představovali vysazení candáti 85 % všech ročních candátů v nádrži. To poukazuje na účinnost jarního vysazování jako vhodného postupu k podpoře populace candáta obecného v nádržích a zároveň zdůrazňuje potřebu značení ryb k ověření účinnosti vysazování.

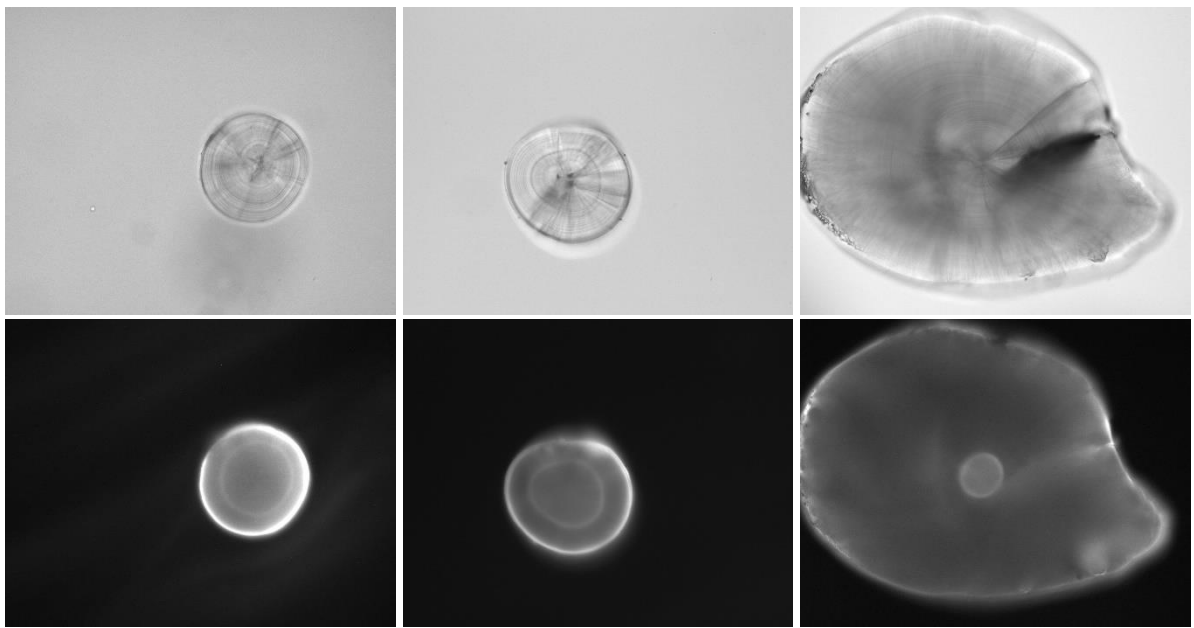
Značení ryb je poměrně kontroverzní zejména u citlivých druhů, neboť může mít vliv na růst a přežívání ryb (Coble, 1971; Hansen, 1988). V případě starších jedinců lze využít metodu střížení ploutve, která je rychlá a levná (Thompson et al., 2005). Zásadní je výběr ploutve a ověření detekovatelnosti (čitelnosti) značení, růstu ryb a jejich přežívání. K ověření vhodného výběru značení jsme připravili experiment, kdy bylo do devíti morfologicky i troficky podobných rybníků (0,2 ha, průměrná hloubka 1 m) vysazeno po 20 jedincích ročních candátů obecných (Jůza et al., 2024c). V každém rybníce byli candáti značeni střížením celé či části jedné ploutve: (1) levá břišní ploutve napříč, (2) měkké paprsky levé břišní ploutve (zadní část), (3) tvrdé paprsky levé břišní ploutve (přední část), (4) měkké paprsky řitní ploutve (zadní část), (5) tvrdé paprsky řitní ploutve (přední část), (6) zadní část druhé hřbetní ploutve, (7) přední část druhé hřbetní ploutve, (8) zadní část první hřbetní ploutve a (9) přední část první hřbetní ploutve (obrázek 11).



Obrázek 11: Ukázka střížení jednotlivých ploutví využitých v rybníčním experimentu.

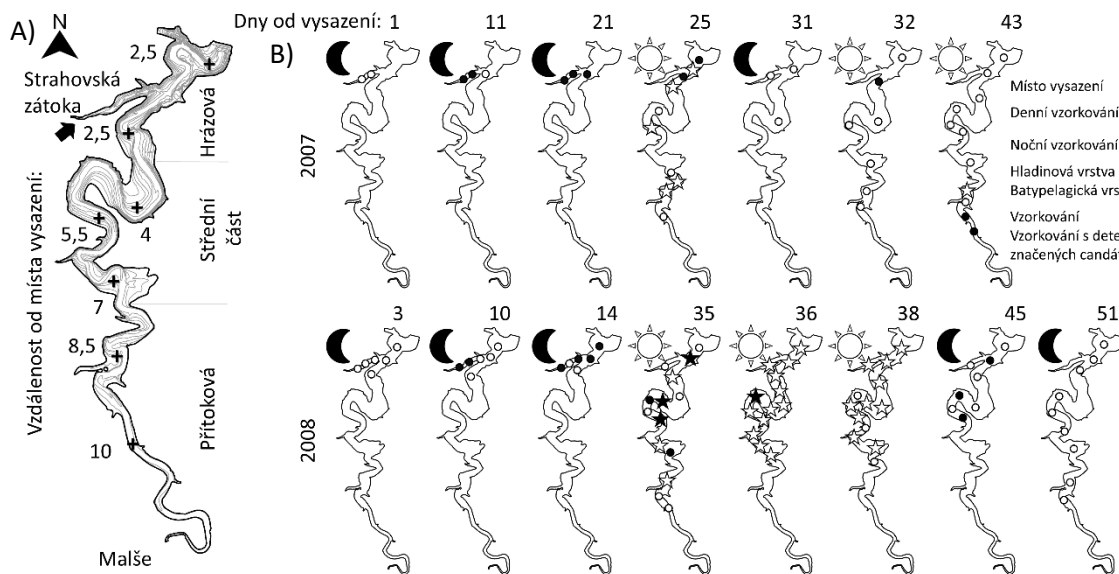
Candáti byli do rybníků vysazeni na konci března 2023 a následně byly v měsíčním intervalu prováděny odlovy záťahovou sítí, kdy byli candáti váženi a pořizována fotodokumentace střižené ploutve. Na konci sezóny po 202 dnech experimentu byly rybníky vyloveny a ryby zpracovány. Průměrná úmrtnost candátů činila 77 %, nejnižší 60 % byla v rybníce, kde byla střižena přední část druhé hřbetní ploutve (7) a opačně nejvyšší 90 % v rybníce se střižením přední části první hřbetní ploutve (9). Vysoká úmrtnost byla pravděpodobně způsobena absencí potravních ryb v rybnících, kdy se candáti živili bezobratlými a obojživelníky (M. Bláha, osobní pozorování). Během experimentu se zvyšovala váha candátů, přičemž růst se lišil mezi rybníky. Nejpomaleji v rybníce se střižením levé břišní ploutve napříč (1) a nejrychleji v rybníce se střižením tvrdých paprsků levé břišní ploutve (3). V sezóně se zhoršovala čitelnost značení, jež byla opět odlišná mezi rybníky. Nejlepší čitelnost značení byla v rybnících se střižením levé břišní ploutve napříč (1) a opačně nejhorší byla v rybnících se střižením měkkých paprsků levé břišní ploutve (2, v důsledku absence vzorků během prvních dvou odlovů). Posledním hodnoceným parametrem byla regenerace části ustřižené ploutve, která byla nejpomalejší v případě přední a zadní části první hřbetní ploutve (8, 9) v porovnání s ostatními značeními. Z experimentu vyplývá, že u větších candátů je optimálním značením střižení měkkých paprsků, tedy zadní části břišní, řitní a druhé hřbetní ploutve. Střižení tvrdých paprsků je patrně vážnějším zásahem zvyšující mortalitu candátů, přičemž nezvyšuje čitelnost. I v případě rychlé regenerace části ustřižené ploutve, značení měkkých paprsků bylo stále dobře čitelné, neboť docházelo k zakřivení paprsků a deformitám ploutví či jejich částí.

Ověření značení časných larválních stádií candátů bylo komplikovanější, než u starších jedinců vzhledem k malé velikosti ryb a vysoké citlivosti k zacházení (Fielder, 2002). Na rozdíl od starších ryb je vysazování jiker či čerstvě vykuleného plůdku výrazně levnější a z určitého pohledu i smysluplnější z důvodu minimální péče v líhni, snadnému transportu a vývoji kohorty přímo v nádrži s přirozeným výběrem (na rozdíl od umělé selekce v akvakultuře) (Brooks et al., 1994; Hagen et al., 2019). Vzhledem k malé velikosti jsme testovali hromadné značení 50 000 čerstvě vykulených candátů (stáří 3–5 dnů) v roztoku antibiotika oxytetracyklinu hydrochloridu (OTC) o koncentraci 800 mg l⁻¹ (Blabolil et al., 2018b). Koupel v laboratoři trvala přes noc od 23:00 do 7:00, poté jsme candáty převezli a po vyrovnání teploty 14. května 2006 vypustili do venkovního bazénu u terénní stanice nedaleko nádrže Římov. Během koupele se OTC se navázal na kalcifikované struktury, jež byly v této fázi především otolity (Allemand et al., 2007). Úmrtnost candátů během značení byla v průměru jen 4,4 % díky relativně nízké hustotě ryb. V týdenních intervalech jsme odlovovali po 10 jedincích, ti byli zamrazeni a do pěti měsíců z nich byly vypreparovány otolity, přilepeny na mikroskopické sklíčko a prohlédnuty pod mikroskopem k detekci fluoreskující značky (obrázek 12). Candáti rostli během celého období experimentu, přičemž nejvíce v době nárůstu teploty v druhé půli experimentu. Značení OTC jsme zjistili během celého období, ovšem po šestém týdnu života, kdy velikost otolitu přesáhla 1,3 mm délky a 0,7 mm šířky bylo třeba jeho ztenčení opilováním smirkovým papírem (hrubost 4 000 a 600), což prodloužilo čas zpracování v průměru z 5 min na 15 min. Značení OTC bylo ověřeno jako účinná metoda, ovšem je třeba dbát na její specifika, jako je vyrovnání pH roztoku (OTC má přirozeně nízké pH), vyrovnání teploty před vysazením, optimálně značení přes noc k omezení stresu ryb i zajištění kvality značení, uchování materiálu k detekci v tmavých prostorách a jeho rychlé zpracování (na světle dochází k rozkladu OTC, Li et al., 2019). Zásadní nevýhodou metody je invazivní extrakce otolitů z hlavové části candáta.



Obrázek 12: Ukázka otolitů candátů značených roztokem oxytetracyklinu hydrochloridu (OTC) ve velikostech 6,5, 8 a 14 mm standardní délky ryb. V druhé řadě jsou otolity ve fluorescenčním spektru, kde světlý kruh odpovídá navázání OTC.

Metodu značení larev candátů OTC jsme využili ve studii, kdy bylo v roce 2007 vysazeno 189 800 jedinců a v roce 2008 306 500 jedinců čerstvě vykulených uměle odchovaných (1–3 dny) značených candátů (Blabolil et al., 2023a). Vysazení proběhlo v přítokové části Strahovské zátoky, jež se nachází v hrázové části nádrže Římov, která byla vybrána jakožto polouzavřený systém zmenšeniny vlastní nádrže. V obou letech probíhaly odlovy plůdkovou vlečnou sítí ve zhruba desetidenním intervalu po 43 a 51 dnů. Z každého odlovu byli vybráni candáti, u nichž byly v laboratoři vypreparovány otolity k určení přítomnosti OTC značky. V roce 2007 bylo chyceno 2 102 candátů, u 635 jedinců vypreparovány otolity a 33 určeno jako značené (5,2 %). V roce 2008 bylo chyceno 9 448 candátů, v laboratoři zpracováno 2 787 jedinců a z nich 41 určeno jako značené (1,5 %). Během obou let nebyli značení candáti zjištěni během prvního odlovu 1 a 3 dny po vysazení, což odpovídá období před naplněním plynového měchýře (Blecha et al., 2019). Až následně se candáti přesunuli do volné vody, kde byla většina značených candátů zjištěna ve Strahovské zátoce a přilehlé hrázové části nádrže během celé doby sledování. Výjimkou byli v roce 2007 čtyři značení candáti zjištěni v přítokové části nádrže zhruba 10 km od místa vysazení. Těmto odlovům předcházelo dvacetidenní období silného větru ve směru k přítoku, které mohlo vytvořit vodní proud napomáhající migraci candátů. Podobně v roce 2008 bylo po měsíci od vysazení osm značených candátů zjištěno ve střední části nádrže zhruba 5–7 km od místa vysazení (obrázek 13).



Obrázek 13: A) Mapa nádrže Římov rozdělená na tři části, zobrazující vzdálenosti od místa vysazení značených candátů v kilometrech a hloubkových vrstevnicích v intervalech 5 m. B) Schéma časového a prostorového vzorkování v nádrži ve dne a v noci v letech 2007 a 2008.

Migrace candátů odchovaných v líhni je pravděpodobně individuálně specifická, velmi variabilní a závislá na proudění vody, které i v podmínkách kaňonovité nádrže může být ovlivněno větrem (Kovalev, 1976). V roce 2008 jsme 35. den od vysazení candátů vzorkovali během dne hladinovou i batypelagickou vrstvu a zjistili výskyt značených candátů v obou vrstvách současně. Diurnální vertikální migrace u části candátů z umělé reprodukce byla překvapením, neboť doposud byly tyto migrace popsány pouze pro jedince okouna říčního (Čech et al., 2005; Sajdlová et al., 2018) a candáta (Blabolil et al., 2023b) z přirozeného výtěru. Šíření candátů mohlo být akcentováno vysazením do hrázové oblasti, tedy nejméně úživné části nádrže (Rychtecký a Znachor, 2011), a tedy nejméně příznivých podmínek pro candáty (Nagięć, 1977). Ve studii jsme zdokumentovali migraci v rámci nádrže, ovšem o emigraci po proudu výpustním zařízením nemáme žádné informace (Pavlov et al., 2008). Studie dokládá vysokou mobilitu a flexibilitu ve využívání prostředí během časně ontogeneze a plasticitu chování candáta obecného, což je pravděpodobně ovlivněno sháněním potravy, predací, fototaxi či učením od ryb původem z nádrže spíše než genetickými vlohami, které nebyly potvrzeny u příbuzného okouna říčního (Kalous et al., 2017). Z praktického hlediska lze vyhodnotit, že výtěr candátů v nádrži produkuje nezanedbatelné množství jedinců, kteří se rychle šíří ve volné vodě. Vysazení ryb by mělo probíhat na jednom místě ideálně v nejproduktivnější části nádrže.

Studiu ekologie dravých druhů je věnována značná pozornost pro podporu jejich populací. Běžnou praxí v tuzemsku je vysazování dravých druhů do vodárenských nádrží pro podporu biomanipulace a do nádrží s povolením sportovního rybaření ke zvýšení atraktivity revírů. Ve studii Vaška et al. (2013) jsme vyhodnotili vliv dravých druhů ryb (bolena dravého, candáta obecného, sumce velkého, štiky obecné, větších jedinců okouna říčního ≥ 15 cm SL a pstruhů obecných a duhových ≥ 30 cm SL) na nižší trofické úrovně ve 13 českých nádržích. Vysazování dravých druhů i jejich biomasa zjištěná tenatovými sítěmi ve vodárenských i rekreačních nádrží byla v obdobném množství. Biomasa dravých druhů neměla

významný vliv na biomasu planktonu– a bentožravých ryb a koncentraci chlorofylu *a*. Tyto parametry úživnosti pozitivně korelovaly s koncentrací TP, což dokládá kontrolu zdola živinami. Hlavními druhy nádrží byly vysokotělé plotice obecné, cejni velcí a případně perlíní ostrobříší, které menší jedinci dravců nedovedou pozřít (Hambright et al., 1991) a zároveň vzhledem k vysoké plodnosti doplní ztráty predací (Mills, 1991). V rekreačních českých nádržích rybáři v průměru odlovili $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ dravých druhů ryb. Ve vodárenských, ač je vstup a rybolov zakázán, pytláci patrně odlovují ryby $>40 \text{ cm SL}$ bez pravidel, jak napovídá obdobná struktura společenstva. Jako kontrolní lokality byly využity tři umělé nádrže v Holandsku, které mají břehy po celém obvodu zpevněné asfaltobetonem, jsou destratifikovány systémem aerátorů a nikdy do nich nebyly vysazovány ryby, ty jsou pouze nasávány spolu s eutrofní vodou z řeky Mázy a rybolov je zakázán. Za těchto silně ovlivněných podmínek ve společenstvu dominují ($>50 \%$ biomasy) dravé druhy, v prvních dvou nádržích v kaskádě candát obecný a v poslední (živinami nejchudší) okoun říční, které přispívají ke zvýšení kvality vody. V silně eutrofních vodách ($>0,6\text{--}0,8 \text{ g m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$) s dominancí koloniálních sinic (Znachor et al., 2006) jsou běžně dostupné biomanipulační zásahy málo účinné a pro zvýšení kvality vody je třeba snížit vnos živin či aplikovat další zásahy jako je teplotní a kyslíková destratifikace a omezení vhodného litorálu k rozmnožování kaprovitých ryb či opačně podpořit rozvoj litorálu s makrofyty (Benndorf et al., 2002). Za běžných podmínek tak struktura rybího společenstva odráží charakteristiky vodního prostředí.

Část II. Reakce rybího společenstva na environmentální stresory

Rybí společenstvo spolu s fytoplanktonem, akvatickou flórou a bentickými bezobratlými jsou biologickými složkami pro klasifikaci ekologického potenciálu nádrží (z definice silně ovlivněné vodní útvary kategorie jezero) podle Rámcové směrnice o vodách (RSV, EC, 2000). V případě rybího společenstva je využívána citlivost jednotlivých druhů na různé podmínky prostředí včetně antropogenních stresorů (Karr, 1981; Karr et al., 1986), relativně dlouhá doba života, čímž integruje dlouhodobé změny a zároveň citlivost k akutním situacím v ekosystému (Petitjean et al., 2019; Whittier, 2020). Ryby jsou mobilní v rámci vodního útvaru, nalzáme mezi nimi zástupce různých (především vyšších, čímž integrují níže položené) trofických úrovní, které mohou měnit v průběhu ontogeneze či sezóny (Lindeman, 1942; Říha et al., 2011). V neposlední řadě se využívá popularity ryb, kombinace komerčního (v našich podmínkách především rybníkářství) a rekreačního rybolovu naznačuje, že ryby jsou vhodnější než ostatní biologické složky pro prosazení opatření ke zlepšení ekologické kvality. Cílem RSV je dosažení aspoň „dobrého“ ekologického stavu a potenciálu všech vodních útvarů do roku 2027 (původně 2015). Navíc vytvořené metodiky hodnocení jednotlivých biologických složek musí být porovnány (interkalibrovány) v rámci geograficky podobného území a nastaveny jednotné hranice ekologických tříd (Birk et al., 2013; Poikane et al., 2015).

Stejně jako přirozené vodní útvary trpí nádrže řadou stresorů působících často současně (především eutrofizace, acidifikace, rybářský tlak, nepůvodní druhy, obrázek 14), a navíc jsou ovlivňovány specifickým managementem vyplývajícím z účelu(ů) dané nádrže (kolísání hladiny, úpravy břehů pro rekreaci) (Zerbe, 2023). Vliv využívání plnicí ekosystémové funkce pro společnost podle RSV nemůže být považován za stresor (EC, 2000). Díky všem specifickým vlastnostem a funkcím nádrží je přístup k hodnocení ekologické kvality relativně odlišný od přirozených jezer (Launois et al., 2011). Shodné přístupy vyplývají z RSV a doplňujících dokumentů, v případě rybího společenstva členské státy musí vybrat indikátory citlivé na významný antropogenní stresor či stresory zahrnující *složení, četnost a věkovou strukturu*. Využití jednoho indikátoru může mít omezenou vypovídající hodnotu, jejich kombinace reflektující významnou část rybího společenstva poskytuje informaci o reálných ekologických podmínkách ve vodním ekosystému (Karr et al., 1986). V případě rozdílných závislostí indikátorů na stresory v rámci souboru lze nádrže rozdělit podle typologie na podobnější celky.



Obrázek 14: Příklady stresorů působících na vodní ekosystémy: A) eutrofizace způsobující nadměrný rozvoj fytoplanktonu, B) Čertovo jezero bylo od 60. let významně ovlivněno acidifikací. C) rybářský tlak působí selektivně na komerčně významné druhy, D) jedním z nejvýznamnějších nepůvodních invazních druhů v našich vodách je slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*).

V první studii jsme vytvořili relativně jednoduchou metodiku hodnocení ekologického potenciálu nádrží pro praktické využití (Blabolil et al., 2017b). Údaje o rybím společenstvu byly nashromážděny ze 17 českých nádrží v období 2004–2012 (41 nádrže–roků) podle standardní metodiky odlovy bentickými a pelagickými tenatovými sítěmi na různých lokalitách podélného profilu (2 až 6 podle velikosti nádrže) a hloubkových vrstvách během letní teplotní a kyslíkové stratifikace. Jako nejvýznamnější stresor byla uvažována eutrofizace vyjádřená jako koncentrace TP (3letý průměr z odběrů během vegetační sezóny z různých míst podélného gradientu epilimnetické vrstvy). Na základě literárních zdrojů a osobních zkušeností bylo připraveno 48 rybích indikátorů s potenciálem reakce na eutrofizaci (typově specifický přístup). Vzhledem k nekvantitativnímu vzorkování 0+ ryb tenatovými sítěmi byly hodnoty indikátorů stanoveny pouze pro ryby starší 0+ s výjimkou indikátorů hodnotící věkovou strukturu společenstva. Pro hodnocení četnosti byly vybrány indikátory standardizované početnosti (CPUE z ang. Catch Per Unit Effort) a biomasy (BPUE z ang. Biomass Per Unit Effort), pro hodnocení složení pak indikátorové druhy (cejn velký, plotice obecná, perlín ostrobřichý, candát obecný, okoun říční a kapr obecný), sumárně zástupci čeledi lososovití (Salmonidae) a zástupci „nekomerčních“ fytofílních druhů (perlín ostrobřichý, lín obecný *Tinca tinca* a karas obecný *Carassius carassius*). K hodnocení kritéria věkové struktury byly indikátory vyjádřeny velikostní strukturou (75 percentil velikostí nejčastějších druhů) a přítomností 0+ ryb 6 běžných druhů indikující přirozené rozmnožování. Výběr indikátorů byl založen na korelaci s hodnotami koncentrací TP a expertním odhadem.

Tímto bylo vybráno devět indikátorů. Tři pro hodnocení četnosti vykazující pozitivní korelaci s TP: (1) standardizovaná biomasa ryb ve vrstvě 0–6 m v hrázové oblasti, (2) shodně s předchozí, ale v části přítokové, (3) standardizovaná početnost ryb ze všech bentických sítí. Dva pro hodnocení složení vykazující pozitivní korelaci s TP: (4) relativní biomasa cejna velkého a (5) relativní početnost ježdíka obecného *Gymnocephalus cernua* v bentických tenatových sítích. Dva pro hodnocení složení vykazující negativní korelaci s TP: (6) relativní biomasa okouna říčního v pelagických tenatových sítích a (7) perlína ostrobřichího ve všech tenatových sítích. Dále byl přidán indikátor (8) zástupců čeledi lososovití ve všech tenatových sítích, přičemž odlišná kategorizace byla nastavena pro nádrže s nadmořskou výškou do a nad 700 m n. m. Posledním indikátorem hodnotící věkovou strukturu byla přítomnost 0+ ryb 6 běžných druhů (cejna velkého, plotice obecné, oukleje obecné, ježdíka obecného, okouna říčního a candáta obecného) jakožto proxy přirozené reprodukce (Tabulka 1). Pro každý indikátor byly vytvořeny hranice 3 kategorií pro dobrý (hodnota 5), střední (hodnota 3) a špatný (hodnota 1) stav a po klasifikaci všech indikátorů (S) spočítán index poměry ekologické kvality (EQR z ang. Ecological Quality Ratio) vzorečkem: $EQR = (S - S_{min}) / (S_{max} - S_{min})$, kde S_{max} je teoretické nejlepší hodnocení (každý indikátor ohodnocen 5) a opačně S_{min} odpovídá součtu všech indikátorů (indikátory ohodnoceny 1). Výsledná hodnota indexu EQR tak náleží v rozsahu 0 (degradovaný ekosystém) až 1 (nejméně ovlivněný ekosystém). Tento rozsah byl dále rozdělen na kvartily: 1 až $\geq 0,75$ dobrý a lepší, $< 0,75$ až $\geq 0,5$ střední, $< 0,5$ až $\geq 0,25$ poškozený a $< 0,25$ zničený ekologický potenciál. Vytvořený index EQR pro použitý soubor údajů pokryl celý rozsah hodnocení a vykázal těsnou závislost s koncentrací TP ($EQR = 0,86 - 0,01 \cdot TP$, $R^2 = 0,68$, $p < 0,001$). Při ověření meziroční stability nádrží s opakovaným vzorkováním byla klasifikace ekologického potenciálu shodná či v rozsahu jedné kategorie. Nejcitlivější indikátory na změnu klasifikace byly standardizovaná biomasa a početnost a opačně nejstabilnější indikátory relativní biomasa okouna říčního, perlína

ostrobřichého a lososovitých ryb především v důsledku nulových hodnot. Díky převážně druhově specifickým indikátorům je index snadno použitelný v praxi a vzhledem ke známým ekologickým nárokům jednotlivých druhů lze specificky cílit nápravná opatření. Index zohledňuje prostorovou heterogenitu nádrží postihující podélný a hloubkový gradient a bentické a pelagické prostředí, což však nesnižuje jeho využití. Metodické kroky jsou přenosné na obdobné situace a vytvořený index na oblasti s podobnými podmínkami prostředí a druhovým složením – využitě druhy jsou v Evropě široce rozšířeny (Kottelat a Freyhof, 2007).

Při vývoji druhého indexu hodnocení ekologického potenciálu nádrží byl soubor rozšířen o údaje ze 124 francouzských nádrží (Blabolil et al., 2016a). Tento výběr významně rozšířil gradienty přirozených podmínek (teplota, rozloha povodí a vlastní nádrže, maximální hloubka, teoretická doba zdržení vody) i antropogenních stresorů (koncentrace TP a zastoupení zemědělské krajiny v povodí). Zároveň by již bylo komplikované využít za indikátory převážně jednotlivé druhy, a proto byl využit přístup zpětného předpovídání (ang. hindcasting approach) stavu rybí obsádky pro každou nádrž v závislosti na podmínkách prostředí při absenci antropogenních stresorů (Kilgour a Stanfield, 2006). Po vytvoření základního modelu s parametry prostředí byly vybírány rybí indikátory citlivé na antropogenní stresory a ty kombinovány do společného indexu, tedy místně specifické podmínky. Pro porovnatelnost údajů byla rybí obsádka vzorkována pouze bentickými tenatovými sítěmi podle standardizovaného protokolu (CEN, 2015) a byly využity všechny ryby včetně 0+. Složení rybí obsádky bylo vyjádřeno ve funkčních (klasifikace vytvořená během projektu WISER, Argillier et al., 2013) a taxonomických skupinách obvykle kombinující více druhů. Kandidátskými indikátory tak byly celková standardizovaná početnost a biomasa (RSV kritérium *četnost*), Shanonův index diversity, rozdělení ryb na čeledi, reprodukční, trofické, potravní a tolerantní skupiny (RSV kritérium *složení*, vyjádřeno jako CPUE, BPUE a relativní zastoupení v početnosti a biomase) a průměrná biomasa ryb (RSV kritérium *věkové složení*). Pouze indikátory zastoupené ve >60 % nádrží byly využity k testování. Na základě výběru založeném na těsném vztahu ke kombinaci antropogenních stresorů (index stresoru) a analýze nadbytečnosti byly vybrány tři indikátory: celková biomasa ryb, početnost ryb živící se bezobratlými a rybami a početnost planktonožravých ryb (Tabulka 1). Kombinací indikátorů vznikl index, který těsně koreloval s indexem stresorů, při rozdělení nádrží na skupiny s odlišným antropogenním tlakem nabývá statisticky průkazných odlišných hodnot a v neposlední řadě při porovnání českých a francouzských nádrží není statisticky rozdílný.

Tabulka 1: Porovnání indikátorů využitých v národním (Blabolil a kol. 2017b) a kontinentálním (Blabolil a kol. 2016a) indexu, které byly využity k hodnocení ekologické kvality českých nádrží. Zkratky: BT = bentické tenatové sítě, PT = pelagické tenatové sítě, RVS = Rámcová směrnice o vodách, TP = koncentrace celkového fosforu.

RSV kritérium	Národní index				Kontinentální index			
	Indikátor	Reakce na TP	Vzorkování	Jednotky	Indikátor	Reakce na TP	Vzorkování	Jednotky
Četnost	biomasa ryb v hrázové oblasti	↑	0–6 m PT	kg 1000 m ⁻²	biomasa ryb	↑	všechny BT	kg 1000 m ⁻²
	biomasa ryb v přítokové části	↑	0–6 m PT	kg 1000 m ⁻²				
	početnost ryb	↑	všechny BT	ks 1000 m ⁻²				
Složení	relativní biomasa cejna velkého	↑	všechny BT	% kg	početnost ryb živící se bezobratlými a rybami	↑	všechny BT	kg 1000 m ⁻²
	relativní početnost ježdíka obecného	↑	všechny BT	% ks	početnost planktonožravých ryb	↑	všechny BT	kg 1000 m ⁻²
	relativní biomasa okouna říčního	↓	všechny PT	% kg				
	relativní biomasa perlína ostrobřichého	↓	všechny BT i PT	% kg				
	relativní biomasa lososovitých ryb	↓	všechny BT i PT	% kg				
Věková struktura	0+ jedinci 6 běžných druhů	↑	všechny BT i PT	přítomnost/absence				

Oba vytvořené indexy jsou založeny na údajích z tenatových sítí, což umožňuje přímé porovnání (**Blabolil et al., 2016a**). Vzájemná korelace s údaji z českých nádrží je těsná ($R^2 = 0,85$), ačkoli index vytvořený na národní úrovni hodnotil nižšími stupni (je přísnější) než kontinentální. Rozdílné hodnocení může být dáno rozsáhlejšími gradienty včetně stresorů na kontinentální úrovni. Z těsné závislosti se vymkla hodnota pro nádrž Lučinu, kde národní index hodnotil lépe než kontinentální. V tomto případě zejména indikátory dodané expertním odhadem zlepšily hodnocení a demonstrují výhody lokálních indexů. Porovnání indexů je nejen zajímavé, ale především vyžadováno k harmonizaci mezinárodního hodnocení a cílení nápravných opatření na Evropské úrovni.

Nádržové ekosystémy jsou v Evropském výzkumu stále upozadovány, a proto jsme národní index hodnocení podle RSV porovnávali s ekosystémy přirozených a v menší míře umělých jezer (**Poikane et al., 2017**). K porovnání bylo vybráno 10 národních indexů (BE, CZ, DE, DK, EE, FR, LT, LV, NL, PL) zahrnující 45 rybích indikátorů a údaje z 556 jezer a nádrží z oblasti centrální Evropy a Pobaltí. Přímé porovnání údajů o rybích obsádkách nebylo vzhledem k různým odlovným metodám (a jejich kombinacím) možné. Naopak kvantifikace hlavních stresorů byla obdobná, např. koncentrace TP a chlorofylu *a*, úpravy pobřeží, ztráta prostředí a intenzita využívání lidmi. Nádrže byly kategorizovány na polymiktické, stratifikované a hluboké a v rámci kategorií přiřazeny hodnoty (5 až 1) jednotlivým hodnotám stresorů. Následně byly vypočteny hodnoty společného indexu antropogenního ovlivnění (TAPI z ang. Total Anthropogenic Pressure Index) pro jednotlivá jezera a nádrže. Hodnoty TAPI byly korelovány s EQR národních indexů a vybrán nejtěsnější vztah, což byla kombinace stresorů eutrofizace a hydromorfologického ovlivnění s intenzitou využívání jezera ($R^2 = 0,72$). Tento vztah byl statisticky průkazný pro osm národních indexů. V případě Belgie bylo přistoupeno k doplnění souboru o jezera <50 ha a rozšíření TAPI o biologický stresor výskyt nepůvodních druhů. Francouzský index statisticky průkazně koreloval pouze s proxy eutrofizace. Většina indexů tak odráží komplexnější pohled na ekosystém a třídy ekologické kvality mohou být vzájemně sjednoceny. Široké spektrum nik mezi jednotlivými druhy ryb, které pokrývají různé trofické úrovně od býložravých a bentivorních až po vrcholové predátory a odlišné typy stanovišť od litorálních, přes bentické k pelagickým, činí rybí obsádky velmi citlivými na situace působení více stresorů současně. Citlivost ryb na široké spektrum stresorů poskytuje jak obecné nástroje pro zjišťování komplexních vícenásobných stresorů, tak i přístupy zaměřené na specifické kombinace tlaků.

Vytváření indexů hodnocení EP na základě rybí obsádky i hodnocení stresorů na ně působící pro splnění cílů RSV bylo náročné a obdobné iniciativy probíhaly napříč Evropou. V další části jsme nashromáždili dostupné informace z 21 států popisující 24 indexů a sepsali přehled používaných odlovných metod, rybích indikátorů a antropogenních stresorů (**Ritterbusch et al., 2022**). Značná část informací byla získána ze zpráv interkalibračních geografických skupin, rozlišující ekoregiony Alpský (zahrnující státy AT, DE, IT, SI, FR; EC JRC, 2014), centrální Evropu a Pobaltí (EC JRC, 2018, 2017) a severský (FI, IE, NO, SE; EC JRC, 2018b, 2014b). Pro ekoregiony centrální a východní Evropa (BG, HR, HU) a Středomoří (FR, GR, IT) nebyly zprávy z interkalibrace dokončeny a údaje o indexech byly poskytnuty jednotlivými státy (Launois et al., 2011; Mustafic et al., 2020; Pehlivanov et al., 2017; Petriki et al., 2017; Sály a Erős, 2020; Specziár a Erős, 2020; Volta, 2017). Index byl vytvořen rovněž v Norsku, které není členským státem EU. Sedm států EU nevytvořilo národní

indexy (CY, LU, MT, PT, RO, SK, ES). Francie a Itálie vyvinuly indexy, které používají v různých ekoregionech a v této studii byly počítány vždy jako jeden index. Další státy mají dva indexy pro různé ekoregiony (Německo), typy jezer (Maďarsko) nebo metody vzorkování (Polsko), ty jsme využili odděleně. Počet států tak neodpovídá počtu vytvořených indexů.

Nejčastější přístup k nastavení referenčních podmínek bylo porovnání s málo ovlivněnými přirozenými jezery (17 indexů), následovaný expertním odhadem (11 indexů), historickými údaji (9 indexů) a statistickými modely (8 indexů) (Tabulka 2). 14 indexů kombinovalo aspoň dva přístupy. Nejčastější odlovnou metodou (19 indexů) byly standardní mnohoočkové tenatové sítě (CEN, 2015), případně kombinace s jinými metodami: nestandardní tenatové sítě (8 indexů), vrše (5 indexů), elektrolov (8 indexů), zátahové (4 indexy) a vlečné sítě (1 index), hydroakustika (1 index), rybářské statistiky (4 indexy) a literární zdroje (3 indexy) (Tabulka 2). Popsáno bylo 177 indikátorů, které byly kombinovány v indexy s průměrně 7 a rozsahem 2 až 13 indikátorů. Z 24 indexů 14 kombinuje indikátory *četnosti*, *složení* i *věkové struktury*. Indikátory jsme rozdělili na zahrnující celé společenstvo (počet druhů, index diverzity, celková početnost a biomasa, 14 indexů), jednotlivé druhy (12 indexů), ekologické skupiny (potravní a reprodukční skupiny, tolerantní druhy ke koncentraci kyslíku a/nebo teplotě, 17 indexů), neekologické skupiny (taxonomické skupiny, nepůvodní druhy, 17 indexů) a indikátory pro velikostní a věkové složení a přirozenou reprodukci (16 indexů) (Tabulka 3). Nejčastěji byly používány indikátory standardizovaná početnost a biomasa, relativní zastoupení okouna říčního, plotice obecné a cejna velkého, potravní skupiny, tolerantní druhy a nepůvodní druhy. Indexy byly vyjádřeny v jednotkách počet druhů, index, standardizovaná početnost a biomasa, zastoupení v početnosti a biomase. Nejčastějšími stresory byly eutrofizace (koncentrace TP či chlorofylu *a*, všechny indexy), hydromorfologické ovlivnění (úpravy břehů, využití pobřežních oblastí a povodí, 16 indexů), rybářské hospodaření (8 indexů), nepůvodní druhy (7 indexů), acidifikace (2 indexy), chemické znečištění a nespécifická degradace (1 index) (Tabulka 3). Většina indexů byla vytvořena k poukázání na více stresorů současně, což je hlavní výhodou hodnocení rybiho společenstva (Nöges et al., 2016).

Tabulka 2: Stanovení referenčních podmínek a použitých monitorovacích metod v jednotlivých indexech hodnocení ekologického stavu na základě složení rybích obsádek rozdělených podle geografických interkalibračních skupin (GIS): Alp = Alpská, CB = centrální Evropa a Pobaltí, EC = centrální a východní Evropa, Med = Středomoří, N = severská. Zkratky: ref. = referenční málo ovlivněná přirozená jezera, CEN = standard CEN EN–14757, NS = nestandardní typ sítí, stat. = statistiky rybářů, j. = jezera. Detailněji v **Ritterbusch a kol. (2022)**.

GIS	Index	Stanovení referenčních podmínek				Monitoring								
		Porovnání s ref.	Expertní odhad	Historické údaje	Statistické modely	CEN tenata	NS tenata	Elektro-lov	Vrše	Zátahové sítě	Rybářské statistiky	Literární zdroje	Hydro-akustika	Vlečné sítě
Alp	AT	X	X	X	X	X		X					X	
Alp	DE–Alp	X	X	X	X						X	X		
Alp/Med	IT	X	X	X	X	X		X						
Alp	SI	X	X	X	X	X		X						
CB	BE			X				X	X					
CB	CZ		X			X	X							
CB	DE–CB	X	X			X		X			X			
CB	DK	X	X			X								
CB	EE			X	X	X	X		X					
CB/Med /Alp	FR				X	X								
CB	LT	X				X	X							
CB	LV	X					X			X	X			
CB	NL	X	X					X		X		X		X
CB	PL–tenata	X		X		X								
CB	PL–stat.	X		X			X		X	X	X			
EC	BG		X	X		X			X	X				
EC	HR	X	X			X								
EC	HU-Balaton		X	X		X	X	X						
EC	HU–poříční j.				X	X	X	X						
Med	GR				X	X								
N	FI	X				X					X			
N	IE	X				X	X		X					
N	NO	X				X								
N	SE	X				X								

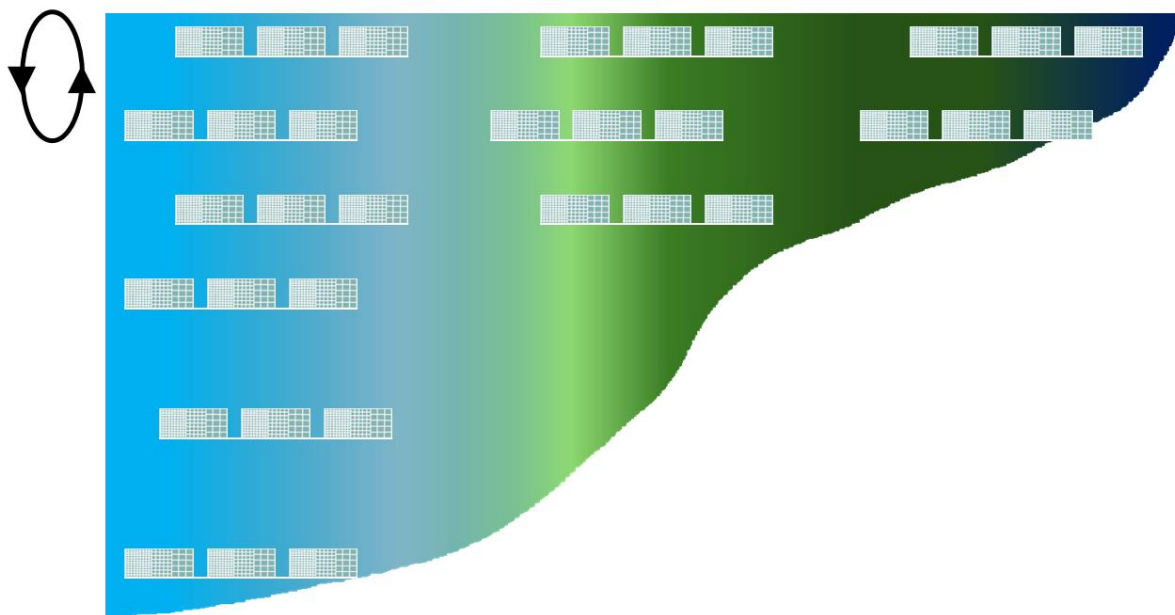
Table 3: Využité typy rybích indikátorů a významné stresory v jednotlivých indexech hodnocení ekologického stavu na základě složení rybích obsádek rozdělených podle geografických interkalibračních skupin (GIS): Alp = Alpská, CB = centrální Evropa a Pobaltí, EC = centrální a východní Evropa, Med = Středomoří, N = severská. Zkratky: VVR = věkového a velikostního složení a reprodukce, stat. = statistiky rybářů, j. = jezera. Detailněji v **Ritterbusch a kol. (2022)**.

GIS	Index	Typ rybích indikátorů					Stresory				
		Ekologické skupiny	Neekologické skupiny	Indikátory VVR	Celé společenstvo	Jednotlivé druhy	Eutrofizace	Hydro-morfologické ovlivnění	Rybářské hospodaření	Acidifikace	Chemické znečištění
Alp	AT	X	X	X	X		X	X	X		
Alp	DE–Alp	X	X		X		X	X	X		
Alp/Med	IT		X	X			X	X	X		
Alp	SI		X				X	X	X		
CB	BE	X					X	X			
CB	CZ		X	X	X	X	X	X			
CB	DE–CB	X	X	X	X	X	X	X			
CB	DK	X		X	X	X	X				X
CB	EE		X	X	X		X	X	X		
CB/Med /Alp	FR	X			X		X				
CB	LT	X	X	X		X	X	X	X		
CB	LV			X	X	X	X				
CB	NL	X		X		X	X	X			
CB	PL–tenata					X	X	X			
CB	PL–stat.			X		X	X	X			
EC	BG	X	X	X	X		X	X			
EC	HR	X	X				X				
EC	HU–Balaton	X	X	X	X	X	X	X	X		
EC	HU–poříční j.	X	X				X	X	X		
Med	GR	X	X				X	X			
N	FI	X	X	X	X		X				
N	IE	X	X	X	X	X	X				
N	NO	X	X	X	X	X	X			X	
N	SE	X	X	X	X	X	X			X	

Část III. Možnosti zefektivnění vzorkování tenatovými sítěmi

Ve většině Evropy je hlavním stresorem eutrofizace vedoucí k rozvoji fytoplanktonu a snížení kvality vody (především koncentrace kyslíku) v hlubších částech nádrží, což může být plošné nebo v případě heterogenního prostředí jen částečné. V takových situacích je nejefektivnější využití tenatových sítí, které lze instalovat takřka do jakéhokoli prostředí (různé hloubky, volná voda i prostředí u dna). Tenatové sítě jsou pasivní lovné prostředky poskytující informace o relativní početnosti či biomase ryb (na jednotku lovného úsilí). Úlovek závisí na velikosti oček (Šmejkal et al., 2015), použitém materiálu (Grimaldo et al., 2019), době instalace (Li et al., 2011), ale i podmínkách prostředí (průhlednost, sklon dna, substrát), druzích a jejich velikosti, morfologii těla a aktivitě (Carol a García-Berthou, 2007; Olin et al., 2016). Zároveň se jedná o invazivní až destruktivní metodu, kdy dochází ke konfliktům etickým, ochranným i hospodářským a je žádoucí zjistit možnosti zjednodušení vzorkovacího designu (Ganias et al., 2023; Northridge et al., 2017). Tím by došlo k ochraně organismů, snížení časové náročnosti a celkově finančních nákladů, což by mohlo přispět k širší aplikovatelnosti monitoringu a hodnocení ekologické kvality (Gerber et al., 2005; Mackenzie a Royle, 2005).

V první metodické studii jsme se věnovali vztahy mezi hodnotami rybích indikátorů při běžném vzorkování a osmi scénářích omezeného vzorkování (Blabolil et al., 2017a). Během komplexních průzkumů jsou bentické tenatové sítě instalovány do hloubek 0–3, 3,1–6, 6,1–9, 9,1–12, 12,1–18 a >20 m (podle největší hloubky v dané lokalitě) a pelagické v hloubkách 0–4,5/3 m a 5–9,5 m od hladiny a v případě hloubky >20 m, tak i 5–9,5 m nade dno. Podle velikosti nádrže jsou vzorkovány lokality pokrývající gradient od přítoku ke hrázi (obrázek 15). V každé vrstvě a na lokalitě jsou instalovány sítě ve třech opakováních spojených provazem délky 40 m. K testování byly využity údaje z 8 hlubokých nádrží a celkově 29 vzorkovacích kampaní. Scénáře omezeného vzorkování zahrnovaly kombinace omezení lokalit (všechny, hrázová s přítokovou a pouze hrázová) a hloubkových vrstev (všechny, epilimnion a pouze hladinová vrstva). Testováno bylo 31 indikátorů zvláště pro bentické a pelagické prostředí postihující společenstvo (celkové CPUE, BPUE, počet druhů), velikosti (CPUE a BPUE malých, středních a velkých ryb, hranice 100 a 140 mm SL) a druhovou úroveň (CPUE, BPUE, relativní zastoupení v početnosti a biomase a průměrná váha cejna velkého, okouna říčního, plotice obecné v bentických i pelagických tenatových sítích, oukleje obecné v pelagických a ježdíka obecného v bentických tenatových sítích). Míra shody hodnot mezi plným a omezeným vzorkováním pro jednotlivé indikátory (po vynechání variant s chybějícími hodnotami celkem 412 kombinací) byla vyjádřena koeficientem determinace (R^2) Bayesových zobecněných lineárních modelů, kde nádrž byla uvažována jako náhodný efekt modelu.



Obrázek 15: Schéma teoretického vzorkování benthickými tenetovými sítěmi. Elipsa znázorňuje epilimnion. Barva pozadí odkazuje na podélný gradient úživnosti většiny nádrží.

Nejpřesnější hodnoty indikátorů byly získány při vzorkování pouze epilimnetické vrstvy všech lokalit podélného gradientu (scénář 1, průměrný $R^2 = 0,97$), následovaný vzorkováním pouze hladinové vrstvy všech lokalit podélného gradientu (scénář 2, průměrný $R^2 = 0,91$) a vzorkováním všech vrstev nejvzdálenějších lokalit (scénář 3, hrázová a přítoková, průměrný $R^2 = 0,83$). Koeficienty závislosti pro vztah mezi plným a redukovanými scénáři byly pro vybrané tři scénáře obdobné s nízkou variabilitou mezi nádržemi a lze je aplikovat na další nádrže. Bližší hodnoty byly v případě indikátorů založených na početnosti než biomase. Biomasa je variabilnější indikátor, jelikož přítomnost či absence jedinců velkých/těžkých ryb významněji ovlivňuje biomasu než početnost (Šmejkal et al., 2015). S tím souvisí nejvariabilnější odhady pro indikátorový druh cejna velkého, který dosahuje největší velikosti z testovaných druhů a v sítích s menšími velikostmi oček je úlovek podhodnocován (Olin et al., 2009). Opačným případem byla ouklej obecná a plotice obecná s nízkou variabilitou koeficientů, což odpovídá relativně homogenní distribuci i v heterogenních nádržích (Vašek et al., 2016).

Snížení lovného úsilí (v případě prvních dvou scénářů o >40 % v benthických a >30 % v pelagických sítích) vedlo k mírnějšímu snížení počtu ulovených ryb (<10 % v benthických a <5 % v pelagických sítích), což demonstruje vynechání sítí s podprůměrným úlovkem ve vrstvách pod termoklinou a větší homogenitu pelagického prostředí než benthického (Prchalová et al., 2009a). Instalace sítí do hloubek je rovněž časově náročnější a při uvážnutí se hůře vyprošťují a mohou zůstat ve vodě a působit rybolov duchů, tzv. ghost fishing (Tschernij a Larsson, 2003). Pod termoklinou je obvykle nižší teplota a podle úživnosti méně kyslíku, ryby zde jsou tak méně aktivní a hůře ulovitelné (Sogard a Olla, 1996). Na druhou stranu to může být významné refugium před predací a preferované prostředí pro určité ontogenetické stádium (**Blabolil et al., 2023b**) a rovněž pro chladnomilné druhy (např. síhy *Coregonus* sp.) (Jůza et al., 2019a). Hluboké vrstvy by tak měly být vzorkovány především v oligo– až mesotrofních podmínkách (Achleitner et al., 2012). Přítomnost ryb v hloubkách lze

v předstihu neinvazivně zjistit například hydroakustickým průzkumem (Pollom a Rose, 2016). Důležité je pokrytí především podélného gradientu a rozlišení bentického a pelagického prostředí. Pokud jde o významné snížení vlivu na rybí obsádku (mortalita ryb) a času na zpracování úlovku, třetí scénář by byl vhodným řešením. Průměr nejodlišnějších lokalit (mělkého úživného přítoku s hlubokou nejméně úživnou hrázovou částí) dosáhne středních hodnot a postihne většinu přítomných druhů (Cáceres a Legendre, 2009).

Ve druhé metodické studii jsme porovnávali možnost snížení množství tenatových sítí, které byly instalovány v každé lokalitě, prostředí (bentické/pelagické) a hloubce ve třech opakováních (Blabolil et al., 2021a). Využili jsme údaje z 99 vzorkování na 29 nádržích. Připraveno bylo 44 rybích indikátorů, které zahrnovaly celé společenstvo (BPUE, CPUE, počet druhů a průměrná váha) a druhově specifické indikátory (BPUE, CPUE, relativní zastoupení v početnosti a biomase, a průměrná váha) bolena dravého, oukej obecnou, cejna velkého, okouna říčního, štika obecnou, candáta obecného, plotici obecnou a ježdíka obecného. Osm redukovaných scénářů zahrnovalo kombinace sítí: 1+2, 1+3, 2+3, 1, 2 a 3, čímž vzniklo 528 kombinací k porovnání s plným designem (1+2+3) podle shodné metodiky s předchozí studií.

Nejvyšší přesnost dosáhly indikátory celého společenstva (CPUE a BPUE, $R^2 > 0,9$), počtu druhů a průměrné váhy (pro kombinaci dvou sítí $R^2 > 0,9$ a pro jednu síť $R^2 > 0,75$). Velmi těsný vztah mezi plným a redukovanými scénáři byl pro často a hojně se vyskytující druhy cejna velkého, ouklej obecnou, plotici obecnou a okouna říčního. Opačně volnější vztahy byly v případě druhů s vzácnějším výskytem bolena dravý, štika obecná a candát obecný, a to především v indikátorech založených na biomase. V případě ježdíka obecného byly těsné vztahy v případě bentických tenatových sítí a volné v pelagických, kde se vzhledem k životu u dna jednalo o zcela náhodný úlovek (Eloranta et al., 2017).

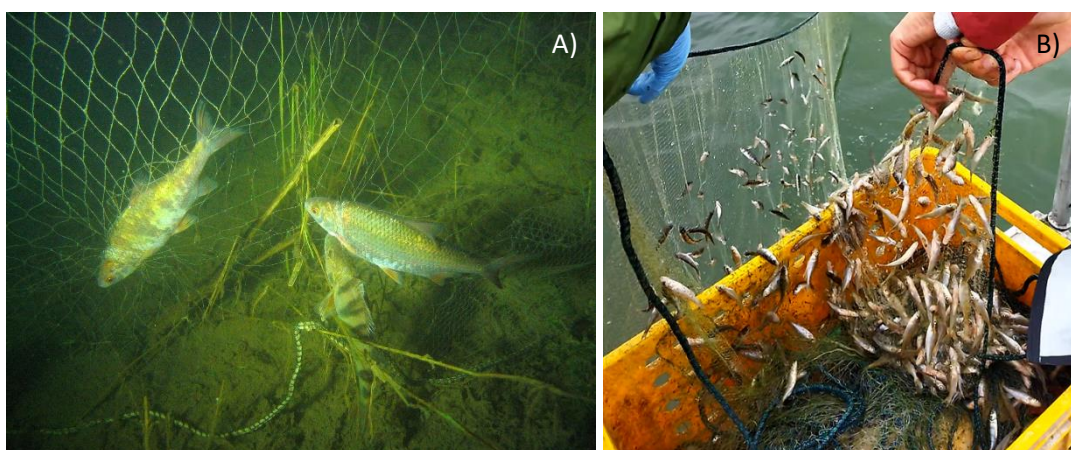
Vzhledem k redukci sítí ve stejných podmínkách, úbytek ryb osciloval v očekávaných hodnotách o 33,3 % pro jednu síť a 66,6 % při odebrání dvou sítí. Pro robustní indikátory celého společenstva či častých a hojných druhů, využití jedné sítě v určitém prostředí poskytuje reprezentativní vzorek (CEN 2015). Nejistili jsme rozdíly v pořadí sítí ani efekt sítí po okrajích, což potvrzuje, že tenatové sítě integrují jednotně úlovek po dobu instalace na lokálním prostorovém měřítku a vzdálenost mezi sítěmi byla dostatečná pro nezávislé vzorky. Variabilita mezi lokalitami a hloubkami je vyšší než mezi instalovanými sítěmi ve třech opakováních. Tato opakování zvyšují pravděpodobnost ulovení vzácněji se vyskytujícího druhu či velikostní skupiny. Pokud je cílem studie zjistit přítomnost vzácně se vyskytujících druhů, lze využít i další vzorkovací metody.

Navazující perspektiva výzkumu rybích obsádek

Vědecký výzkum je základ pokroku, aplikace výsledků v praxi může být složitější (Weston a Laudan, 1978). Širší využití hodnocení ekologické kvality na základě biologické složky ryby není podle správců nádrží a rybářských hospodářů uplatňováno především kvůli náročné metodice odběru vzorků pomocí tenatových sítí. Výše uvedené studie dokazují možnost redukce lovného úsilí a vztahy pro přepočítání robustních indikátorů mezi redukováním a plným designem. Stejný statistický proces lze využít na přepočítání rybích indikátorů využívaných v metodikách pro hodnocení ekologického potenciálu. Následně by bylo třeba validace těchto hodnot v rámci interkalibrovaných metodik a hranic kategorií EQR (EC 2000).

Během studií sumarizovaných v této práci byly využity ke vzorkování především přímé odlovy tenatovými sítěmi, které lze instalovat prakticky do všech prostředí nádrží. V případě raných stádií candáta obecného plůdkové vlečné sítě vzorkující volnou vodu, tedy nejobjemnější část většiny hlubokých nádrží. Vzorkovacích metod máme k dispozici široké spektrum, vždy záleží na cíli studie, přítomnosti konkrétních prostředí a rovněž je vhodné uvažovat invazivitu zásahu (Bonar et al., 2017; CEN, 2006).

Tenatové sítě i přes invazivní až destruktivní charakter jsou v současnosti nejpoužívanější odlovou metodou při studiu rybích společenstev (Poikane et al., 2017) a i přes etické dilema budou patrně ještě dlouho využívány (obrázek 16A). Zlepšení vzorkování může být nejen ve zvýšení efektivity (viz výše), ale i úpravě designu vlastních sítí. Evropská norma (CEN, 2015) odvozená od původního skandinávského protokolu (Appelberg et al., 1995) udává velikosti oček od 5 mm vždy v 1,25 násobku. Úlovek nejmenších (zpravidla 0+) ryb však není kvantitativní a vnáší do odhadu početnosti variabilitu (Prchalová et al., 2009b). Vyloučení menších velikostí oček by pomohlo ochránit jedince menších velikostí (obrázek 16B), kteří zpravidla nedosáhly pohlavní dospělosti (Heikinheimo et al., 2006). Rovněž lze očekávat vyšší ochranu dravých druhů, které se při útoku na již chycené ryby mohou do sítě sami zachytit (Prchalová et al., 2013; Sutton et al., 2004).



Obrázek 16: A) Ryby zachycené po několika hodinách v benthických tenatových sítích a B) zachycené hejno menších ryb v pelagických tenatových sítích.

V případě používání tenatových sítí by aspoň částečné ochraně vodních ekosystémů pomohlo využití alternativních materiálů. Evropská norma (CEN, 2015) vyžaduje využití jednotného, nebarveného polyamidu 6 (nylonu). Při ztrátě či roztržení sítě se do síťoviny dále chytají ryby a další organismy (rybolov duchů), neboť materiál je ve vodě značně stabilní (Matsuoka et al., 2005). Zaplétání ryb a jejich úhyn přitahuje dravé druhy (obrázek 17 A, B), které může čekat obdobný smutný osud, čímž je rybolov duchů pro ekosystém výrazně škodlivý (Kaiser et al., 1996). Postupná degradace umělých materiálů vede k tvorbě mikroplastů (Sharma et al., 2024) a jejich akumulaci v potravním řetězci (McIlwraith et al., 2021). Současné trendy zejména v mořském prostředí doporučují biodegradabilní materiály, které v průběhu času mění svou strukturu (elasticitu, pevnost) a postupně se rozkládají (Grimaldo et al., 2019). I během inventarizačních průzkumů je žádoucí přechod na biologicky odbouratelné a netoxické materiály, které se rychleji rozkládají a neobsahují toxiny a těžké kovy ve srovnání se syntetickými materiály (Deroiné et al., 2019; Zudaire et al., 2023).



Obrázek 17: A) Úlovek štiky zachycené za zuby při útoku na rybu v tenatových sítích a B) zámotek tenatových sítí vytvořený úhořem říčním.

Větší pozornost je a měla by být věnována neinvazivním metodám. Pro zjištění odhadu celkové početnosti a biomasy a částečně i velikostního složení ve volné vodě nádrží lze využít hydroakustický průzkum (Jůza et al., 2022). Touto metodou však nelze rozpoznat jednotlivé druhy, detekovat jedince blízko dna, hladiny či úkrytů a rovněž je nákladné pořízení vybavení a osvojení si znalosti práce s vysílači i zpracování záznamů (Pollom a Rose, 2016). Hydroakustický průzkum byl tak doposud využíván pouze v kombinaci s jinými metodami (Ritterbusch et al. 2022). Druhové složení lze zjistit vizuálními metodami (Thanopoulou et al., 2018) či analýzou genetické informace z prostředí (eDNA, z environmentální DNA, i když lze stanovovat i RNA) (Blabolil et al., 2021b). Hlavní limitací vizuálních metod je průhlednost vody, která především v úživnějších vodách může být dostatečná (v řádu jednotek metrů) pouze po velmi krátké období (období čiré vody na konci jara, Holubová et al., 2021) (obrázek 18A). Analýza genetické informace z prostředí je relativně nové odvětví aplikace molekulárních metod ke studiu ekologických otázek (Taberlet et al., 2018). Principem je odběr vzorku z prostředí (pro ryby obvykle vody nebo sedimentu, obrázek 18B) a získání genetické informace (obrázek 18C), ze které lze stanovovat přítomnost konkrétního druhu (barkoding) nebo celého společenstva (metabarkoding), kdy jsou zjištěné sekvence obvykle přiřazovány ke

známým druhům podle sekvencí v referenční knihovně. Doposud nelze běžným barkodingem ani metabarkodingem zjistit velikostní a věkové složení populace, určit poměr pohlaví ani kondici ryb, rovněž velmi záleží na konkrétním prostředí a zvolených laboratorních metodách (Ruppert et al., 2019; Wang et al., 2021). Uplatnění údajů z eDNA pro hodnocení ekologické kvality je převážně ve stádiu porovnání s přímými metodami (Pont et al., 2021). V případě vizuálních metod dochází k uplatnění v mořských ekosystémech s vyšší průhledností (Rey et al., 2023).



Obrázek 18: A) Záznam okounů říčních z podvodní kamery v nádrži Římov, B) odběr vody k analýze environmentální DNA a C) příprava vzorků k polymerázové řetězové reakci.

Většina metodik hodnocení ekologické kvality využívá indikátory reagující na specifický stresor (nejčastěji eutrofizaci, **Ritterbusch et al., 2022**). Jak ukázala studie **Poikane et al. (2017)**, potenciál rybního společenstva je zahrnout více stresorů současně. Pozornost by se tak měla zaměřit na výběr a testování indikátorů reflektující toky energie, což může být například poměr biomas ryb v různých trofických úrovních či zastoupení dravých druhů (Carpenter et al., 2008). Obdobně více pozornosti si zasluhuje vzhled do populačních dynamik druhů a zohlednění různých ročníků či velikostních skupin (Bartrons et al. 2020; Methratta a Link, 2006). V neposlední řadě jen výjimečně byly využity indikátory původnosti či invazivity druhů, jejichž narůstající význam lze očekávat s projevy změn klimatu (Kennard et al., 2005).

Další možností ke zlepšení stavu našich nádrží je sledování konkrétního rybního druhu se specifickou ekologií. V našich podmínkách se může jednat o síhy preferující chladné vody bohaté na kyslík. V případě nádrží tak indikují oxické hypolimnetické vody, navíc podnikají diurnální vertikální migrace, čímž integrují více hlubkových vrstev (Jůza et al., 2019a). Ke zjištění přítomnosti síhů je tak třeba přímo vzorkovat hluboké vrstvy volné vody např. pomocí tenatových sítí či vlečných sítí nebo z těchto vrstev odebrat vodu k analýze eDNA. Jiným příkladem může být naše jediná treskovitá ryba mník jednovousý, který obdobně jako síhové vyžaduje vody s vyšší koncentrací rozpuštěného kyslíku. Přestože se mníci vyskytují ve sladké vodě, zachovali si mnoho vlastností svých mořských předků, např. preferenci chladné vody, tření při nízkých teplotách, vysokou plodnost a pelagické larvální stadium (Nelson, 2006). Během ontogeneze mníci mění stanoviště, obdobně jako u candátů po rané pelagické fázi dochází k přesunům do litorálu, hlubších vrstev či přítokových částí (Blabolil et al., 2018a). Mníci jsou tak vhodnými indikátory oxických podmínek v hypolimniu, ale i přítomnosti úkrytových struktur ve vlastní nádrži a přítocích. Se změnou klimatu lze očekávat ovlivnění

kvality vody na kterou je tento druh citlivý (Stapanian et al., 2010). Pro cílenou detekci druhu je třeba kombinace metod zahrnující různá prostředí jako je detekce juvenilů v litorálu a přítocích elektrolovem a dospělých jedinců v hypolimniu vršemi či návazcovými šňůrami (Blabolil et al., 2018a).

Vhodným rozšířením studie by bylo zahrnutí širšího spektra vodních útvarů a antropogenních stresorů. Během vývoje metodik hodnocení ekologické kvality byly za referenční lokality uvažovány nejméně ovlivněné nádrže a jejich povodí, neboť jsme v Čechách neměli žádné přirozené jezero s rybí obsádkou. Zlom nastal pravděpodobně v roce 2020, přičemž v roce 2021 jsme potvrdili výskyt pstruhů obecných v ledovcovém jezeře Laka a připojených tocích (Blabolil et al., 2024) (obrázek 19A, B). Pstruzi se v jezeře vyskytovali do 60. let minulého století, kdy došlo k jejich vyhynutí vlivem acidifikace způsobené průmyslovými kyselými dešti. Pstruh obecný je tak vhodným indikátorem zotavení ekosystému z tohoto stresoru (Hesthagen et al., 2016). Druhým druhem zjištěným v Jezerním potoce pod Lakou byla vranka obecná (*Cottus gobio*), jejíž výskyt je omezen stupněm z kamenů, přes něž přepadává voda. Vranky lze tak využít za indikátory migrační propustnosti toků (Utzinger et al., 1998), zároveň je výskyt vranek ve stojatých vodách vázán na velmi čistá jezera typu alpských jezer (Pastorino et al., 2025).



Obrázek 19: A) Pohled na jezero Laka od přítoku s jeho typickými plovoucími ostrovy a B) jeden z prvních pstruhů obecných chycených v jezeře Laka po opětovné kolonizaci.

Většina aktuálně využívaných ekologických indikátorů je převážně z nižších pozic trofického řetězce. Vrcholoví predátoři jsou zásadní pro stabilitu ekosystémů (Sergio et al., 2008). Ve svém výzkumu jsem se věnoval především candátu obecnému, pro něhož je běžné kolísání početnosti kohort. V rámci ekosystému dochází k překryvům ekologických nik různých druhů. Pokud cílíme na významné ovlivnění toku látek a energie je třeba zahrnout i další vyskytující se druhy či je doplnit, aby tlak na nižší trofické úrovně působil ve všech prostředích. Základní ekologické nároky našich běžných dravých druhů ryb jsou uvedeny v Tabulce 4. Obecně platí, že dravé druhy si zasluhují vyšší stupeň ochrany, neboť rybáři jsou často preferováni a minimálně některé (zejména štiky) výrazně náchylnější k ulovení, než je tomu u jiných potravních specializací (Arlinghaus et al., 2023; Olsson, 2019). V případě analýz svaloviny můžeme získat informace o akumulaci těžkých kovů (Teodorovic et al., 2000),

perfluorovaných a polyfluorovaných alkylových látek (PFAS) a jiných kontaminantech životního prostředí (Ren et al., 2022).

Zejména v hlubokých teplotně stratifikovaných nádržích biomanipulace formou podpory dravých druhů ryb často nestačí a je třeba i snížení vnosu živin na přítoku, ošetřením sedimentu, podporou vegetace v litorálu nebo plovoucími či potopenými ostrovy nebo přímo destratifikací vodního sloupce aerátory či jiným technickým zařízením (Mehner et al., 2002). Nádrž je složkou povodí, je tak významné sledovat přísun živin, případně dalšího znečištění a preferovat prevenci před následnými opatřeními (Chen et al., 2018; Yazdi a Moridi, 2017). Selektivní přidání živin by mělo změnou limitující živiny dosáhnout změny ve struktuře společenstva fytoplanktonu, např. posunu ke konzumovatelným druhům zooplanktonem (Brauer et al., 2012).

O dobré fungování vodních ekosystémů přinášející naší společnosti ekosystémové služby je třeba stálá péče (Jůza et al., 2019b). V našich podmínkách je dlouhodobě zaveden monitoring hydrologie, chemických parametrů a nižších článků potravního řetězce (Vyskoč et al., 2024). Vyšší úroveň především ve větších vodních útvech jsou často opomíjeny. Ač jsou ryby relativně dlouhověké, vývoj rané kohorty bývá dynamický. Krom první vegetační sezóny je kritické přežití první zimy (Hurst, 2007). Pokud chceme porozumět dějům pod vodou je třeba přizpůsobení četnosti vzorkování i prostorové distribuci a designu.

Sledování dějů v přirozených podmínkách bývá ovlivněno více faktory působícími současně. Přesnější vhled a vysvětlení může přinést terénní experiment nebo přímo pokus v kontrolovaných podmínkách (Diamond, 1983). V případě vysvětlení diurnální migrace okounů říčních Sajdlová et al. (2018) podnikli experiment, kdy 2 500 m² zátoky zakryli během dne plachtou a sledovali výskyt 0+ okounů v epilimniu shodně jako během noci. Po odkrytí plachty 0+ okouni migrovali do batypelagické vrstvy, neboť na echolotu byly patrné útoky dravců, z nichž byly do pelagických tenatových sítí chyceni pouze dospělí okouni. Vysvětlení využití úkrytu v hlubších vrstvách před predací se nabízí i pro 0+ candáty obecné. Není však zjevné, proč tak činí pouze část z kohorty, které je různého původu (různí rodiče, z přirozeného výtěru a vysazení z líhně). Patrně jde o vnitrodruhovou variabilitu a chování konkrétních jedinců, kdy určitý vhled může poskytnout analýza exprese genů (Symonová et al., 2024). V každém případě migrace do hypolimnia s chladnou vodou s nízkým obsahem kyslíku a potravních zdrojů je energeticky náročná, což lze vyjádřit bioenergetickými modely (Eckmann et al., 2018).

Tabulka 4: Ekologické nároky čtyř piscivorních druhů ryb našich vod (Adámek et al., 2019; Baruš a Oliva, 1995; Jenkins, 2019; Kottelat a Freyhof, 2007; Krpo-Četković et al., 2010; Kuzishchin et al., 2018; Skov a Nilsson, 2018; Vašek et al., 2018; Vejřík et al., 2017).

Druh	Trdliště	Třecí substrát	Převaha piscivorie	Výskyt 0+	Výskyt juvenilů	Výskyt dospělců	Náchylnost ulovení
Bolen dravý	tekoucí voda	štěrk a kameny	od 3. roku	nestruturovaný litorál	litorál	volná voda	nízká
Candát obecný	stojatá či mírně tekoucí voda	vegetace	od 1. roku	volná voda	litorál	bentické prostředí i volná voda	vysoká
Sumec velký	stojatá voda	vegetace	od 1. roku	strukuturovaný litorál	litorál	bentické prostředí i volná voda	nízká
Štika obecná	stojatá či mírně tekoucí voda	vegetace	od vykulení	strukuturovaný litorál	litorál	litorál i volná voda	vysoká

Závěr

Vodní prostředí je pro lidi cizí a mnozí jej vnímají jako nevlídné a chladné. Zároveň bez vody by na Zemi nebyl život v podobě, jaký jej známe a jaký nám umožňuje existenci a prosperitu společnosti. Lidské aktivity bohužel často vedou k negativnímu ovlivnění vodních ekosystémů a následně omezení ekologických funkcí. Nutnost ochrany si většina vyspělých států světa uvědomuje a byly vytvořeny legislativy podněcující k nápravným opatřením. Prvním krokem je získání co nejpřesnějších informací. Tradiční monitoring se zaměřuje na abiotické parametry či nižší úrovně potravních řetězců. Sledování vrcholových úrovní, které zaujímá zpravidla rybí společenstvo, je především v rozlehlých a heterogenních vodních útvarech komplikované. Standardní odlovy ryb jsou časově a tím i finančně náročné, nežádka je potřebné využít více odlovných metod, které se mohou lišit nejen vzorkovaným prostředím, ale i invazivitou. Indikátory rybiho společenstva nás informují o integrovaném působení stresorů v konkrétních vodních ekosystémech. Ryby si tak zaslouhují pozornost nejen odbornou, ale především správců těchto vodních útvarů.

Poděkování

Děkuji všem výzkumníkům, kteří se dříve zabývali ekologií ryb v českých a evropských vodách a na jejichž poznatcích jsem se mohl učit a drobně přispět k jejich rozvoji. Děkuji kolegům a přátelům z Hydrobiologického ústavu Biologického centra AV ČR a Katedry biologie ekosystémů Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Největší dík patří mým mentorům Jiřímu Peterkovi, Janu Kubečkovi, Jaroslavu Vrbovi a Tomáši Jůzovi, kteří nasměrovali mé odborné zaměření a předali mi mnoho znalostí a zkušenosti. Velmi si vážím možnosti práce v zahraničních laboratořích ve francouzské IRSTEA a v anglické Univerzitě v Hullu, které mé zájmy vždy posunuly vpřed. Rovněž mi byly a jsou nesmírně cenné zkušenosti z mezinárodních týmů Centrální a pobaltské geografické interkalibrační skupině (CB GIG), Evropské komise pro standardizaci (CEN), a eDNA Join Danube Survey 5. Za praktický dopad aspoň části výsledků mé práce děkuji mnohým vodohospodářům státních podniků Povodí a rybářským hospodářům především z Českého rybářského svazu. Žádná z mých prací by nevznikla bez podpory grantových agentur. V neposlední řadě patří velký dík mé rodině Pavle, Aniče a Pěťovi, rodičům a přátelům, kteří mne v badatelské činnosti vždy podporovali a dále podporují.

Publikace zařazené v habilitační práci

Práce zahrnuje 18 odborných článků publikovaných mezi lety 2013 a 2024 v mezinárodních časopisech s impakt faktorem. Tyto publikace jsou mými hlavními příspěvky ke třem tématům týkajícím se managementu rybích obsádek stojatých vod. V následujícím seznamu jsou hvězdičkou označeny ty, kde jsem hlavním autorem (první nebo korespondenční autor). V závorce je uveden impakt faktor v roce vydání nebo u nejnovějších z roku 2023 a kvartil časopisu z roku 2023. Kompletní publikace jsou přiloženy v příloze. Ve vlastním textu jsou tyto práce zvýrazněny tučnými písmeny.

Úvod

- *Jůza, T., **Blabolil, P.**, Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Sajdlová, Z., Holubová, M., Kočvara, L., Kolařík, T., Moraes, K.R., Muška, M., Souza, A.T., Vašek, M., Říha, M., Tušer, M., Šmejkal, M., Peterka, J., Prchalová, M., Jan Kubečka, 2022. Fish stock mass reduction is indicated in standard abundance and biomass estimates from gillnets and hydroacoustics. *Fish. Res.* 253, 106389. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106389> (IF 2,4; Q2 Fisheries)
- Jůza, T., Duras, J., **Blabolil, P.**, Sajdlová, Z., Hess, J., Chocholoušková, Z., Kubečka, J., 2019b. Recovery of the Velký Bolevecký pond (Plzeň, Czech Republic) via biomanipulation – Key study for management. *Ecol. Eng.* 136, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.06.025> (IF 3,5; Q1 Ecology)

Část I. Úloha candáta obecného v nádržích

- ***Blabolil, P.**, Čech, M., Jůza, T., Peterka, J., 2019. Variability of pikeperch *Sander lucioperca* (L. 1758) cohorts in early life history. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 43. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019036> (IF 1,4; Q3 Fisheries)
- ***Blabolil, P.**, Frouzová, J., Matěna, J., Peterka, J., 2018b. Immersion mass marking of pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae in oxytetracycline hydrochloride and its detection using fluorescence microscopy. *Biologia (Bratisl.)* 73, 531–535. <https://doi.org/10.2478/s11756-018-0057-y> (IF 0,7; Q3 Biology)
- ***Blabolil, P.**, Jůza, T., Čech, M., Peterka, J., 2023a. High mobility and flexibility in the habitat use of early juvenile pikeperch (*Sander lucioperca*) based on a mark-recapture experiment. *Diversity* 15, 720. <https://doi.org/10.3390/d15060720> (IF 2,1; Q3 Ecology)
- ***Blabolil, P.**, Peterka, J., Čech, M., Jůza, T., 2023b. Influence of habitat on abundance, size and growth rate of pikeperch (*Sander lucioperca*) 0+ juveniles in a canyon-shaped reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 32, 703–711. <https://doi.org/10.1111/eff.12709> (IF 1,6; Q3 Fisheries)
- ***Blabolil, P.**, Ricard, D., Peterka, J., Říha, M., Jůza, T., Vašek, M., Prchalová, M., Čech, M., Muška, M., Sed'a, J., Mrkvička, T., Boukal, D.S., Kubečka, J., 2016b. Predicting asp and pikeperch recruitment in a riverine reservoir. *Fish. Res.* 173, 45–52. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.08.003> (IF 2,2; Q2 Fisheries)

- *Jůza, T., **Blabolil, P.**, Čech, M., Draštík, V., Hejzlar, J., Kočvara, L., Muška, M., Peterka, J., Sajdlová, Z., Tušer, M., Vašek, M., Kubečka, J., 2023. Distribution patterns, annual density changes, growth and mortality of pikeperch [*Sander lucioperca* (L. 1758)] fry following oligotrophication of a reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 32, 724–734. <https://doi.org/10.1111/eff.12718> (IF 1,6; Q3 Fisheries)
- Jůza, T., **Blabolil, P.**, Čech, M., Draštík, V., Holubová, M., Kočvara, L., Kubečka, J., Malinovskyi, O., Policar, T., Rychtecký, P., Říha, M., Sajdlová, Z., Tušer, M., Vašek, M., 2024a. Assessing the efficacy of spring stocking of pikeperch (*Sander lucioperca*) into a eutrophic reservoir. *Lake Reserv. Manag.* 40, 196–204. <https://doi.org/10.1080/10402381.2024.2333298> (IF 1,1; Q3 Marine & freshwater biology)
- *Jůza, T., **Blabolil, P.**, Čech, M., Draštík, V., Kubečka, J., Muška, M., Prchalová, M., Sajdlová, Z., Tušer, M., Vašek, M., Vejřík, L., Peterka, J., 2024b. Fish predation on newly stocked juvenile predatory fish in a biomanipulated reservoir. *Lake Reserv. Manag.* 40, 317–329. <https://doi.org/10.1080/10402381.2024.2374981> (IF 1,1; Q3 Marine & freshwater biology)
- *Jůza, T., Kajgrová, L., Bláha, M., Škrabánek, J., Draštík, V., Kočvara, L., **Blabolil, P.**, 2024c. Readability of fin clipping during the growing season: Case study on the pikeperch (*Sander lucioperca*). *Aquac. Res.* 2024, 9788279. <https://doi.org/10.1155/2024/9788279> (IF 1,9; Q2 Fisheries)
- Vašek, M., Prchalová, M., Peterka, J., Ketelaars, H.A.M., Wagenvoort, A.J., Čech, M., Draštík, V., Říha, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Mrkvička, T., **Blabolil, P.**, Boukal, D.S., Duras, J., Kubečka, J., 2013. The utility of predatory fish in biomanipulation of deep reservoirs. *Ecol. Eng.* 52, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.100> (IF 3,0; Q1 Ecology)

Část II. Reakce rybiho společenstva na environmentální stresory

- ***Blabolil, P.**, Logez, M., Ricard, D., Prchalová, M., Říha, M., Sagouis, A., Peterka, J., Kubečka, J., Argillier, C., 2016a. An assessment of the ecological potential of Central and Western European reservoirs based on fish communities. *Fish. Res.* 173, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.022> (IF 2,2; Q2 Fisheries)
- ***Blabolil, P.**, Říha, M., Ricard, D., Peterka, J., Prchalová, M., Vašek, M., Čech, M., Frouzová, J., Jůza, T., Muška, M., Tušer, M., Draštík, V., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Vejřík, L., Matěna, J., Boukal, D.S., Ritterbusch, D., Kubečka, J., 2017b. A simple fish-based approach to assess the ecological quality of freshwater reservoirs in Central Europe. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 53. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017043> (IF 1,5; Q2 Marine & freshwater biology)
- Poikane, S., Ritterbusch, D., Argillier, C., Białokoz, W., **Blabolil, P.**, Breine, J., Jaarsma, N.G., Krause, T., Kubečka, J., Lauridsen, T.L., Nøges, P., Peirson, G., Virbickas, T., 2017. Response of fish communities to multiple pressures: Development of a total anthropogenic pressure intensity index. *Sci. Total Environ.* 586, 502–511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.211> (IF 4,6; Q1 Environmental sciences)

Ritterbusch, D., **Blabolil, P.**, Breine, J., Erős, T., Mehner, T., Olin, M., Peirson, G., Volta, P., Poikane, S., 2022. European fish-based assessment reveals high diversity of systems for determining ecological status of lakes. *Sci. Total Environ.* 802, 149620. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149620> (IF 9,8; Q1 Environmental sciences)

Část III. Možnosti zefektivnění vzorkování tenatovými sítěmi

***Blabolil, P.**, Boukal, D.S., Ricard, D., Kubečka, J., Říha, M., Vašek, M., Prchalová, M., Čech, M., Frouzová, J., Jůza, T., Muška, M., Tušer, M., Draštík, V., Šmejkal, M., Vejřík, L., Peterka, J., 2017a. Optimal gillnet sampling design for the estimation of fish community indicators in heterogeneous freshwater ecosystems. *Ecol. Indic.* 77, 368–376. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.036> (IF 4,0; Q1 Environmental sciences)

***Blabolil, P.**, Čech, M., Draštík, V., Holubová, M., Kočvara, L., Kubečka, J., Muška, M., Prchalová, M., Říha, M., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Tušer, M., Vašek, M., Vejřík, L., Vejříková, I., Peterka, J., Jůza, T., 2021a. Less is more – Basic quantitative indices for fish can be achieved with reduced gillnet sampling. *Fish. Res.* 240, 105983. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105983> (IF 2,8; Q2 Fisheries)

V habilitační práci jsou dále využity a citovány další impaktované publikace, které se týkají tématu. V nich byly postupně publikovány dílčí výsledky či rozšíření tématu, které jsou podkladem pro výše uvedené hlavní odborné publikace. Tyto nejsou zařazeny jako kompletní publikace v příloze.

Baran, R., Jůza, T., Tušer, M., Balk, H., **Blabolil, P.**, Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Jayasinghe, A.D., Koliada, I., Mrkvička, T., Muška, M., Ricard, D., Sajdlová, Z., Vejřík, L., Kubečka, J., 2017. A novel upward-looking hydroacoustic method for improving pelagic fish surveys. *Sci. Rep.* 7, 4823. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04953-6> (IF 4,1; Q1 Multidisciplinary sciences)

Bartrons, M., Mehner, T., Argillier, C., Beklioglu, M., **Blabolil, P.**, Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Krause, T., Podgornik, S., Volta, P., Winfield, I.J., Brucet, S., 2020. Energy-based top-down and bottom-up relationships between fish community energy demand or production and phytoplankton across lakes at a continental scale. *Limnol. Oceanogr.* 65, 892–902. <https://doi.org/10.1002/lno.11434> (IF 4,7; Q1 Limnology)

***Blabolil, P.**, Draštík, V., Hůda, J., Muška, M., Jůza, T., Peterka, J., Vrba, J., Kopáček, J., 2024. Brown trout natural colonisation as a sign of full lake recovery from acidification. *Water. Air. Soil Pollut.* 235, 723. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07537-z> (IF 3,8; Q2 Environmental sciences)

***Blabolil, P.**, Duras, J., Jůza, T., Kočvara, L., Matěna, J., Muška, M., Říha, M., Vejřík, L., Holubová, M., Peterka, J., 2018a. Assessment of burbot *Lota lota* (L. 1758) population sustainability in central European reservoirs. *J. Fish Biol.* 92, 1545–1559. <https://doi.org/10.1111/jfb.13610> (IF 2,0; Q2 Fisheries)

***Blabolil, P.**, Harper, L.R., Říčanová, Š., Sellers, G., Di Muri, C., Jůza, T., Vašek, M., Sajdlová, Z., Rychtecký, P., Znachor, P., Hejzlar, J., Peterka, J., Hänfling, B., 2021b. Environmental DNA metabarcoding uncovers environmental correlates of fish communities in spatially

- heterogeneous freshwater habitats. *Ecol. Indic.* 126, 107698. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107698> (IF 6,3; Q1 Environmental sciences)
- Holubová, M., Hejzlar, J., Čech, M., Vašek, M., **Blabolil, P.**, Peterka, J., 2021. Fluctuations in pelagic fish density linked to ambient conditions. *J. Fish Biol.* 98, 756–767. <https://doi.org/10.1111/jfb.14622> (IF 2,5; Q2 Fisheries)
- Jůza, T., Draštík, V., Čech, M., Sajdlová, Z., Anton-Pardo, M., **Blabolil, P.**, Peterka, J., 2019a. The vertical distribution of maraena whitefish (*Coregonus maraena*) early juveniles in different times of day in a newly created oligotrophic lake. *Limnologica* 76, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.02.002> (IF 1,8; Q2 Limnology)
- Říha, M., Ricard, D., Vašek, M., Prchalová, M., Mrkvička, T., Jůza, T., Čech, M., Draštík, V., Muška, M., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Sed'a, J., **Blabolil, P.**, Bláha, M., Wanzenböck, J., Kubečka, J., 2015. Patterns in diel habitat use of fish covering the littoral and pelagic zones in a reservoir. *Hydrobiologia* 747, 111–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2124-x> (IF 2,1; Q1 Marine & freshwater biology)
- Šmejkal, M., Bartoň, D., **Blabolil, P.**, Podhorec, P., Souza, A.T., Stejskal, V., Stepanyshyna, Y., Tapkir, S., 2021. Does fish conditioning in aquaculture increase survival success in the wild? A case study on a cyprinid fish. *Sustainability* 13, 13936. <https://doi.org/10.3390/su132413936> (IF 3,9; Q2 Environmental sciences)
- Šmejkal, M., Ricard, D., Prchalová, M., Říha, M., Muška, M., **Blabolil, P.**, Čech, M., Vašek, M., Jůza, T., Monteoliva Herreras, A., Encina, L., Peterka, J., Kubečka, J., 2015. Biomass and abundance biases in european standard gillnet sampling. *PLOS ONE* 10, e0122437. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122437> (IF 3,9; Q1 Multidisciplinary sciences)
- Symonová, R., Jůza, T., Tesfaye, M., Brabec, M., Bartoň, D., **Blabolil, P.**, Draštík, V., Kočvara, L., Muška, M., Prchalová, M., Říha, M., Šmejkal, M., Souza, A.T., Sajdlová, Z., Tušer, M., Vašek, M., Skubic, C., Brabec, J., Kubečka, J., 2024. Transition to piscivory seen through brain transcriptomics in a juvenile percid fish: Complex interplay of differential gene transcription, alternative splicing, and ncRNA activity. *J. Exp. Zool. Part Ecol. Integr. Physiol. jez.2886*. <https://doi.org/10.1002/jez.2886> (IF 1,9; Q1 Zoology)
- Vašek, M., Eloranta, A.P., Vejříková, I., **Blabolil, P.**, Říha, M., Jůza, T., Šmejkal, M., Matěna, J., Kubečka, J., Peterka, J., 2018. Stable isotopes and gut contents indicate differential resource use by coexisting asp (*Leuciscus aspius*) and pikeperch (*Sander lucioperca*). *Ecol. Freshw. Fish* 27, 1054–1065. <https://doi.org/10.1111/eff.12414> (IF 1,7; Q3 Fisheries)
- Vašek, M., Prchalová, M., Říha, M., **Blabolil, P.**, Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Muška, M., Peterka, J., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Tušer, M., Vejřík, L., Znachor, P., Mrkvička, T., Sed'a, J., Kubečka, J., 2016. Fish community response to the longitudinal environmental gradient in Czech deep-valley reservoirs: Implications for ecological monitoring and management. *Ecol. Indic.* 63, 219–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.061> (IF 3,9; Q1 Environmental sciences)
- Vejřík, L., Vejříková, I., **Blabolil, P.**, Eloranta, A.P., Kočvara, L., Peterka, J., Sajdlová, Z., Chung, S.H.T., Šmejkal, M., Kiljunen, M., Čech, M., 2017. European catfish (*Silurus glanis*) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. *Sci. Rep.* 7, 15970. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-16169-9> (IF 4,1; Q1 Multidisciplinary sciences)

Citovaná literatura

- Aarts, T.W.P.M., Breukelaar, A.W., 2017. Migration patterns and home range of pike-perch (*Sander lucioperca*, Linnaeus, 1758) in Dutch river systems. *J. Appl. Ichthyol.* 33, 907–913. <https://doi.org/10.1111/jai.13390>
- Achleitner, D., Gassner, H., Luger, M., 2012. Comparison of three standardised fish sampling methods in 14 Alpine lakes in Austria. *Fish. Manag. Ecol.* 19, 352–361. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2012.00851.x>
- Adámek, Z., Mikl, L., Šlapanský, L., Jurajda, P., Halačka, K., 2019. The diet of predatory fish in drinking water reservoirs – how can they contribute to biomanipulation efforts? *Folia Zool.* 68, 215–224. <https://doi.org/10.25225/fozo.014.2019>
- Agostinho, A.A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C., Júlio, H. F. Jr., 2010. Reservoir fish stocking: When one plus one may be less than two. *Nat. Conserv.* 08, 103–111. <https://doi.org/10.4322/natcon.00802001>
- Allemand, D., Mayer-Gostan, N., De Pontual, H., Boeuf, G., Payan, P., 2007. Fish otolith calcification in relation to endolymph chemistry, in: Bäumlein, E. (Ed.), *Handbook of biomineralization*. Wiley, pp. 291–308. <https://doi.org/10.1002/9783527619443.ch17>
- Appelberg, M., Berger, H.-M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J., Rask, M., 1995. Development and intercalibration of methods in nordic freshwater fish monitoring. *Water. Air. Soil Pollut.* 85, 401–406. <https://doi.org/10.1007/BF00476862>
- Argillier, C., Barral, M., Irz, P., 2003. Growth and diet of the pikeperch *Sander lucioperca* (L.) in two French reservoirs. *Arch. Pol. Fish.* 11, 99–114.
- Argillier, C., Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., De Bortoli, J., Brucet, S., Emmrich, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T., Mehner, T., Olin, M., Rask, M., Volta, P., Winfield, I.J., Kelly, F., Krause, T., Palm, A., Holmgren, K., 2013. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704, 193–211. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1282-y>
- Arlinghaus, R., Rittweg, T., Dhellemmes, F., Koemle, D., Van Gemert, R., Schubert, H., Niessner, D., Möller, S., Droll, J., Friedland, R., Lewin, W.-C., Dorow, M., Westphal, L., Ehrlich, E., Strehlow, H.V., Weltersbach, M.S., Roser, P., Braun, M., Feldhege, F., Winkler, H., 2023. A synthesis of a coastal northern pike (*Esox lucius*) fishery and its social-ecological environment in the southern Baltic Sea: Implications for the management of mixed commercial-recreational fisheries. *Fish. Res.* 263, 106663. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106663>
- Baran, R., Jůza, T., Tušer, M., Balk, H., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Jayasinghe, A.D., Koliada, I., Mrkvička, T., Muška, M., Ricard, D., Sajdllová, Z., Vejřík, L., Kubečka, J., 2017. A novel upward-looking hydroacoustic method for improving pelagic fish surveys. *Sci. Rep.* 7, 4823. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04953-6>
- Baruš, V., Oliva, O., 1995. *Mihulovci - Petromyzontes a Ryby - Osteichthyes 2*, Fauna ČR a SR / Akademie Věd České Republiky. Academia, Praha.
- Bartrons, M., Mehner, T., Argillier, C., Beklioglu, M., Blabolil, P., Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Krause, T., Podgornik, S., Volta, P., Winfield, I.J., Brucet, S., 2020.

- Energy-based top-down and bottom-up relationships between fish community energy demand or production and phytoplankton across lakes at a continental scale. *Limnol. Oceanogr.* 65, 892–902. <https://doi.org/10.1002/lno.11434>
- Baur, R.J., Buck, D.H., Rose, C.R., 1976. Three years of experience with a channel catfish catchout, pond in Illinois. *Trans. Am. Fish. Soc.* 105, 247–253. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1976\)105<247:TYOEWA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1976)105<247:TYOEWA>2.0.CO;2)
- Benndorf, Jü., Böing, W., Koop, J., Neubauer, I., 2002. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshw. Biol.* 47, 2282–2295. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00989.x>
- Birk, S., Willby, N.J., Kelly, M.G., Bonne, W., Borja, A., Poikane, S., Van De Bund, W., 2013. Intercalibrating classifications of ecological status: Europe’s quest for common management objectives for aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 454–455, 490–499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.037>
- Blabolil, P., Boukal, D.S., Ricard, D., Kubečka, J., Říha, M., Vašek, M., Prchalová, M., Čech, M., Frouzová, J., Jůza, T., Muška, M., Tušer, M., Draštík, V., Šmejkal, M., Vejřík, L., Peterka, J., 2017a. Optimal gillnet sampling design for the estimation of fish community indicators in heterogeneous freshwater ecosystems. *Ecol. Indic.* 77, 368–376. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.036>
- Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Holubová, M., Kočvara, L., Kubečka, J., Muška, M., Prchalová, M., Říha, M., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Tušer, M., Vašek, M., Vejřík, L., Vejříková, I., Peterka, J., Jůza, T., 2021a. Less is more – Basic quantitative indices for fish can be achieved with reduced gillnet sampling. *Fish. Res.* 240, 105983. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105983>
- Blabolil, P., Čech, M., Jůza, T., Peterka, J., 2019. Variability of pikeperch *Sander lucioperca* (L. 1758) cohorts in early life history. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 420, 43. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019036>
- Blabolil, P., Draštík, V., Hůda, J., Muška, M., Jůza, T., Peterka, J., Vrba, J., Kopáček, J., 2024. Brown trout natural colonisation as a sign of full lake recovery from acidification. *Water. Air. Soil Pollut.* 235, 723. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07537-z>
- Blabolil, P., Duras, J., Jůza, T., Kočvara, L., Matěna, J., Muška, M., Říha, M., Vejřík, L., Holubová, M., Peterka, J., 2018a. Assessment of burbot *Lota lota* (L. 1758) population sustainability in central European reservoirs. *J. Fish Biol.* 92, 1545–1559. <https://doi.org/10.1111/jfb.13610>
- Blabolil, P., Frouzová, J., Matěna, J., Peterka, J., 2018b. Immersion mass marking of pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae in oxytetracycline hydrochloride and its detection using fluorescence microscopy. *Biologia (Bratisl.)* 73, 531–535. <https://doi.org/10.2478/s11756-018-0057-y>
- Blabolil, P., Harper, L.R., Řičanová, Š., Sellers, G., Di Muri, C., Jůza, T., Vašek, M., Sajdlová, Z., Rychtecký, P., Znachor, P., Hejzlar, J., Peterka, J., Hänfling, B., 2021b. Environmental DNA metabarcoding uncovers environmental correlates of fish communities in spatially heterogeneous freshwater habitats. *Ecol. Indic.* 126, 107698. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107698>

- Blabolil, P., Jůza, T., Čech, M., Peterka, J., 2023a. High mobility and flexibility in the habitat use of early juvenile pikeperch (*Sander lucioperca*) based on a mark-recapture experiment. *Diversity* 15, 720. <https://doi.org/10.3390/d15060720>
- Blabolil, P., Logez, M., Ricard, D., Prchalová, M., Říha, M., Sagouis, A., Peterka, J., Kubečka, J., Argillier, C., 2016a. An assessment of the ecological potential of Central and Western European reservoirs based on fish communities. *Fish. Res.* 173, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.022>
- Blabolil, P., Peterka, J., Čech, M., Jůza, T., 2023b. Influence of habitat on abundance, size and growth rate of pikeperch (*Sander lucioperca*) 0+ juveniles in a canyon-shaped reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 32, 703–711. <https://doi.org/10.1111/eff.12709>
- Blabolil, P., Ricard, D., Peterka, J., Říha, M., Jůza, T., Vašek, M., Prchalová, M., Čech, M., Muška, M., Sed'a, J., Mrkvička, T., Boukal, D.S., Kubečka, J., 2016b. Predicting asp and pikeperch recruitment in a riverine reservoir. *Fish. Res.* 173, 45–52. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.08.003>
- Blabolil, P., Říha, M., Ricard, D., Peterka, J., Prchalová, M., Vašek, M., Čech, M., Frouzová, J., Jůza, T., Muška, M., Tušer, M., Draštík, V., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Vejřík, L., Matěna, J., Boukal, D.S., Ritterbusch, D., Kubečka, J., 2017b. A simple fish-based approach to assess the ecological quality of freshwater reservoirs in Central Europe. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 418, 53. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017043>
- Blecha, M., Malinovskyi, O., Veselý, L., Křišťan, J., Policar, T., 2019. Swim bladder inflation failure in pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae in pond culture. *Aquac. Int.* 27, 983–989. <https://doi.org/10.1007/s10499-019-00361-x>
- Bonar, S.A., Mercado-Silva, N., Hubert, W.A., Beard, T.D., Dave, G., Kubečka, J., Graeb, B.D.S., Lester, N.P., Porath, M., Winfield, I.J., 2017. Standard methods for sampling freshwater fishes: Opportunities for international collaboration. *Fisheries* 42, 150–156. <https://doi.org/10.1080/03632415.2017.1276352>
- Brauer, V.S., Stomp, M., Huisman, J., 2012. The nutrient-load hypothesis: Patterns of resource limitation and community structure driven by competition for nutrients and light. *Am. Nat.* 179, 721–740. <https://doi.org/10.1086/665650>
- Brooks, R.C., Heidinger, R.C., Kohler, C.C., 1994. Mass-marking otoliths of larval and juvenile walleyes by immersion in oxytetracycline, calcein, or calcein blue. *North Am. J. Fish. Manag.* 14, 143–150. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1994\)014<0143:MMOOLA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1994)014<0143:MMOOLA>2.3.CO;2)
- Bruun, C., 2012. Roman emperors and legislation on public water use in the Roman Empire: clarifications and problems. *Water Hist.* 4, 11–33. <https://doi.org/10.1007/s12685-012-0051-1>
- Cáceres, M.D., Legendre, P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90, 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Carol, J., García-Berthou, E., 2007. Gillnet selectivity and its relationship with body shape for eight freshwater fish species. *J. Appl. Ichthyol.* 23, 654–660. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2007.00871.x>

- Carpenter, S.R., Brock, W.A., Cole, J.J., Kitchell, J.F., Pace, M.L., 2008. Leading indicators of trophic cascades. *Ecol. Lett.* 11, 128–138. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01131.x>
- Čech, M., Kratochvíl, M., Kubečka, J., Draštík, V., Matěna, J., 2005. Diel vertical migrations of bathypelagic perch fry. *J. Fish Biol.* 66, 685–702. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00630.x>
- Čech, M., Kubečka, J., Frouzová, J., Draštík, V., Kratochvíl, M., Matěna, J., Hejzlar, J., 2007. Distribution of the bathypelagic perch fry layer along the longitudinal profile of two large canyon-shaped reservoirs. *J. Fish Biol.* 70, 141–154. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01282.x>
- CEN, 2006. Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods. EN-14962.
- CEN, 2015. Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets. EN-14757.
- Chen, D., Shen, H., Hu, M., Wang, J., Zhang, Y., Dahlgren, R.A., 2018. Legacy nutrient dynamics at the watershed scale: Principles, modeling, and implications, in: *Advances in agronomy*. Elsevier, pp. 237–313. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.01.005>
- Coble, D.W., 1971. Effects of fin clipping and other factors on survival and growth of smallmouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.* 100, 460–473. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1971\)100<460:EOFCAO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1971)100<460:EOFCAO>2.0.CO;2)
- Czerniawski, R., Pilecka-Rapacz, M., Domagala, J., 2011. Stocking experiment with Atlantic salmon and sea trout parr reared on either live prey or a pellet diet. *J. Appl. Ichthyol.* 27, 984–989. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01761.x>
- de Moraes, K.R., Souza, A.T., Muška, M., Hladík, M., Čtvrtlíková, M., Draštík, V., Kolařík, T., Kučerová, A., Krolová, M., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Kubečka, J., 2023. Artificial floating islands: A promising tool to support juvenile fish in lacustrine systems. *Hydrobiologia* 850, 1969–1984. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05204-8>
- Deroiné, M., Pillin, I., Le Maguer, G., Chauvel, M., Grohens, Y., 2019. Development of new generation fishing gear: A resistant and biodegradable monofilament. *Polym. Test.* 74, 163–169. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2018.11.039>
- Diamond, J.M., 1983. Ecology: Laboratory, field and natural experiments. *Nature* 304, 586–587. <https://doi.org/10.1038/304586a0>
- Dimitrieva, E.N., 1973. Spawning grounds of zander *Lucioperca lucioperca* L. and Volga zander *Lucioperca volgensis* (Gmelin) in the Ural River. *Vopr. Ikhtiol.* 14, 934–937.
- Dörner, H., Wagner, A., Benndorf, J., 1999. Predation by piscivorous fish on age-0 fish: Spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). *Hydrobiologia* 408/409, 39–46. <https://doi.org/10.1023/A:1017049719721>
- Duras, J., 2022. Jak (ne)snadné je mít rybník s čistou vodou – příběh Velkého Boleveckého rybníka v Plzni. *Živa* 3, 129–132.
- EC, 2000. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

- EC JRC, 2018a. Water Framework Directive intercalibration: Central Baltic lake fish fauna ecological assessment methods. Part B, Development of the intercalibration common metric. Part C, Intercalibration. Publications Office, LU.
- EC JRC, 2018b. Intercalibration of the national classifications of ecological status for Northern lakes: Biological quality element: Fish fauna. Publications Office, LU.
- EC JRC, 2017. Water Framework Directive intercalibration: Central Baltic lake fish fauna ecological assessment methods. Part A, Descriptions of fish-based lake assessment methods. Publications Office, LU.
- EC JRC, 2014a. Water framework directive intercalibration technical report: Alpine lake fish fauna ecological assessment methods. Publications Office, LU.
- EC JRC, 2014b. Water Framework Directive intercalibration technical report: Northern lake fish fauna ecological assessment methods. Publications Office, LU.
- Eckmann, M., Dunham, J., Connor, E.J., Welch, C.A., 2018. Bioenergetic evaluation of diel vertical migration by bull trout (*Salvelinus confluentus*) in a thermally stratified reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 27, 30–43. <https://doi.org/10.1111/eff.12321>
- Einum, S., Fleming, I.A., 2001. Implications of stocking: Ecological interactions between wild and released Salmonids. *Nord. J. Freshw. Res.* 75, 56–70.
- Eloranta, A.P., Vejříková, I., Čech, M., Vejřík, L., Holubová, M., Šmejkal, M., Frouzová, J., Kiljunen, M., Jones, R.I., Peterka, J., 2017. Some like it deep: Intraspecific niche segregation in ruffe (*Gymnocephalus cernua*). *Freshw. Biol.* 62, 1401–1409. <https://doi.org/10.1111/fwb.12953>
- Fielder, D.G., 2002. Methodology for immersion marking walleye fry and fingerlings in oxytetracycline hydrochloride and its detection with fluorescence microscopy. Dept. Nat. Resources, Fisheries Division, Michigan.
- Frankiewicz, P., Dabrowski, K., Martyniak, A., Zalewski, M., 1999. Cannibalism as a regulatory force of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), population dynamics in the lowland Sulejow reservoir (Central Poland). *Hydrobiologia* 408/409, 47–55. <https://doi.org/10.1023/A:1017001803791>
- Frič, A., Vávra, V., 1898. Výzkum dvou jezer šumavských, Černého a Čertova. *Archív pro přírodovědný výzkum Čech*. Praha.
- Fu, F., Wang, Q., 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *J. Environ. Manage.* 92, 407–418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Ganias, K., Malioufa, G., Kaloyanni, M., 2023. Evaluating the levels of capture-related stress and physical injury in métiers that use gillnets and trammel nets. *Fish. Res.* 267, 106814. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106814>
- Gerber, L.R., Beger, M., McCarthy, M.A., Possingham, H.P., 2005. A theory for optimal monitoring of marine reserves. *Ecol. Lett.* 8, 829–837. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00784.x>
- Glover, K.A., Solberg, M.F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M.W., Hansen, M.M., Araki, H., Skaala, Ø., Svåsand, T., 2017. Half a century of genetic interaction

- between farmed and wild Atlantic salmon: Status of knowledge and unanswered questions. *Fish Fish.* 18, 890–927. <https://doi.org/10.1111/faf.12214>
- Grimaldo, E., Herrmann, B., Su, B., Føre, H.M., Vollstad, J., Olsen, L., Larsen, R.B., Tatone, I., 2019. Comparison of fishing efficiency between biodegradable gillnets and conventional nylon gillnets. *Fish. Res.* 213, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.01.003>
- Gulati, R.D., Lammens, E.H.R.R., Meijer, M.-L., Van Donk, E. (Eds.), 1990. Biomaniipulation tool for water management: Proceedings of an international conference held in Amsterdam, The Netherlands, 8–11 August, 1989. Springer Netherlands, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-0924-8>
- Hagen, I.J., Jensen, A.J., Bolstad, G.H., Diserud, O.H., Hindar, K., Lo, H., Karlsson, S., 2019. Supplementary stocking selects for domesticated genotypes. *Nat. Commun.* 10, 199. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-08021-z>
- Halačka, K., Adámek, Z., Jurajda, P., Mareš, J., Kopp, R., Grmela, J., 2018. Plán hospodaření na malých vodárenských nádržích typu Bojkovice a Ludkovice. Certifikovaná metodika R20/2018. Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., Mendelova univerzita v Brně. Brno.
- Hambright, K.D., Drenner, R.W., McComas, S.R., Hairston, Jr., 1991. Gape-limited piscivores, planktivore size refuges, and the trophic cascade hypothesis. *Arch. Für Hydrobiol.* 121, 389–404. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/121/1991/389>
- Hansen, L.P., 1988. Effects of carlin tagging and fin clipping on survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) released as smolts. *Aquaculture* 70, 391–394. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(88\)90122-6](https://doi.org/10.1016/0044-8486(88)90122-6)
- Havlíček, M., Dostál, I., Pavelková, R., 2022. Water reservoirs as a driver of anthropogenic changes in landscape and transport networks: The Czech Republic experience. *Water* 14, 1870. <https://doi.org/10.3390/w14121870>
- Heikinheimo, O., Setälä, J., Saarni, K., Raitaniemi, J., 2006. Impacts of mesh-size regulation of gillnets on the pikeperch fisheries in the Archipelago Sea, Finland. *Fish. Res.* 77, 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2005.11.005>
- Hesthagen, T., Fiske, P., Saksgård, R., 2016. Recovery of young brown trout (*Salmo trutta*) in acidified streams: What are the critical values for acid-neutralizing capacity? *Atmos. Environ.* 146, 236–244. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.010>
- Hladík, M., Kubečka, J., 2003. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* 504, 251–266. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008525.46939.42>
- Hokanson, K.E.F., 1977. Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1524–1550. <https://doi.org/10.1139/f77-217>
- Holdren, C., Jones, B., Taggart, J., 2001. Managing lakes and reservoirs. *Terrene Int. and US EPA*, Madison.

- Holubová, M., Hejzlar, J., Čech, M., Vašek, M., Blabolil, P., Peterka, J., 2021. Fluctuations in pelagic fish density linked to ambient conditions. *J. Fish Biol.* 98, 756–767. <https://doi.org/10.1111/jfb.14622>
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., 2008. A telemetry study on the diurnal distribution and activity of adult pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), in a riverine environment. *Hydrobiologia* 614, 151–157. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9503-0>
- Hrbáček, J., 1962. Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. *Rozpravy Československé Akademie věd. Praha.*
- Hurst, T.P., 2007. Causes and consequences of winter mortality in fishes. *J. Fish Biol.* 71, 315–345. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01596.x>
- Hurt, R., 1960. Dějiny rybníkářství na Moravě a ve Slezsku. Krajské nakladatelství. Ostrava.
- Jakobsen, T., Fogarty, M.J., Megrey, B.A., Moksness, E. (Eds.), 2016. Fish reproductive biology: Implications for assessment and management, 1st ed. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118752739>
- Jenkins, O.P., 2019. *Advances in Animal Science and Zoology. Volume 13, Advances in Animal Science and Zoology Ser.* Nova Science Publishers, Incorporated, New York.
- Jones, I.D., Smol, J.P., 2023. *Wetzel's Limnology*, 4th edition. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2019-0-04412-3>
- Jůza, T., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Sajdlová, Z., Holubová, M., Kočvara, L., Kolařík, T., Moraes, K.R., Muška, M., Souza, A.T., Vašek, M., Říha, M., Tušer, M., Šmejkal, M., Peterka, J., Prchalová, M., Kubečka J., 2022. Fish stock mass reduction is indicated in standard abundance and biomass estimates from gillnets and hydroacoustics. *Fish. Res.* 253, 106389. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106389>
- Jůza, T., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Hejzlar, J., Kočvara, L., Muška, M., Peterka, J., Sajdlová, Z., Tušer, M., Vašek, M., Kubečka, J., 2023. Distribution patterns, annual density changes, growth and mortality of pikeperch [*Sander lucioperca* (L. 1758)] fry following oligotrophication of a reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 32, 724–734. <https://doi.org/10.1111/eff.12718>
- Jůza, T., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Holubová, M., Kočvara, L., Kubečka, J., Malinovskyi, O., Policar, T., Rychtecký, P., Říha, M., Sajdlová, Z., Tušer, M., Vašek, M., 2024a. Assessing the efficacy of spring stocking of pikeperch (*Sander lucioperca*) into a eutrophic reservoir. *Lake Reserv. Manag.* 40, 196–204. <https://doi.org/10.1080/10402381.2024.2333298>
- Jůza, T., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Kubečka, J., Muška, M., Prchalová, M., Sajdlová, Z., Tušer, M., Vašek, M., Vejřík, L., Peterka, J., 2024b. Fish predation on newly stocked juvenile predatory fish in a biomanipulated reservoir. *Lake Reserv. Manag.* 40, 317–329. <https://doi.org/10.1080/10402381.2024.2374981>
- Jůza, T., Draštík, V., Čech, M., Sajdlová, Z., Anton-Pardo, M., Blabolil, P., Peterka, J., 2019a. The vertical distribution of maraena whitefish (*Coregonus maraena*) early juveniles in different times of day in a newly created oligotrophic lake. *Limnologica* 76, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.02.002>

- Jůza, T., Duras, J., Blabolil, P., Sajdlová, Z., Hess, J., Chocholoušková, Z., Kubečka, J., 2019b. Recovery of the Velký Bolevecký pond (Plzeň, Czech Republic) via biomanipulation – Key study for management. *Ecol. Eng.* 136, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.06.025>
- Jůza, T., Kajgrova, L., Bláha, M., Škrabánek, J., Draštík, V., Kočvara, L., Blabolil, P., 2024c. Readability of fin clipping during the growing season: Case study on the pikeperch (*Sander lucioperca*). *Aquac. Res.* 2024, 9788279. <https://doi.org/10.1155/2024/9788279>
- Kaiser, M.J., Bullimore, B., Newman, P., Lock, K., Gilbert, S., 1996. Catches in “ghost fishing” set nets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 145, 11–16.
- Kalous, L., Kuříková, P., Kohout, J., Rylková, K., Petrýl, M., Čech, M., 2017. Differences in spatial communities of European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) fry in a canyon-shaped reservoir are not attributable to genetics. *J. Appl. Ichthyol.* 33, 306–313. <https://doi.org/10.1111/jai.13305>
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2)
- Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R., Schlosser, I.J., 1986. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. Illinois Natural History Survey. Champaign.
- Kennard, M.J., Arthington, A.H., Pusey, B.J., Harch, B.D., 2005. Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshw. Biol.* 50, 174–193. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01293.x>
- Kilgour, B.W., Stanfield, L.W., 2006. Stanfield hindcasting reference conditions in streams. *Am. Fish. Soc. Symp.* 48, 623–639.
- Kitchell, J.F., Johnson, M.G., Minns, C.K., Loftus, K.H., Greig, L., Olver, C.H., 1977. Percid habitat: The river analogy. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1936–1940. <https://doi.org/10.1139/f77-259>
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol & Freyhof, Berlin.
- Kovalev, P.M., 1976. Larval development of the pike-perch *Lucioperca lucioperca* under natural conditions. *J. Ichthyol.* 16, 606–616.
- Krasilnikoff, J., Angelakis, A.N., 2019. Water management and its judicial contexts in ancient Greece: a review from the earliest times to the Roman period. *Water Policy* 21, 245–258. <https://doi.org/10.2166/wp.2019.176>
- Krpo-Ćetković, J., Hegediš, A., Lenhardt, M., 2010. Diet and growth of asp, *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), in the Danube River near the confluence with the Sava River (Serbia): Asp diet and growth in the Danube River. *J. Appl. Ichthyol.* 26, 513–521. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01456.x>
- Kubečka, J., Böhm, M., 1991. The fish fauna of the Jordan reservoir, one of the oldest man-made lakes in central Europe. *J. Fish Biol.* 38, 935–950. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1991.tb03633.x>

- Kuzishchin, K.V., Gruzdeva, M.A., Pavlov, D.S., 2018. Traits of biology of European wels catfish *Silurus glanis* from the Volga–Ahtuba water system, the Lower Volga. *J. Ichthyol.* 58, 833–844. <https://doi.org/10.1134/S0032945218060103>
- Laarman, P.W., Schneider, J.C., 1986. Walleye stocking experiments and fish population studies at Manistee Lake, 1972-84 (Fisheries research report: 1938). Michigan Department of Natural Resources Fisheries Division. Michigan.
- Lappalainen, J., Dörner, H., Wysujack, K., 2003. Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) – a review. *Ecol. Freshw. Fish* 12, 95–106. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00005.x>
- Lappalainen, J., Olin, M., Vinni, M., 2006. Pikeperch cannibalism: effects of abundance, size and condition. *Ann. Zool. Fenn.* 43, 35–44.
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P., Argillier, C., 2011. Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. *Ecol. Freshw. Fish* 20, 120–132. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00467.x>
- Li, Y., Jiao, Y., Reid, K., 2011. Gill-net saturation in Lake Erie: Effects of soak time and fish accumulation on catch per unit effort of walleye and yellow perch. *North Am. J. Fish. Manag.* 31, 280–290. <https://doi.org/10.1080/02755947.2011.574931>
- Li, Z., Qi, W., Feng, Y., Liu, Y., Ebrahim, S., Long, J., 2019. Degradation mechanisms of oxytetracycline in the environment. *J. Integr. Agric.* 18, 1953–1960. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(18\)62121-5](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)62121-5)
- Lindeman, R.L., 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23, 399–417. <https://doi.org/10.2307/1930126>
- Ljunggren, L., 2002. Growth response of pikeperch larvae in relation to body size and zooplankton abundance. *J. Fish Biol.* 60, 405–414. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb00289.x>
- Löffler, J., Ott, A., Ahnelt, H., Keckeis, H., 2008. Early development of the skull of *Sander lucioperca* (L.) (Teleostei: Percidae) relating to growth and mortality. *J. Fish Biol.* 72, 233–258. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01699.x>
- Lusk, S., Heteša, J., Hochman, L., Král, K., 1983. Účelové rybí obsádky v údolních nádržích. Hydroprojekt, Brno.
- Mackenzie, D.I., Royle, J.A., 2005. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *J. Appl. Ecol.* 42, 1105–1114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x>
- Matsuoka, T., Nakashima, T., Nagasawa, N., 2005. A review of ghost fishing: Scientific approaches to evaluation and solutions. *Fish. Sci.* 71, 691–702. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2005.01019.x>
- Mazoyer, M., Roudart, L., 2006. A history of World agriculture. From the Neolithic age to the current crisis. Monthly Review Press. London.

- McIlwraith, H.K., Kim, J., Helm, P., Bhavsar, S.P., Metzger, J.S., Rochman, C.M., 2021. Evidence of microplastic translocation in wild-caught fish and implications for microplastic accumulation dynamics in food webs. *Environ. Sci. Technol.* 55, 12372–12382. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02922>
- Mehner, T., Benndorf, J., Kasprzak, P., Koschel, R., 2002. Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. *Freshw. Biol.* 47, 2453–2465. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.01003.x>
- Methratta, E., Link, J., 2006. Evaluation of quantitative indicators for marine fish communities. *Ecol. Indic.* 6, 575–588. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.08.022>
- Mills, C.A., 1991. Reproduction and life history, in: Winfield, I.J., Nelson, J.S. (Eds.), *Cyprinid fishes*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 483–508. https://doi.org/10.1007/978-94-011-3092-9_17
- Miranda, L.E., Kratochvíl, M., 2008. Boat electrofishing relative to anode arrangement. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137, 1358–1362. <https://doi.org/10.1577/T07-243.1>
- Mustafic, P., Zanella, D., Marcic, Z., Caleta, M., Buj, I., Ivić, L., Raguž, L., Horvatić, S., Karlović, R., 2020. Report on the Croatian assessment method for fish in natural lakes in the case where the intercalibration exercise is not possible (Gap 3). Faculty of Science, University of Zagreb, Zagreb.
- Nagięć, M., 1977. Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in its natural habitats in Poland. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1581–1585. <https://doi.org/10.1139/f77-222>
- Nakamura, K., Mueller, G., 2008. Review of the performance of the artificial floating island as a restoration tool for aquatic environments, in: *World environmental and water resources congress 2008*. American Society of Civil Engineers, Honolulu, Hawaii, pp. 1–10. [https://doi.org/10.1061/40976\(316\)276](https://doi.org/10.1061/40976(316)276)
- Nelson, J.S., 2006. *Fishes of the World*, 4th ed. John Wiley & Sons, Hoboken. New Jersey.
- Nöges, P., Argillier, C., Borja, Á., Garmendia, J.M., Hanganu, J., Kodeš, V., Pletterbauer, F., Sagouis, A., Birk, S., 2016. Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters. *Sci. Total Environ.* 540, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.045>
- Northridge, S., Coram, A., Kingston, A., Crawford, R., 2017. Disentangling the causes of protected-species bycatch in gillnet fisheries. *Conserv. Biol.* 31, 686–695. <https://doi.org/10.1111/cobi.12741>
- Olin, M., Malinen, T., Ruuhijärvi, J., 2009. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community—Comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. *Fish. Res.* 96, 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.09.007>
- Olin, M., Tiainen, J., Kurkilahti, M., Rask, M., Lehtonen, H., 2016. An evaluation of gillnet CPUE as an index of perch density in small forest lakes. *Fish. Res.* 173, 20–25. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.018>
- Olsson, J., 2019. Past and current trends of coastal predatory fish in the Baltic Sea with a focus on perch, pike, and pikeperch. *Fishes* 4, 7. <https://doi.org/10.3390/fishes4010007>

- Oro, J., Miller, S.L., Lazcano, A., 1990. The origin and early evolution of life on Earth. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 18, 317–356. <https://doi.org/10.1146/annurev.ea.18.050190.001533>
- Ortúzar, M., Esterhuizen, M., Olicón-Hernández, D.R., González-López, J., Aranda, E., 2022. Pharmaceutical pollution in aquatic environments: A concise review of environmental impacts and bioremediation systems. *Front. Microbiol.* 13, 869332. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.869332>
- Ozimek, T., Gulati, R.D., Van Donk, E., 1990. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example. *Hydrobiologia* 200–201, 399–407. <https://doi.org/10.1007/BF02530357>
- Pastorino, P., Bertoli, M., Caldaroni, B., Giugliano, R., Ciccotelli, V., Vivaldi, B., Squadrone, S., Griglione, A., Abete, M.C., Renzi, M., Esposito, G., Bozzetta, E., Pizzul, E., Barceló, D., Prearo, M., Elia, A.C., 2025. Influence of water chemistry and contaminant occurrence on the oxidative stress ecology of *Cottus gobio* in a high-mountain lake (Carnic Alps). *Environ. Res.* 264, 120343. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120343>
- Pavlov, D.S., Mikheev, V.N., Lupandin, A.I., Skorobogatov, M.A., 2008. Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: A review of experimental and field studies. *Hydrobiologia* 609, 125–138. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9396-y>
- Pehlivanov, L.Z., Apostolou, A.J., Wolfram, G., 2017. Development of Bulgarian fish based index for ecological classification and monitoring of natural riparian lakes (Type L5/L-EC-1). *Acta Zool. Bulg.* 8, 153–162.
- Persson, A., Brönmark, C., 2008. Pikeperch *Sander lucioperca* trapped between niches: foraging performance and prey selection in a piscivore on a planktivore diet. *J. Fish Biol.* 73, 793–808. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.01956.x>
- Peterka, J., Matěna, J., Lipka, J., 2003. The diet and growth of larval and juvenile pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)): A comparative study of fishponds and a reservoir. *Aquac. Int.* 11, 337–348. <https://doi.org/10.1023/A:1025791208123>
- Petitjean, Q., Jean, S., Gandar, A., Côte, J., Laffaille, P., Jacquin, L., 2019. Stress responses in fish: From molecular to evolutionary processes. *Sci. Total Environ.* 684, 371–380. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.357>
- Petriki, O., Lazaridou, M., Bobori, D.C., 2017. A fish-based index for the assessment of the ecological quality of temperate lakes. *Ecol. Indic.* 78, 556–565. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.029>
- Poikane, S., Birk, S., Böhmer, J., Carvalho, L., De Hoyos, C., Gassner, H., Hellsten, S., Kelly, M., Lyche Solheim, A., Olin, M., Pall, K., Phillips, G., Portielje, R., Ritterbusch, D., Sandin, L., Schartau, A.-K., Solimini, A.G., Van Den Berg, M., Wolfram, G., Van De Bund, W., 2015. A hitchhiker's guide to European lake ecological assessment and intercalibration. *Ecol. Indic.* 52, 533–544. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.005>
- Poikane, S., Ritterbusch, D., Argillier, C., Białokoz, W., Blabolil, P., Breine, J., Jaarsma, N.G., Krause, T., Kubečka, J., Lauridsen, T.L., Nöges, P., Peirson, G., Virbickas, T., 2017.

- Response of fish communities to multiple pressures: Development of a total anthropogenic pressure intensity index. *Sci. Total Environ.* 586, 502–511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.211>
- Pollom, R.A., Rose, G.A., 2016. A global review of the spatial, taxonomic, and temporal scope of freshwater fisheries hydroacoustics research. *Environ. Rev.* 24, 333–347. <https://doi.org/10.1139/er-2016-0017>
- Pont, D., Valentini, A., Rocle, M., Maire, A., Delaigue, O., Jean, P., Dejean, T., 2021. The future of fish-based ecological assessment of European rivers: from traditional EU Water Framework Directive compliant methods to eDNA metabarcoding-based approaches. *J. Fish Biol.* 98, 354–366. <https://doi.org/10.1111/jfb.14176>
- Pouget, L., Escaler, I., Guiu, R., Mc Ennis, S., Versini, P.-A., 2012. Global Change adaptation in water resources management: The Water Change project. *Sci. Total Environ.* 440, 186–193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.036>
- Prchalová, M., Kubečka, J., Čech, M., Frouzová, J., Draštík, V., Hohausová, E., Jůza, T., Kratochvíl, M., Matěna, J., Peterka, J., Říha, M., Tušer, M., Vašek, M., 2009a. The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 18, 247–260. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00342.x>
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Čech, M., Jůza, T., Ketelaars, H.A.M., Kratochvíl, M., Mrkvička, T., Peterka, J., Vašek, M., Wagenvoort, A.J., 2013. Eel attacks—A new tool for assessing European eel (*Anguilla anguilla*) abundance and distribution patterns with gillnet sampling. *Limnologica* 43, 194–202. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.09.003>
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Draštík, V., Křížek, J., 2009b. Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fish. Res.* 96, 51–57. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.09.017>
- Radinger, J., Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Feldhege, F., Monk, C.T., Arlinghaus, R., 2023. Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. *Science* 379, 946–951. <https://doi.org/10.1126/science.adf0895>
- Ren, J., Point, A.D., Baygi, S.F., Fernando, S., Hopke, P.K., Holsen, T.M., Crimmins, B.S., 2022. Bioaccumulation of polyfluoroalkyl substances in the Lake Huron aquatic food web. *Sci. Total Environ.* 819, 152974. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152974>
- Rey, A., Viard, F., Lizé, A., Corre, E., Valentini, A., Thiriet, P., 2023. Coastal rocky reef fish monitoring in the context of the Marine Strategy Framework Directive: Environmental DNA metabarcoding complements underwater visual census. *Ocean Coast. Manag.* 241, 106625. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2023.106625>
- Říha, M., Jůza, T., Prchalová, M., Mrkvička, T., Čech, M., Draštík, V., Muška, M., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Vašek, M., Kubečka, J., 2012. The size selectivity of the main body of a sampling pelagic pair trawl in freshwater reservoirs during the night. *Fish. Res.* 127–128, 56–60. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.04.012>

- 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. *Fish. Manag. Ecol.* 18, 339–347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00790.x>
- Říha, M., Ricard, D., Vašek, M., Prchalová, M., Mrkvička, T., Jůza, T., Čech, M., Draštík, V., Muška, M., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Sed'a, J., Blabolil, P., Bláha, M., Wanzenböck, J., Kubečka, J., 2015. Patterns in diel habitat use of fish covering the littoral and pelagic zones in a reservoir. *Hydrobiologia* 747, 111–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2124-x>
- Ritterbusch, D., Blabolil, P., Breine, J., Erős, T., Mehner, T., Olin, M., Peirson, G., Volta, P., Poikane, S., 2022. European fish-based assessment reveals high diversity of systems for determining ecological status of lakes. *Sci. Total Environ.* 802, 149620. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149620>
- Ruppert, K.M., Kline, R.J., Rahman, M.S., 2019. Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. *Glob. Ecol. Conserv.* 17, e00547. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00547>
- Rychtecký, P., Znachor, P., 2011. Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 663, 175–186. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0571-6>
- Sajdlová, Z., Frouzová, J., Draštík, V., Jůza, T., Peterka, J., Prchalová, M., Říha, M., Vašek, M., Kubečka, J., Čech, M., 2018. Are diel vertical migrations of European perch (*Perca fluviatilis* L.) early juveniles under direct control of light intensity? Evidence from a large field experiment. *Freshw. Biol.* 63, 473–482. <https://doi.org/10.1111/fwb.13085>
- Sály, P., Erős, E., Tibor, 2020. Intercalibration Report for New Fish Index for Oxbow Lakes Hungary. Balaton Limnological Research Institute. Tihany.
- Schäfer, N., Matoušek, J., Rebl, A., Stejskal, V., Brunner, R.M., Goldammer, T., Verleih, M., Korytář, T., 2021. Effects of chronic hypoxia on the immune status of pikeperch (*Sander lucioperca* Linnaeus, 1758). *Biology* 10, 649. <https://doi.org/10.3390/biology10070649>
- Sed'a, J., Kubečka, J., 1997. Long-term biomanipulation of Rimov Reservoir (Czech Republic). *Hydrobiologia* 345, 95–108. <https://doi.org/10.1023/A:1002911103252>
- Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K., Hiraldo, F., 2008. Top Predators as conservation tools: Ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39, 1–19. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173545>
- Sharma, D., Dhanker, R., Bhawna, Tomar, A., Raza, S., Sharma, A., 2024. Fishing gears and nets as a source of microplastic, in: Shahnawaz, Mohd., Adetunji, C.O., Dar, M.A., Zhu, D. (Eds.), *Microplastic Pollution*. Springer Nature Singapore, Singapore, pp. 127–140. https://doi.org/10.1007/978-981-99-8357-5_8
- Siegmund-Schultze, M., Do Carmo Sobral, M., Alcoforado De Moraes, M.M.G., Almeida-Cortez, J.S., Azevedo, J.R.G., Candeias, A.L., Cierjacks, A., Gomes, E.T.A., Gunkel, G.,

- Hartje, V., Hattermann, F.F., Kaupenjohann, M., Koch, H., Köppel, J., 2018. The legacy of large dams and their effects on the water-land nexus. *Reg. Environ. Change* 18, 1883–1888. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1414-7>
- Skov, C., Nilsson, P.A., 2018. *Biology and ecology of pike*. CRC press, Taylor & Francis group, FL, Boca Raton.
- Šmejkal, M., Bartoň, D., Blabolil, P., Podhorec, P., Souza, A.T., Stejskal, V., Stepanyshyna, Y., Tapkir, S., 2021. Does fish conditioning in aquaculture increase survival success in the wild? A case study on a cyprinid fish. *Sustainability* 13, 13936. <https://doi.org/10.3390/su132413936>
- Šmejkal, M., Ricard, D., Prchalová, M., Říha, M., Muška, M., Blabolil, P., Čech, M., Vašek, M., Jůza, T., Monteoliva Herreras, A., Encina, L., Peterka, J., Kubečka, J., 2015. Biomass and abundance biases in european standard gillnet sampling. *PLOS ONE* 10, e0122437. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122437>
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10, 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Sogard, S.M., Olla, B.I., 1996. Food deprivation affects vertical distribution and activity of a marine fish in a thermal gradient: potential energy-conserving mechanism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 133, 43–55.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., 2007. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *J. Appl. Ecol.* 44, 1089–1094. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01426.x>
- Specziár, A., Erős, T., 2020. Development of a fish-based index for the assessment of the ecological status of Lake Balaton in the absence of present day reference condition. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 11. <https://doi.org/10.1051/kmae/2020002>
- Stapanian, M.A., Paragamian, V.L., Madenjian, C.P., Jackson, J.R., Lappalainen, J., Evenson, M.J., Neufeld, M.D., 2010. Worldwide status of burbot and conservation measures. *Fish Fish.* 11, 34–56. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2009.00340.x>
- Stewart, S.D., Hamilton, D.P., Baisden, W.T., Dedual, M., Verburg, P., Duggan, I.C., Hicks, B.J., Graham, B.S., 2017. Variable littoral-pelagic coupling as a food-web response to seasonal changes in pelagic primary production. *Freshw. Biol.* 62, 2008–2025. <https://doi.org/10.1111/fwb.13046>
- Straškraba, M., 2004. Reservoirs and other artificial water bodies, in: O’Sullivan, P.E., Reynolds, C.S. (Eds.), *The Lakes Handbook, Volume 2*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, pp. 300–327. <https://doi.org/10.1002/9780470750506.ch12>
- Šusta, J., 1884. *Výživa kapra a jeho družiny rybníčné. Nové základy rybochovu rybníčního*. Tiskem J. Otty. Praha.
- Sutton, T.M., Cyterski, M.J., Ney, J.J., Duval, M.C., 2004. Determination of factors influencing stomach content retention by striped bass captured using gillnets. *J. Fish Biol.* 64, 903–910. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.0358.x>

- Symonová, R., Jůza, T., Tesfaye, M., Brabec, M., Bartoň, D., Blabolil, P., Draštík, V., Kočvara, L., Muška, M., Prchalová, M., Říha, M., Šmejkal, M., Souza, A.T., Sajdlová, Z., Tušer, M., Vašek, M., Skubic, C., Brabec, J., Kubečka, J., 2024. Transition to piscivory seen through brain transcriptomics in a juvenile percid fish: Complex interplay of differential gene transcription, alternative splicing, and ncRNA activity. *J. Exp. Zool. Part Ecol. Integr. Physiol. jez.2886*. <https://doi.org/10.1002/jez.2886>
- Taberlet, P., Bonin, A., Zinger, L., Coissac, E., 2018. *Environmental DNA: For biodiversity research and monitoring*, 1st ed. Oxford University Press. Oxford. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198767220.001.0001>
- Taylor, J.J., Rytwinski, T., Bennett, J.R., Smokorowski, K.E., Lapointe, N.W.R., Janusz, R., Clarke, K., Tonn, B., Walsh, J.C., Cooke, S.J., 2019. The effectiveness of spawning habitat creation or enhancement for substrate-spawning temperate fish: A systematic review. *Environ. Evid.* 8, 19. <https://doi.org/10.1186/s13750-019-0162-6>
- Teodorovic, I., Djukic, N., Maletin, S., Miljanovic, B., Jugovac, N., 2000. Metal pollution index: Proposal for freshwater monitoring based on trace metal accumulation in fish. *Tiscia* 32, 55–60.
- Thanopoulou, Z., Sini, M., Vatikiotis, K., Katsoupis, C., Dimitrakopoulos, P.G., Katsanevakis, S., 2018. How many fish? Comparison of two underwater visual sampling methods for monitoring fish communities. *PeerJ* 6, e5066. <https://doi.org/10.7717/peerj.5066>
- Thompson, J.M., Hirethota, P.S., Eggold, B.T., 2005. A comparison of elastomer marks and fin clips as marking techniques for walleye. *North Am. J. Fish. Manag.* 25, 308–315. <https://doi.org/10.1577/M03-237.1>
- Tschernij, V., Larsson, P.-O., 2003. Ghost fishing by lost cod gill nets in the Baltic Sea. *Fish. Res.* 64, 151–162. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00214-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00214-5)
- Utzinger, J., Roth, C., Peter, A., 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *J. Appl. Ecol.* 35, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.1998.tb00006.x>
- Uysal, K., Aksoylar, M.Y., 2005. Seasonal variations in fatty acid composition and the N-6/N-3 fatty acid ratio of pikeperch (*Sander lucioperca*) muscle lipids. *Ecol. Food Nutr.* 44, 23–35. <https://doi.org/10.1080/03670240590904308>
- Vašek, M., Eloranta, A.P., Vejříková, I., Blabolil, P., Říha, M., Jůza, T., Šmejkal, M., Matěna, J., Kubečka, J., Peterka, J., 2018. Stable isotopes and gut contents indicate differential resource use by coexisting asp (*Leuciscus aspius*) and pikeperch (*Sander lucioperca*). *Ecol. Freshw. Fish* 27, 1054–1065. <https://doi.org/10.1111/eff.12414>
- Vašek, M., Prchalová, M., Peterka, J., Ketelaars, H.A.M., Wagenvoort, A.J., Čech, M., Draštík, V., Říha, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Mrkvička, T., Blabolil, P., Boukal, D.S., Duras, J., Kubečka, J., 2013. The utility of predatory fish in biomanipulation of deep reservoirs. *Ecol. Eng.* 52, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.100>
- Vašek, M., Prchalová, M., Říha, M., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Muška, M., Peterka, J., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Tušer, M., Vejřík, L., Znachor, P., Mrkvička, T., Sed'a, J., Kubečka, J., 2016. Fish community response to the

- longitudinal environmental gradient in Czech deep-valley reservoirs: Implications for ecological monitoring and management. *Ecol. Indic.* 63, 219–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.061>
- Vehanen, T., Lahti, M., 2003. Movements and habitat use by pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in a hydropeaking reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 12, 203–215. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00026.x>
- Vejrík, L., Vejríková, I., Blabolil, P., Eloranta, A.P., Kočvara, L., Peterka, J., Sajdlová, Z., Chung, S.H.T., Šmejkal, M., Kiljunen, M., Čech, M., 2017. European catfish (*Silurus glanis*) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. *Sci. Rep.* 7, 15970. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-16169-9>
- Verreth, J., Kleyn, K., 1987. The effect of biomanipulation of the zooplankton on the growth, feeding and survival of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in nursing ponds. *J. Appl. Ichthyol.* 3, 13–23. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1987.tb00444.x>
- Volta, P., 2017. Report on the Italian fish assessment method (Lake Fish Index - LFI) for Mediterranean natural lakes in the case where the intercalibration exercise is not possible. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Largo Tonolli.
- Vrba, J., Rulík, M., 2017. Padesát let limnospolu aneb kapitoly z historie české a slovenské limnologie. *Limnologické noviny*. Praha.
- Vyskoč, P., Prchalová, H., Durčák, M., Semerádová, S., Jačková, A., Richter, P., 2024. Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice za období 2019–2021. *Vodohospodářské Tech.-Ekon. Inf.* 66, 10. <https://doi.org/10.46555/10.46555/VTEI.2024.03.002>
- Wang, N., Xu, X., Kestemont, P., 2009. Effect of temperature and feeding frequency on growth performances, feed efficiency and body composition of pikeperch juveniles (*Sander lucioperca*). *Aquaculture* 289, 70–73. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.01.002>
- Wang, S., Yan, Z., Hänfling, B., Zheng, X., Wang, P., Fan, J., Li, J., 2021. Methodology of fish eDNA and its applications in ecology and environment. *Sci. Total Environ.* 755, 142622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142622>
- Wardle, C.S., 1986. Fish Behaviour and Fishing Gear, in: Pitcher, T.J. (Ed.), *The behaviour of teleost fishes*. Springer US, Boston, MA, pp. 463–495. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-8261-4_18
- Weir, L.K., Grant, J.W., 2005. Effects of aquaculture on wild fish populations: A synthesis of data. *Environ. Rev.* 13, 145–168. <https://doi.org/10.1139/a05-012>
- Weston, T.S., Laudan, L., 1978. Progress and its problems: Towards a theory of scientific growth. *Philos. Rev.* 87, 614. <https://doi.org/10.2307/2184465>
- Whittier, T.R., 2020. Development of IBI metrics for lakes in southern New England, in: Simon, T.P. (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, pp. 563–582. <https://doi.org/10.1201/9781003068013-26>

- Wysujack, K., Kasprzak, P., Laude, U., Mehner, T., 2002. Management of a pikeperch stock in a long-term biomanipulated stratified lake: efficient predation vs. low recruitment. *Hydrobiologia* 479, 169–180. <https://doi.org/10.1023/A:1021042308649>
- Yazdi, J., Moridi, A., 2017. Interactive reservoir-watershed modeling framework for integrated water quality management. *Water Resour. Manag.* 31, 2105–2125. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1627-4>
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.* 77, 161–170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>
- Zerbe, S., 2023. Natural and anthropogenic lakes, in: *Restoration of ecosystems – Bridging nature and humans*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, pp. 235–264. https://doi.org/10.1007/978-3-662-65658-7_11
- Znachor, P., Jurczak, T., Komárková, J., Jezberová, J., Mankiewicz, J., Kaštovská, K., Zapomělová, E., 2006. Summer changes in cyanobacterial bloom composition and microcystin concentration in eutrophic Czech reservoirs. *Environ. Toxicol.* 21, 236–243. <https://doi.org/10.1002/tox.20176>
- Zudaire, I., Moreno, G., Murua, J., Hamer, P., Murua, H., T. Tolotti, M., Roman, M., Hall, M., Lopez, J., Grande, M., Merino, G., Escalle, L., C. Basurko, O., Capello, M., Dagorn, L., Ramos, M.L., Abascal, F.J., Báez, J.C., Pascual-Alayón, P.J., Déniz, S., Santiago, J., 2023. Biodegradable drifting fish aggregating devices: Current status and future prospects. *Mar. Policy* 153, 105659. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105659>