

Metodika hodnocení vlivu vysychání toků na biodiverzitu tekoucích vod pro cílené navrhování zásahů a opatření k omezení negativních dopadů vysychání toků na biodiverzitu

Konečný uživatel výsledků: **Ministerstvo životního prostředí**
Vršovická 1442/65
Praha 10, 100 10

Název projektu: Vysychání toků a biodiverzita tekoucích vod: vliv přírodních podmínek a antropogenních zásahů

Číslo projektu: TITSMZP703

Řešitel projektu: Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie
Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.

Doba řešení: 01.06.2018 – 30.11.2021

Důvěrnost a dostupnost: veřejně přístupný (http://sucho.eu/doc/TITSMZP703_metodika.pdf)

Informace o autorském týmu:

Mgr. Marek Polášek, Ph.D.

RNDr. Petr Pařil, Ph.D.

Mgr. Michal Straka, Ph.D.

RNDr. Denisa Němejcová

Mgr. Vendula Polášková, Ph.D.

Mgr. Barbora Loskotová

Mgr. Alena Dostálová

Mgr. Veronika Kalníková, Ph.D.

Ing. Pavel Jurajda, Ph.D.

M U N I
S C IVÚV
TGM**Další informace o projektu:**

Metodika hodnocení vlivu vysychání toků na biodiverzitu tekoucích vod pro cílené navrhování zásahů a opatření k omezení negativních dopadů vysychání toků na biodiverzitu je jedním z cílů projektu TAČR TITSMZP703 (Vysychání toků a biodiverzita tekoucích vod: vliv přírodních podmínek a antropogenních zásahů). Cílem tohoto projektu bylo vyhodnotit společný vliv vysychání vodních toků a doprovodných antropogenních vlivů na modelové skupiny vodních a na vodu vázaných organismů. Veškerá data a výsledky, na jejichž základě byla tato metodika sestavena, vychází z terénního výzkumu na modelových lokalitách v ČR, který probíhal v letech 2018 až 2020. Podrobné výsledky, informace a podklady pro tuto metodiku jsou obsaženy v závěrečné výzkumné zprávě projektu dostupné na adrese http://sucho.eu/doc/TITSMZP703_zaverecna_zprava.pdf.

Obsah

Úvod.....	4
Předmět metodiky	5
Návaznost na legislativu a normy.....	5
Podmínky pro aplikaci metodiky a rozsah spolehlivosti.....	6
Princip metody.....	7
Obecné zásady při posuzování vlivu vybraných typů opatření	8
Malé vodní nádrže	9
Revitalizace toků a buffer stripes.....	12
Změny v způsobu využívání půdy v ploše povodí.....	14
Hodnocení míry vlivu vybraných typů opatření na jednotlivé složky bioty vysychavých toků	16
Hodnocení podle biologické složky ryby	16
Hodnocení podle biologické složky cévnaté rostliny.....	20
Hodnocení podle biologické složky makrozoobentos	25
Hodnocení podle biologické složky fytozobentos a fytoplankton.....	31
Bezpečnost práce a zajištění kvality.....	33
Praktické příklady použití metodiky.....	34
Příklad 1 – Posouzení záměru výstavby malé vodní nádrže	34
Příklad 2 – Výběr nejvhodnější lokality pro revitalizaci toku.....	36
Příklad 3 – Zpětné posouzení efektu realizovaného opatření	37
Seznam zkratk.....	39
Literatura.....	40
Přílohy.....	43
Tabulky dílčích a celkových skóre.....	43
Dílčí a celková skóre pro relevantní taxony ryb	43
Dílčí a celková skóre pro relevantní taxony cévnatých rostlin.....	45
Dílčí a celková skóre pro relevantní taxony makrozoobentosu.....	50

Úvod

S postupujícími klimatickými změnami v České republice lze očekávat stále častější a intenzivnější epizody sucha, které mohou ve svém extrému vést až k úplnému vyschnutí vodního toku. Z hlediska typu toků, na kterých dochází v obdobích sucha k nejmarkantnějším změnám, jsou nejohroženější kategorií toky do 4. řádu dle Strahlera. Takto razantní změnu v hydrologickém režimu v podmínkách ČR, kde v historickém měřítku docházelo k vysychání toků pouze ojediněle, lze považovat za významnou disturbanci pro vodní společenstva, která vyvolává změny v početnosti i v druhovém složení. Zatímco samotný dopad výskytu sucha pro společenstva vodních bezobratlých antropogenně minimálně ovlivněných toků již byl v ČR zkoumán (viz Metodika retrospektivní bioindikace epizod vyschnutí toků na základě analýzy makrozoobentosu, Pařil et al. 2015), vztah mezi dopadem vysychání a doprovodných antropogenních zásahů na biodiverzitu vysychavých toků České republiky nebyl doposud uceleně popsán.

Problematika sucha začala být v ČR intenzivně řešena na vládní úrovni v roce 2015, kdy v návaznosti na usnesení vlády byla ministry zemědělství a životního prostředí zřízena pracovní meziresortní komise VODA-SUCHO. Na základě výstupů této komise vznikl strategický dokument „Koncepce na ochranu před následky sucha pro území České republiky“. Jedním z podkladů byl i Katalog přírodě blízkých opatření pro zadržení vody v krajině (Dzuráková et al. 2018), který obsahuje příklady dobré praxe opatření realizovaných v ČR. Opatření s předpokládaným dopadem přímo na vodní toky lze obecně rozdělit do tří kategorií podle prostorové škály, na které působí na i) **opatření bodová** (zejména malé vodní nádrže, přehrážky bystřin apod.), ii) **opatření liniová** (opatření podél a v trase vodních toků) a iii) **opatření plošná** (zejména změna pěstebních postupů, plodin, realizace zasakovacích travních pásů, mezí, hrázek, stavba příkopů a průleहů atp.). S přihlédnutím k četnosti realizací opatření uvedených v Katalogu opatření byly pro použití této metodiky vybrány průtočné malé vodní nádrže (reprezentující bodová opatření), výsadba doprovodné vegetace (tzv. buffer stripes) a revitalizace toků (reprezentující liniová opatření) a obecné změny ve využití krajiny v ploše povodí (reprezentující plošná opatření). Detaily k jednotlivým vybraným typům opatření jsou uvedeny v příslušných kapitolách (str. 8 – 14).

Cílem metodiky je poskytnout podklad pro posouzení vhodnosti realizace nápravných opatření s dopadem na vodní toky, která jsou aktuálně navrhována jako opatření proti negativním dopadům sucha. Vhodnost těchto opatření je popsána z hlediska jejich dopadu na společenstva vysychavých a k vysychání náchylných vodních toků a jejich biodiverzitu. Doporučována jsou taková opatření, která nezpůsobí snížení biodiverzity a zhoršení ekologického stavu vodního toku, případně s vysokou pravděpodobností přispějí k vytvoření společenstev zjištěných na lokalitách s minimálním možným antropogenním zatížením. Na základě analýz standardně odebraných vzorků složek vodních organismů dle závazných metodik odběru jednotlivých biologických složek (makrozoobentos, fytoobentos, fytoplankton, ryby) pro účely stanovení ekologického stavu či na základě mapování cévnatých rostlin osidlujících obnažené dno vysychavých toků je možné posoudit míru očekávané změny ve společenstvu dané indikační skupiny organismů způsobené realizací určitého typu opatření. Pomocí postupů uvedených v předložené metodice je možné před realizací záměru expertně vyhodnotit očekávané přínosy a negativa plánovaného opatření a jeho dopad na biodiverzitu dané intermitentní (tj.

vysychavé) vodoteče. Komplexní hodnocení dopadů opatření je nezbytným předpokladem jejich realizace a předkládaná metodika si klade za cíl predikovat, jaké dopady bude mít realizace daného opatření na společenstva vodního toku.

Předmět metodiky

Metodika je určena jako odborný podklad pro správní řízení vedená pro orgány ochrany přírody (OOP) na všech stupních od úrovně Ministerstva životního prostředí přes krajské úřady, správy velkoplošných chráněných území (chráněné krajinné oblasti, národní parky) až po OOP na obcích třetího stupně. Konkrétními uživateli se tak se dle § 75 zák. 114/1992 Sb. ve znění pozdějších předpisů jedná o tyto taxativně vyjmenované orgány přírody: obecní úřady, pověřené obecní úřady, obecní úřady obcí s rozšířenou působností, krajské úřady, Agentura ochrany přírody a krajiny, správy národních parků, Česká inspekce životního prostředí, Ministerstvo životního prostředí, újezdni úřady, Ministerstvo obrany a dále pro subjekty zabezpečující komplexní pozemkové úpravy (Ministerstvo zemědělství, Státní pozemkový úřad, krajské pozemkové úřady a jejich pobočky a projektanti komplexních pozemkových úprav).

Cílem této metodiky je poskytnout komplexní systém pro hodnocení dopadů vybraných typů opatření k omezení negativních dopadů vysychání toků na vodní a vodu vázané organismy, a to ve dvou stupních. V prvním stupni lze metodiku použít pro predikci a předběžné zhodnocení přínosů a rizik při posuzování záměru realizace vybraného typu opatření ještě před samotnou realizací. K tomuto účelu slouží kapitola Obecné zásady při posuzování vlivu vybraných typů opatření (str. 8). V druhém stupni pak umožňuje metodika zhodnocení skutečných dopadů již realizovaných opatření na biotu vodního toku pomocí Indexu ovlivnění společenstva (IOS), čímž umožňuje post-hoc hodnocení efektivity vybudovaného opatření ve vztahu k biodiverzitě (tedy např. zda provedená revitalizace vedla ke zlepšení stavu, případně zda zbudovaná nádrž díky vhodně zvoleným parametrům minimalizovala negativní dopady na společenstva vodního toku pod nádrží). Druhý stupeň lze taktéž využít pro identifikaci nejvíce degradovaných společenstev (či toků) s cílem co nejlépe směřovat plánovaná opatření tak, aby pozitivní efekt opatření byl maximální.

Návaznost na legislativu a normy

Předkládaná metodika zpracovává především vyhodnocení přímého či nepřímého vlivu opatření proti dopadům sucha na biodiverzitu vodních toků v krajině. Vodní tok je podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, jako významný krajinný prvek, zařazen v obecném režimu ochrany přírody a krajiny (část druhá zákona) a jako předmět ochrany chráněného území s příslušnou kategorií ochrany (NP, CHKO, NPR, NPP, PR a PP) v režimu zvláštní územní ochrany (část třetí a čtvrtá zákona). Možná opatření realizovaná z důvodu snížení negativního dopadu období sucha na vodní tok by měla tak snižovat ohrožení a oslabení jeho ekologicko-stabilizační funkce a zachovávat, popřípadě zlepšovat kvalitu jeho stavu s ohledem na naplňování stanovených cílů a limitů ochrany ve zvláště

chráněných územích vyplývajících z Plánů péče, zřizovacích předpisů a zákona samotného. V případě biodiverzity vodních toků se metodika opírá o taxativní vymezení vodních organismů, které spoluvytvářejí biodiverzitu vodních toků, a které jsou uvedené v seznamu zvláště chráněných druhů (ZCHD), konkrétně ve Vyhlášce MŽP č. 395/ 1992 Sb... Kromě těchto zákonem chráněných druhů organismů lze mezi hodnocené druhy částečně řadit i druhy uvedené v Červeném seznamu ČR (Hejda et al. 2017, Chobot & Němec 2017), který nemá legislativní závaznost, ale může u něj být využit § 5 zák. 114/1992 Sb. o obecné ochraně rostlin a živočichů, který chrání ty populace, u kterých by zásah „mohl vést k ohrožení těchto druhů na bytí nebo k jejich degeneraci, k narušení rozmnožovacích schopností druhů, k zániku populace druhů nebo zničení daného ekosystému“.

V oblasti problematiky ochrany vod má předkládaná metodika úzkou vazbu na ustanovení zákona č. 254/ 2001 Sb., o vodách (tzv. vodní zákon), z něhož vyplývá, že ve vazbě na vodní tok je prioritou mimo jiné předcházet stavu nedostatku vody, vytvořit podmínky pro snižování nepříznivých účinků povodní a sucha, zachovat či zlepšit stav koryta vodního toku a zajistit ochranu vodních ekosystémů a na nich přímo záviselých suchozemských ekosystémů. Lze ji v praxi využívat jako jeden z nástrojů k dosažení cílů uvedených v Plánech povodí stanovených ve vodním zákoně (§ 24). Tyto plány navrhuje cíle pro snížení nepříznivých účinků povodní a sucha a cíle pro ochranu a zlepšování stavu povrchových a podzemních vod a vodních ekosystémů. Hlavním nástrojem k dosažení cílů uvedených v plánech povodí jsou Programy opatření (§ 26 vodního zákona). Zároveň předkládaná metodika respektuje požadavky a pravidla týkající se ochrany vod a vodních toků, které jsou stanoveny v Rámcové směrnici o vodách 2000/60/ES (RSV).

Podmínky pro aplikaci metodiky a rozsah spolehlivosti

Smyslem metodiky je hodnocení vlivu vybraných typů opatření proti negativním dopadům sucha na biodiverzitu vysychavých toků. Předkládaná metodika umožňuje posoudit míru ovlivnění vysychavých toků jednotlivými typy opatření jak v období tekoucí fáze (pomocí složek makrozoobentos či ryby) tak i v období suché fáze (pomocí cévnatých rostlin). Vysychavé toky jsou charakteristické střídáním suché a tekoucí fáze a značnou časoprostorovou dynamikou jak akvatických, tak i terestrických společenstev. Zejména v době krátce po znovuzaplavení toku se vodní společenstva vyvíjejí a mění velmi rychle, což je při plánování biologických odběrů mít na paměti. V případě cévnatých rostlin je analogicky určujícím doba, po kterou je vodní tok buď zcela bez povrchového průtoku, nebo alespoň s průtokem extrémně nízkým. Z uvedených faktů vyplývají určitá omezení a podmínky, které je nutno pro spolehlivé a validní hodnocení dodržet:

- i. hodnocení je nastaveno pro vysychavé toky, přičemž pro účely hodnocení lze za vysychavý považovat pouze takový tok, u kterého bylo pozorováno či zaznamenáno přerušení povrchové kontinuity toku po dobu minimálně jednoho dne za uplynulých 365 dní před datem vzorkování akvatických složek;
- ii. v případě, že tok vysychá pouze na úseku kratším než 300 metrů (typicky u krasových toků), dochází ke snížení spolehlivosti hodnocení pomocí akvatických složek. Hranice 300 metrů je však pouze orientační a posouzení, zda lze tok považovat za vysychavý, je nutno provést

- expertně, ideálně pomocí metodiky retrospektivní bioindikace epizod vyschnutí toků na základě analýzy makrozoobentosu (Pařil et al. 2015), která umožňuje odlišit toky vysychavé a toky vysycháním pouze zranitelné (tzv. *near perennial* ve smyslu Straka et al. 2019);
- iii. v případě hodnocení podle ryb a makrozoobentosu lze hodnotit pouze vzorky odebrané během tekoucí fáze, a to více než 14 dní po znovuzaplavení toku. Vzorkování ze zbytkových tůní ve vyschlém toku je pro validní použití této metodiky nepřijatelné a mohlo by vést ke zkreslení výsledku;
 - iv. v případě hodnocení podle cévnatých rostlin lze hodnotit pouze toky v období minimálních průtoků či v období vyschnutí toku, tedy za podmínek umožňujících dostatečný rozvoj terestrických společenstev cévnatých rostlin. Období hydrologického minima musí být dostatečně dlouhé (řádově týdny) na to, aby mohlo dojít k rozvoji společenstva cévnatých rostlin v prostoru obnaženého dna toku;
 - v. hodnocení vzorků s méně než deseti taxony v případě makrozoobentosu či méně než pěti taxony v případě cévnatých rostlin je nutno považovat za nespolehlivé. V případě ryb není dolní hranice počtu nalezených taxonů stanovena, úplná absence ryb je ve vysychavém toku běžná;
 - vi. výsledné hodnocení biologických složek u toků, které jsou z hlediska hydromorfologického (dle Langhammer 2014) silně modifikované, může být snížena spolehlivost hodnocení. U toků, ve kterých působí na biologické složky další antropogenní stresory (typicky u toků silně znečištěných) je spolehlivost hodnocení podle předložené metodiky nejisté.

Princip metody

Metodika je založena na poznatcích o společenstvech vodních a na vodu vázaných organismů ve vodních tocích ovlivněných jak různou intenzitou sucha, tak i různými antropogenními faktory. Z dat získaných v průběhu řešení projektu TAČR TITSMZP703 byly odvozeny obecné vlastnosti taxonů, které dané taxony zvýhodňují či penalizují v podmínkách navozených jedním ze sledovaných typů opatření. Pro každý typ opatření (bodová, liniová a plošná) jsou pro relevantní taxony ze statisticky významných vlastností druhů odvozeny tzv. citlivostní skóre (**CS**), která určují, zda bude (či nebude) určitý taxon z daného opatření profitovat. Citlivostní skóre jsou jednak uvedeny pro vybrané taxony ve sledovaných biotických složkách v přílohách této metodiky a jednak je vždy uveden postup odvození skóre z vlastností druhů. Je tedy možné skóre dopočítat i pro taxony v této metodice jmenovitě neuvedené.

Znalost předpokládaných odpovědí druhů různých biologických složek umožňuje do jisté míry predikovat vývoj celého společenstva v případě realizace některého ze sledovaných typů opatření, případně identifikovat konkrétní taxony, které by mohly díky změnám podmínek spojených s realizací opatření z toku vymizet (či naopak nově osídlit). Na těchto principech je založena první část metodiky – *Obecné zásady při posuzování vlivu vybraných typů opatření*. Použití této části je předpokládáno v situaci, kdy je posuzován záměr realizace určitého typu opatření. V takovém případě poslouží jako odborný podklad při identifikaci možných rizik či přínosů zvoleného typu opatření.

Druhá část metodiky – *Hodnocení míry vlivu vybraných typů opatření na jednotlivé složky bioty vysychavých toků*, je založena na přesně definovaném hodnocení vzorků biologických složek (makrozoobentos, ryby, cévnaté rostliny) odebraných standardizovaným způsobem a je tak

principiálně analogem (s výjimkou cévnatých rostlin) metodik hodnocení ekologického stavu podle uvedených složek. Tato část metodiky využívá tzv. Indexů ovlivnění společenstva (**IOS**), které z výše uvedených citlivostních skóre přímo vycházejí. Pověštinou se jedná o abundančně vážené průměry citlivostních skóre druhů nalezených ve vzorku. Výsledný numerický IOS umožňuje zařadit analyzovaný vzorek na gradientu od minimálně antropogenně ovlivněných po silně antropogenně ovlivněné. Využití této části metodiky je předpokládáno v situaci, kdy je hodnocen přínos již realizovaného opatření porovnáním hodnot indexů před a po realizaci (jsou-li data před realizací k dispozici) či prostým vyhodnocením vzorku po realizaci. V takovém případě lze za úspěšně realizované opatření považovat takové, které umožní rozvoj společenstva hodnoceného na základě IOS jako přirozené či blízké antropogenně minimálně narušeným podmínkám.

Obecné zásady při posuzování vlivu vybraných typů opatření

Z výsledků výzkumu předcházejícího sestavení této metodiky vyplývá několik obecných faktů. Zatímco vliv liniových a plošných typů opatření byl vyhodnocen (příp. modelován) jako veskrze pozitivní, vliv malých vodních nádrží na biodiverzitu vysychavého toku byl shledán spíše negativním. Obecnou zásadou při realizaci jednotlivých typů opatření by tedy mělo být maximalizovat pozitivní účinek opatření liniových a plošných, a naopak minimalizovat účinek malých vodních nádrží (MVN) – viz doporučení na konci následujících podkapitol. Vliv MVN byl zkoumán na minimálně antropogenně ovlivněných lokalitách (s výjimkou přítomnosti MVN), ideální stav hodnocených společenstev tak odpovídá společenstvům vysychavých toků zcela antropogenně nenarušených, tedy ekvivalentu společenstev referenčních ve smyslu RSV. Vliv liniových prvků byl naproti tomu zkoumán na lokalitách s dominantním zastoupením orné půdy v povodí, což lze jednoznačně považovat za značně negativní antropogenní vliv, přičemž byly porovnávány lokality s nenarušenou hydromorfologií a přítomností příbřežního pásu vegetace oproti lokalitám bez pásu vegetace a často s narušenou hydromorfologickou kvalitou toku. Smyslem bylo popsat potenciál těchto opatření pro mitigaci negativního vlivu intenzivního hospodaření v povodí toku. Ideální stav na lokalitách s maximálně využitým potenciálem dobré hydromorfologie a přítomnosti vegetace je pak ekvivalentní ke společenstvům na tzv. *best available* lokalitách ve smyslu RSV.

Při posuzování vlivu vybraných typů opatření je doporučeno přihlédnout i k hydrogeologickým poměrům zájmového území. Zejména informace o převládajícím horninovém typu a jeho hydrogeologické funkci, charakteru kvartérního pokryvu a jeho mocnosti či výskytu tektonických linií jsou pro posouzení žádoucí. Uvedené údaje je vhodné doplnit o zjištění stávajících odběrů podzemní vody, výskyt a využití hydrogeologických objektů v prostoru hodnocené lokality a případný vliv dřívější nebo stávající těžby nerostných surovin. Na množství povrchové vody ve vodotečích má největší dopad kumulace nepříznivých jevů v povodí. Zejména jde o málo příznivé hydrogeologické poměry pro retenci (nízká transmisivita prostředí) a zpomalení odtoku srážkových vod z povodí, dále výskyt tektonických linií a odběrů podzemních vod, které ve srážkově nepříznivém období mají velký negativní dopad na hladiny podzemní vody a následně i na množství vody v povrchových tocích. Území, ve kterém byl zjištěn souběh uvedených negativních faktorů, tak lze hodnotit jako náchylné k vysychání drobných vodních toků a plánovaná opatření by neměla stávající situaci zhoršovat. V takto zranitelných územích proto doporučujeme realizaci liniových a plošných typů opatření, naopak výstavba MVN by mohla (v případě nevhodně zvolených parametrů nádrže) hydrologickou situaci drobných toků dále zhoršit, což by mohlo

vést až k úplnému vyschnutí toku se všemi negativními důsledky pro biodiverzitu toku. Podrobné informace a postup při hydrogeologickém posouzení území viz Výzkumná zpráva projektu dostupná na http://sucho.eu/doc/TITSMZP703_zaverecna_zprava.pdf (dále jen "Závěrečná zpráva projektu")

Malé vodní nádrže

Malé vodní nádrže jsou jedním z nejčastěji realizovaných typů opatření na vodních tocích, mající za cíl snižovat negativní dopady sucha, přičemž za malé vodní nádrže (MVN) jsou podle ČSN 75 2410 považovány nádrže s maximálním objemem ovladatelného prostoru 2 mil. m³, které jsou zároveň hluboké nejvýš 9 m. Přestože existuje více typů MVN (vodárenské, závlahové, retenční, usazovací, krajinnotvorné, rybochovné, retenční suché), je obecným cílem MVN na toku (coby opatření proti dopadům sucha) zejména zadržet vodu v období zvýšených průtoků (případně transformace povodňové vlny) a následně touto vodou dotovat tok pod nádrží v době sucha. Někdy bývá uváděno, že MVN může sloužit jako náhradní habitat pro vodní a na vodu vázané organismy v období vyschnutí toku a tím zvyšuje lokální biodiverzitu. Reálné zjištěné dopady na jednotlivé zájmové skupiny organismů a abiotické či hydrologické parametry příslušného vodního toku však ukazují, že MVN na toku jsou z mnoha hledisek problematické, a že toto opatření s sebou přináší mnohá negativa (detaily viz Výzkumná zpráva projektu dostupná na http://sucho.eu/doc/TITSMZP703_zaverecna_zprava.pdf). Zjištěné dopady byly pozorovány na hospodářsky využívaných, víceúčelových průtočných MVN umístěných na drobných vodních tocích s dobrou kvalitou vody a zachovalou morfologií. Uvedená tvrzení tedy nelze zobecnit např. na toky silně znečištěné či na MVN se specifickým režimem (např. polosuché nádrže, vodárenské nádrže, nádrže obtékané apod).

Z hlediska abiotických parametrů je nutno při plánování výstavby nejčastěji budovaného typu MVN (mělká nádrž se stabilním nadržením vody a horním přepadem) počítat se zvýšením živinové zátěže toku pod nádrží, se zvýšením množství nerozpuštěných látek a zvýšením teploty vody, což vede ke znatelné eutrofizaci prostředí pod MVN. Tento efekt je výrazně zesílen, je-li nádrž zároveň rybářsky obhospodařována. Vliv na hydromorfologii vodního toku je díky omezení přirozeného plaveninového režimu a tvorbě příčné překážky na toku také spíše negativní, z hlediska celkového hydromorfologického stavu (ve smyslu metodiky Langhammer 2014) však nebyl zaznamenán významně negativní vliv na hodnotu indexu celkové hydromorfologické kvality. Vzhledem k vysokému výparu z volné vodní hladiny během letních měsíců mohou nádrže paradoxně prodlužovat délku suché periody v toku pod nádrží, a to až několikanásobně. Obecně lze říci, že 1 ha vodní plochy dokáže odpařit ekvivalent až 0,6vteřinového litru průtoku (při letním výparu až 5mm za den). Efekt dotování toku vodou v době hydrologického minima nebyl prokázán. Tento negativní vliv na hydrologii toku pod nádrží je patrný zejména u nádrží s horním přepadem, které dotují tok oteplenou vodou z hladiny nádrže s teplotou až o 10 °C vyšší oproti teplotě vody na přítoku.

Hodnocené biologické složky pak reagují na výše uvedené (převážně negativní) vlivy MVN vedoucí ke změnám zejména abiotických parametrů. Zvláště u makrozoobentosu, přestože nebyl zjištěn negativní vliv na celkový počet nalezených taxonů či jejich abundanci, je nutno počítat s negativním vlivem na druhy citlivé ke změněným abiotickým parametrům. Pod MVN vzrůstá saprobita (tj. množství snadno rozložitelných organických látek) vyjádřena saprobním indexem makrozoobentosu, dochází k nárůstu stanovištně nepůvodních taxonů typických pro pomalu tekoucí a stojaté vody a taxonů preferujících vyšší teploty vody. V konečném důsledku vedou uvedené změny společenstva až ke snížení celkového

ekologického stavu (ve smyslu RSV) pod nádrží, často z dobrého ekologického stavu do středního, což je v přímém rozporu s právními závazky ČR plynoucími z RSV. Nebyla také prokázána funkce nádrží jako náhradního habitatu bezobratlých tekoucích vod v období sucha, MVN hostí zcela odlišné společenstvo oproti společenstvu vodního toku a v porovnání s přirozeně se vyskytujícími zbytkovými tůňmi v toku je funkce refugia u MVN zcela zanedbatelná.

Oproti tomu u fytoENTOSU nebyl prokázán žádný vliv MVN na taxonomickou alfa-diverzitu (např. počet druhů) či složení společenstva, ekologický stav podle fytoENTOSU taktéž nebyl přítomností MVN ovlivněn. Naproti tomu u fytoplanktonu byla patrná značná dotace společenstev toku z nádrže projevující se nárůstem abundancí planktonních řas a sinic či celkovou koncentrací chlorofylu-a ve vodě. Ekologický stav podle fytoplanktonu není pro MVN dle schválených metodik RSV relevantní, tato složka je hodnocena pouze pro větší řeky (od 7. řádu toku dle Strahlera).

Další skupinou, která je přítomností MVN značně ovlivněna, jsou ryby. Pod nádrží dochází ke zvýšení počtu druhů i celkové abundanci ryb, ovšem jedná se převážně o druhy pro malé vodní toky netypické či dokonce nepůvodní či invazní. Z tohoto důvodu je nutno považovat vliv MVN na rybí společenstva jako negativní, v případě hodnocení ekologického stavu toku (který se ovšem hodnotí pouze pro toky od 4. řádu toku dle Strahlera výše) by přítomnost ryb unikajících z nádrže podstatně snižovala celkový ekologický stav.

Vliv MVN je patrný též na raně sukcesní společenstva cévnatých rostlin zarůstajících obnažené dno v období suché fáze toku. Nádrž způsobuje posun složení společenstva k druhům preferujícím vyšší koncentrace živin v půdě a mírný posun k druhům typickým pro slabě bazické prostředí, což je způsobeno narušením hydrogenuhličitanové rovnováhy vlivem fotosyntézy řas v živinami bohaté nádrži. Přesto však nelze tento posun ve složení označit za pozitivní či negativní, neboť není definováno „referenční“ společenstvo cévnatých rostlin, které bychom na neovlivněných lokalitách mohli očekávat.

Abiotické parametry	Makrozoobentos	FytoENTOS / fytoplankton	Ryby	Cévnaté rostliny
fyzikálně-chemické parametry – NEGATIVNÍ hydromorfologie – NEGATIVNÍ až NEUTRÁLNÍ délka suché periody – NEGATIVNÍ až NEUTRÁLNÍ	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – NEGATIVNÍ až NEUTRÁLNÍ celkový ekologický stav – NEGATIVNÍ	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – NEUTRÁLNÍ celkový ekologický stav – NEUTRÁLNÍ	alfa-diverzita – POZITIVNÍ dopad na citlivé organismy – NEGATIVNÍ celkový ekologický stav – NEGATIVNÍ (příp. se nehodnotí)	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – NEGATIVNÍ až NEUTRÁLNÍ celkový ekologický stav – NEHODNOTÍ SE

Obr. 1 – schematický přehled dopadů malých vodních nádrží na sledované parametry prostředí a biologické složky. Červenou barvou jsou označeny parametry, na které mají MVN negativní vliv, oranžovou barvou parametry, na které mají MVN mírně negativní až neutrální vliv, modrá barva reprezentuje neutrální (resp. žádný) vliv, zelenou barvou jsou označeny parametry, na které mají MVN pozitivní vliv a šedou barvou jsou označeny parametry, které nejsou ve vztahu k MVN relevantní. Detaily viz textová část

Závěr a doporučení pro minimalizaci negativních dopadů

Realizace průtočné MVN na neznečištěném, vysychavém toku není vhodným opatřením z hlediska biodiverzity ani z hlediska hydrologie vodního toku. Výstavba MVN samozřejmě představuje podporu biodiverzity z hlediska vytvoření nového biotopu, který bude kolonizován druhy stojatých vod. Nicméně je zřejmé, že dojde také k zániku stávajících biotopů (vodního toku a přilehlé nivy), které mohou být daleko cennější, a realizaci tohoto opatření by tedy vždy měl předcházet biologický průzkum. Pokud je nezbytné přistoupit k budování MVN, její negativní dopady na vodní toky je možné zmírnit zamezením intenzivního rybářského hospodaření na nádrži, minimalizací celkové velikosti nádrže (resp. poměru plocha/průtok zdrojového toku) či zvážením, zda není vhodnějším řešením zbudovat nádrž obtékanou či suchou nádrž plněnou pouze při vysokých (povodňových) průtocích.

Revitalizace toků a doprovodné pásy vegetace

Smyslem opatření realizovaných podél či přímo v trase vodního toku je v případě doprovodných pásů vegetace (tzv. buffer stripes) zejména snížit vnos plošně splavovaných sedimentů, živin a dalších cizorodých látek do koryta toku, zvýšit zástin toku a snížit tak teplotu vody či povrchu obnaženého dna v období sucha, případně zvýšit heterogenitu struktur dna a břehu. Smyslem revitalizací toků bývá zpravidla návrat technicky upraveného koryta do přírodního či přírodě blízkého stavu zejména s ohledem na obnovení přirozené dynamiky hydromorfologických procesů, zpomalení odtoku vody, obnovení migrační prostupnosti a zpestření nabídky stanovišť pro biotu. Všechny uvedené jevy přispívají ke zvýšení rezistence společenstev vůči vyschnutí toku, zejména přínos přirozených struktur dna, které nejsou zaneseny jemným sedimentem ze splachů (důsledek eroze v povodí) a které se nepřehřívají na přímém slunci, mají zcela zásadní vliv na schopnost odolných akvatických taxonů přežít suchou periodu. Pro relevantní posouzení přínosu liniových opatření pro biodiverzitu vodního toku byly sledovány toky protékající intenzivně obhospodařovanou krajinou lišící se pouze přítomností liniových prvků.

Získané údaje potvrdily pozitivní efekt liniových prvků na fyzikálně-chemické parametry prostředí a makrozoobentos. Z fyzikálně-chemických parametrů byl prokázán pozitivní vliv liniových prvků na množství rozpuštěného kyslíku a celkového dusitanového dusíku ve vodním prostředí. Přestože nebyl pozorován vliv liniových prvků na alfa-diverzitu (tedy např. počet taxonů) makrozoobentosu, byl zjištěn statisticky významný vliv na různé skupiny makrozoobentosu podle jejich vlastností. Absence liniových prvků spojená s nižší hydromorfologickou kvalitou způsobovala krom jiného zvýšené zastoupení taxonů vázaných na pomalu tekoucí až stojaté vody, taxonů typických pro nížinné toky, taxonů preferujících jemné sedimenty a taxonů odolných vůči nízkým koncentracím rozpuštěného kyslíku. Společenstvo makrozoobentosu bylo absencí liniových prvků vychýleno oproti stavu, který lze očekávat u drobných vodních toků nižších poloh. Tato skutečnost se také projevila ve značném poklesu celkového ekologického stavu MZB (ve smyslu RSV) – vzorky z toků s vyvinutým doprovodným pásem vegetace a dobrou morfologií toku byly většinou klasifikovány jako střední stav, zatímco vzorky z toků bez tohoto pásu byly hodnoceny kategorií poškozené.

Obdobně jako u MVN, ani zde nebyl prokázán žádný významný vliv liniových opatření na ekologický stav, taxonomické a funkční složení či druhovou bohatost fytozobentosu. U cévnatých rostlin nebyl prokázán vliv na jejich celkovou alfa-diverzitu, nicméně byl na lokalitách bez liniového prvku zaznamenán posun společenstva ke světlomilným druhům a druhům indikujícím vyšší intenzitu disturbancí. I z pohledu terestrických či semi-terestrických společenstev vysychavých toků tak lze považovat toky bez doprovodné vegetace za více narušené, než je tomu u toků s dostatečně vyvinutou doprovodnou vegetací.

Abiotické parametry	Makrozoobentos	Fytobentos / fytoplankton	Cévnaté rostliny
fyzikálně-chemické parametry – POZITIVNÍ hydromorfologie – POZITIVNÍ délka suché periody – NEUTRÁLNÍ	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – POZITIVNÍ celkový ekologický stav – POZITIVNÍ	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – NEUTRÁLNÍ celkový ekologický stav – NEUTRÁLNÍ	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – POZITIVNÍ celkový ekologický stav – NEHODNOTÍ SE

Obr. 2 - schematický přehled dopadů liniových typů opatření na sledované parametry prostředí a biologické složky. Modrá barva reprezentuje neutrální (resp. žádný) vliv liniových opatření, zelenou barvou jsou označeny parametry, na které mají liniová opatření pozitivní vliv a šedou barvou jsou označeny parametry, které nejsou ve vztahu k liniovým opatřením relevantní. Detaily viz textová část

Závěr a doporučení pro maximalizaci pozitivních efektů

Realizace opatření liniového typu lze z hlediska zlepšení podmínek pro přežívání vodních bezobratlých ve vysychavých či k vysychání náchylných tocích (a tedy obecně ke zvýšení biodiverzity) považovat obecně za benefiční. Je žádoucí zejména spojit oba přístupy – tedy při revitalizacích dbát na výsadbu doprovodné vegetace, a to o minimální šířce 10 metrů na každém břehu. Při výsadbě vegetačního pásu je nutno dbát na původnost a stanovištní vhodnost vysazovaných dřevin, pestrout druhovou skladbu a na podporu přirozené morfologie toku, zejména dostatečnou heterogenitu dnových a břehových struktur a zajištění možnosti komunikace toku s podpovrchovými vrstvami a nivou.

Změny ve způsobu využívání půdy v ploše povodí

Přestože různých konkrétních opatření založených na změně způsobu hospodaření na zemědělsky obhospodařované půdě je v Katalogu opatření (Dzuráková et al. 2018) uváděno velké množství, všechny mají ve vztahu k vodním tokům obdobné působení – vždy se jedná o zmírnění množství jemného sedimentu, živin, hnojiv, pesticidů a dalších cizorodých látek vnášených do blízkého recipientu se splachy z povodí. Protože nebylo v rámci projektu možno zaměřit se na konkrétní opatření a jejich dopad na biodiverzitu příslušného vodního toku, byl zvolen přístup hodnocení vlivu tzv. proxy proměnné na biologickou kvalitu a diverzitu vysychavých vodních toků. Touto proměnnou bylo zvoleno zastoupení orné půdy v povodí vodního toku a plošná opatření jsou pro potřeby této metodiky obecně definována jako taková, která buď sníží zastoupení orné půdy v povodí (např. změnou orné půdy na pastviny, tvorbou travních pásů apod.) nebo sníží množství cizorodých látek vnášených do recipientu (např. zakládáním průlehlů, protierozních opatření apod.).

Opačný efekt lze předpokládat při náhlém odlesnění většího území v povodí toku (např. z důvodu kalamitní těžby). Při takto razantní změně ve využití krajiny (land-use) v povodí je pravděpodobné, že se zvýší eroze, a tedy i vnos jemných sedimentů a organických polutantů do toku (Webster et al. 1992). Svým působením jsou si tedy vysoká míra zemědělsky obhospodařované půdy a značné odlesnění v povodí toku do značné míry podobné. Proto lze (i přesto, že vliv odlesnění na biotu vysychavých toků nebyl v rámci projektu sledován) predikovat, že reakce makrozoobentosu a fyzikálně-chemických parametrů vody bude u obou zmíněných negativních vlivů podobná.

Byl prokázán negativní vliv rostoucího procentuálního zastoupení orné půdy (dále jen PZOP) v povodí na koncentrace živin (různých forem dusíku a fosforu, celkového dusíku a fosforu), chloridových iontů a konduktivitu. Přestože nebyl na sledovaných lokalitách zjištěn žádný signifikantní vliv PZOP na délku suché periody, lze na základě předešlých výzkumů v ČR (zejména viz Zahrádková et al. 2015) označit vysoký podíl orné půdy v povodí toku za rizikový faktor zvyšující pravděpodobnost výskytu vyschnutí toku.

Přestože nebyl zjištěn vliv PZOP na alfa-diverzitu (druhovou bohatost či Shannonův diverzitní index) makrozoobentosu, fytoobentosu či cévnatých rostlin, ze změn funkční diverzity a celkového ekologického stavu makrozoobentosu a fytoobentosu je patrný signifikantní negativní vliv rostoucího PZOP na biodiverzitu sledovaných vysychavých toků. U makrozoobentosu byl s rostoucím PZOP signifikantně významný nárůst taxonů preferujících stojaté či pomalu tekoucí vody a jemný sediment v toku, taxonů dobře snášejících organické znečištění a vysoké rozpětí teploty vody, sběračů a multivoltinních (tj. majících více životních cyklů za rok) zástupců makrozoobentosu. Taktéž ekologický stav podle makrozoobentosu (vyjádřený jako tzv. *ecological quality ratio* – EQR) signifikantně klesal s rostoucím PZOP. U fytoobentosu byl prokázán pouze vliv PZOP na saprobně-trofický index společenstva (s rostoucím PZOP stoupá), na jehož základě je odvozován celkový ekologický stav podle fytoobentosu (s rostoucím PZOP klesá). Diverzita cévnatých rostlin nebyla po započtení místních vlivů (zejména hydromorfologické kvality lokality) významně ovlivněna PZOP.

Z výše uvedeného (pro detailní výsledky viz Závěrečná výzkumná zpráva – http://sucho.eu/doc/TITSMZP703_zaverecna_zprava.pdf) lze predikovat obecně pozitivní vliv plošných opatření na biodiverzitu příslušného toku. Míra jejich účinku je závislá na schopnosti zadržovat množství splavovaného materiálu ze zemědělsky obdělávané plochy povodí. Přehled předpokládaných dopadů realizace plošných opatření na relevantní sledované složky prostředí je uveden na Obr. 3.

Abiotické parametry	Makrozoobentos	Fytobentos / fytoplankton	Cévnaté rostliny
fyzikálně-chemické parametry – POZITIVNÍ hydromorfologie – POZITIVNÍ až NEUTRÁLNÍ délka suché periody – NEUTRÁLNÍ	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – POZITIVNÍ celkový ekologický stav – POZITIVNÍ	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – POZITIVNÍ až NEUTRÁLNÍ celkový ekologický stav – POZITIVNÍ	alfa-diverzita – NEUTRÁLNÍ dopad na citlivé organismy – NEUTRÁLNÍ celkový ekologický stav – NEHODNOTÍ SE

Obr. 3 - schematický přehled dopadů plošných opatření na sledované parametry prostředí a biologické složky. Modrá barva reprezentuje neutrální (resp. žádný) vliv plošných opatření, zelenou barvou jsou označeny parametry, na které mají plošná opatření pozitivní vliv, hnědozelenou barvou jsou označeny parametry, na které mají plošná opatření mírně pozitivní vliv a šedou barvou jsou označeny parametry, které nejsou ve vztahu k plošným opatřením relevantní. Detaily viz textová část

Závěr a doporučení pro maximalizaci pozitivních efektů

Vzhledem k tomu, že v rámci projektu nebylo možno analyzovat vliv konkrétních realizovaných plošných opatření (zejména z důvodu nízkého zastoupení tohoto typu opatření v povodích vysychavých toků), nelze se jednoznačně vyjádřit k jednotlivým plošným opatřením uvedeným v Katalogu opatření (Dzuráková et al. 2018). Lze pouze predikovat, že snížením vlivu zemědělsky obhospodařované půdy na přilehlý tok (vybudováním většího množství plošných opatření, která ovlivní výraznější část povodí) dojde k pozitivním změnám uvedeným výše. Z hlediska pozitivních dopadů na biodiverzitu tekoucích vod jsou proto všechna opatření uvedená v Katalogu opatření považována za ekvivalentní.

Hodnocení míry vlivu vybraných typů opatření na jednotlivé složky bioty vysychavých toků

Cílem této části metodiky je definovat jednoduše využitelný a srozumitelný způsob, jakým vyjádřit odezvu sledovaných společenstev na přítomnost či nepřítomnost jednotlivých hodnocených typů opatření. Vzhledem ke značným rozdílům v mechanismech působení jednotlivých opatření bylo nutné sjednotit hodnocení mezi jednotlivými biologickými složkami i mezi jednotlivými typy opatření. Pro každou biologickou složku a typ opatření byl proto odvozen Index ovlivnění společenstva (IOS), jehož hodnota se zvyšuje se zvyšující se mírou antropogenního ovlivnění lokality. Indexy ovlivnění společenstva jsou odvozeny od obecných vlastností taxonů dané biologické složky, způsob odvození je uveden pro každou složku a opatření zvlášť.

Hodnocení podle biologické složky ryby

Ryby jsou pro své bioindikační vlastnosti rutinně využívány zejména pro hodnocení vlivu příčných překážek na toku. Vysychavé toky bez přítomnosti nádrže jsou obvykle bezrybné a vliv plošných či liniových typů opatření na rybí společenstva tak lze považovat za minimální. Ryby jsou proto v této metodice použity pouze pro hodnocení vlivu bodových opatření na toku (tedy MVN).

Vliv sucha na ryby

Přestože ryby ve vysychavých tocích jsou v celosvětovém i evropském měřítku poměrně dobře prozkoumanou skupinou (Datry et al. 2017), v České republice se rybám a vysychavým tokům doposud věnovala naprosto minimální pozornost. Pokud opomineme některé exotické zástupce ichtyofauny schopné dýchat i vzdušný kyslík a přežívat po omezenou dobu mimo vodní prostředí, mohou se ryby ve vysychavých tocích vyskytovat pouze díky přežívání v náhradních habitatech či následné migraci po znovuzaplavení toku ze stáletekoucích úseků. Faktory nejvíce ovlivňující rybí společenstva vysychavých toků jsou tak i) trvání a prostorová distribuce vyschlých úseků toku a ii) přítomnost stálých vodních prvků (zejména nádrží) na toku. Zatímco vznik druhotných refugií ve vyschlém toku (zejména zbytkových tůň) a dobrá migrační propustnost tokem jsou podmíněny dobrým hydromorfologickým stavem toku, přítomnost MVN na toku je často spojena s morfologickou degradací toku pod nádrží, snížením propustnosti toku pro migrující ryby, a navíc MVN často umožňují výskyt nepůvodních či pro vodní tok netypických zástupců ichtyofauny. Druhotná refugia však mohou s postupující klimatickou změnou častěji vysychat a stát se naopak pastí, kdy ryby ve zmenšující se tůni buď zcela vyloví predátoři či se udusí s klesající koncentrací kyslíku, což může mít na populaci určitého druhu devastující dopad (Vander Vorste et al. 2020).

Metodika odběru a zpracování vzorků

Ryby byly loveny v souladu s metodikou odlovu a zpracování vzorků plůdkových společenstev ryb tekoucích vod (Jurajda et al. 2006) v období zaplavení toku. Vzhledem k tomu, že vysychavé toky na území ČR jsou menší broditelné toky, byla použita metoda odlovu pomocí bateriového elektrického agregátu. Odběr byl prováděn na úseku dlouhém 100 m, v případě kratšího či delšího proloveného úseku

byly abundance ryb přepočítány na délku 100 m. Ulovený vzorek ryb byl na místě druhově určen, změřen a na místě odloven bez poškození puštěn zpět do toku.

Obecné principy hodnocení

Ve vysychavých tocích může být případný výskyt ryb vysvětlen třemi možnými způsoby: i) ryby mohou přežívat ve vysychavém toku přímo na místě ve zbytkových tůních, ve výjimečných případech i ve zvodnělých vrstvách hyporeálu (tedy díky jisté rezistenci k vysychání), ii) rychlou rekolonizací po znovuzaplavení z permanentních přítoků (tedy díky resilienci) nebo iii) díky přítomnosti MVN, z níž vytahují ryby po nebo proti proudu do přilehlého toku. Tento efekt může být dále zesílen, je-li nádrž rybářsky obhospodařována. Hodnocení míry ovlivnění společenstva ryb je proto založeno na kategorizaci relevantních vybraných taxonů ryb podle zmíněných kritérií. Pro každý z vybraných taxonů (které se běžně v této velikosti toků v ČR vyskytují) bylo vytvořeno celkové skóre, které nabývá minimálních hodnot pro druhy, které vykazují vysokou míru resistance i resilience vůči suchu (např. mřenka mramorovaná) a maximálních hodnot pro druhy, které resistenci ani resilienci vůči suchu nevykazují a jsou typické pro stojatovodní habitaty, zejména pro malé vodní nádrže (např. střevlička východní). Východiskem pro odvození míry resistance byla zejména tolerance jednotlivých taxonů k nízkým koncentracím rozpuštěného kyslíku a malá afinita k proudivým úsekům toku (tzv. rheofilie), pro odvození resilience pak z migrační schopnosti vybraných taxonů a expertně stanovaná míra vázanosti na malé vodní nádrže. Ve společenstvu ryb vysychavého toku bez MVN lze očekávat dominanci ryb resistantních vůči suchu a v menší míře zastoupení ryb resilientních. Naopak u společenstev ryb vysychavých toků s MVN na toku lze očekávat dominanci ryb vázaných na malé vodní nádrže. Celkový IOS pak analogicky nabývá minimálních hodnot u společenstev, které se mohou vyskytnout ve vysychavých tocích zcela přirozeně, a hodnot maximálních u společenstev, která by bez přispění malé vodní nádrže s nejvyšší pravděpodobností vzniknout nemohla.

Odvození a výpočet Indexu ovlivnění společenstva

Celkové skóre pro jednotlivé relevantní vybrané taxony ryb je kombinací dílčích skóre pro míru resistance, resilience a vazby na MVN. Dílčí skóre mohou nabývat hodnot 0 (v případě, že taxon vlastnost nevykazuje vůbec), 0.5 (v případě, že taxon vlastnost vykazuje pouze částečně) a 1 (v případě, že taxon vlastnost vykazuje plně). Celkové skóre $CS_{RYBY-MVN}$ je z uvedených tří dílčích skóre vypočteno podle vzorce:

$$CS_{RYBY-MVN} = 3 * habit_mvn - 2 * resist;$$

kde **habit_mv** je míra vazby taxonu na MVN, **resil** je míra resilience taxonu a **resist** je míra resistance taxonu vůči vysychání toku. Hodnoty dílčích skóre i celkového skóre pro relevantní taxony jsou uvedeny v příloze této metodiky. Váhy pro jednotlivá skóre byly stanoveny expertně tak, aby v případě, že by nějaký taxon vykazoval všechny tři vlastnosti současně, bylo celkové skóre rovno nule.

Index ovlivnění společenstva $IOS_{RYBY-MVN}$ se vypočte jako prostá suma součinů celkového skóre a logaritmované abundance každého taxonu ve společenstvu podle vzorce:

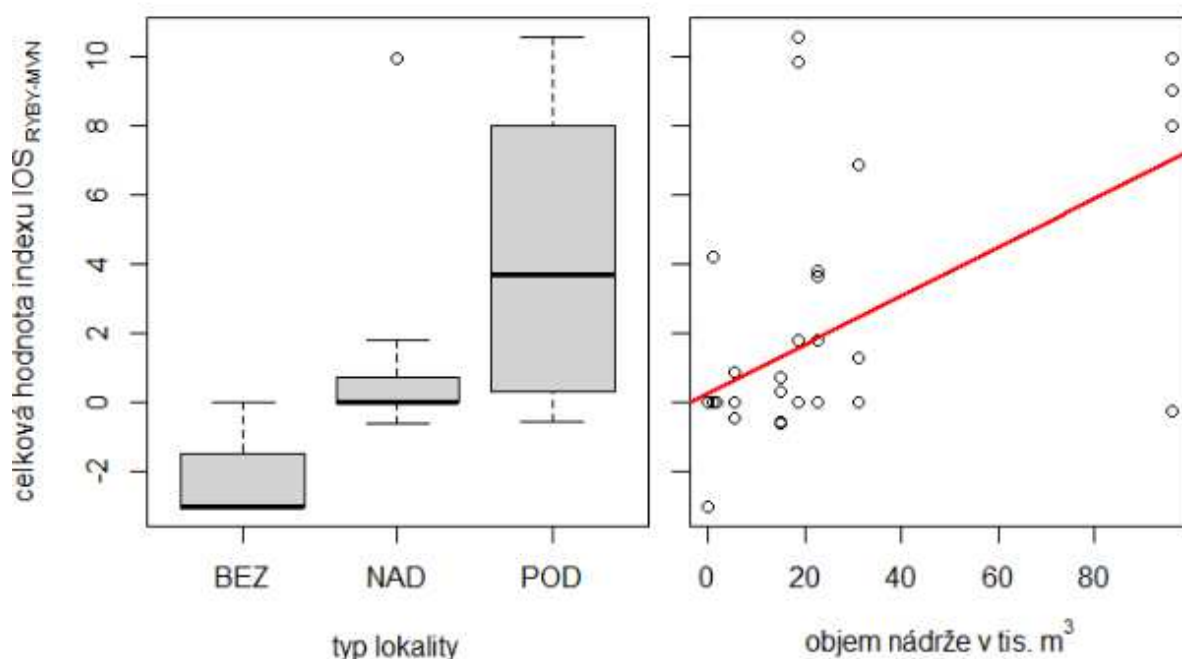
$$IOS_{RYBY-MVN} = \sum_{i=1}^N (\log_n(abund_i + 1) * CS_i);$$

kde N je celkový počet druhů ve společenstvu, $\log_n$ je přirozený logaritmus, $abund_i$ je abundance i-tého druhu a CS_i je $CS_{RYBY-MVN}$ index i-tého druhu ve společenstvu.

Jednoduchý součet indexů vážených korigovanými (logaritmovanými) abundancemi na rozdíl od váženého průměru zohledňuje celkový počet druhů ve společenstvu a lépe tak odráží celkovou „odchylku“ společenstva oproti očekávanému stavu. Např. tři různé druhy s abundancí 10 jedinců a celkovým skóre pro každý druh 3 tak dá vyšší hodnotu indexu než 30 jedinců jediného druhu s celkovým skóre 3. V případě, že ve vysychavém toku nebyly při standardizovaném odlovu nalezeny žádné ryby, je hodnota Indexu rovna nule.

Citlivost Indexu ovlivnění společenstva

Hodnoty Indexu ovlivnění společenstva $IOS_{RYBY-MVN}$ byly porovnány mezi typy sledovaných lokalit (s MVN na toku a bez), mezi lokalitami nad a pod nádrží a následně ověřeny regresním modelem, zda reagují na parametry přítomné nádrže, zejména plochu a objem nádrže. Hodnota indexu byla statisticky významně vyšší ($p = 0.02$) u lokalit pod nádrží oproti lokalitám nad nádrží či bez MVN na toku. Hodnoty indexu se mezi lokalitami nad nádrží a bez MVN statisticky nelišily ($p = 0.25$). Hodnota indexu nebyla signifikantně ovlivněna rozlohou nádrže ($p = 0.44$), avšak byla vysoce signifikantně ovlivněna objemem nádrže na toku ($p = 0.007$). Srovnání mezi typy lokalit a výsledný regresní model jsou znázorněny na Obr. 4. Všechny regresní modely byly očištěny o prostorové korelace mezi měřenými hodnotami indexu.



Obr. 4 – Srovnání hodnot celkového Indexu ovlivnění společenstva $IOS_{RYBY-MVN}$ mezi jednotlivými typy lokalit (vlevo) a v závislosti na celkovém objemu nádrže v tisících m^3 (vpravo); NAD = lokality nad MVN, POD = lokality pod MVN, BEZ = lokality bez MVN na toku

Klasifikace výsledků

Finální Index ovlivnění společenstva (**IOS_{RYBY-MVN}**) vyjadřuje míru ovlivnění společenstva přítomností MVN na číselné škále od záporných hodnot (reprezentujících společenstvo druhů schopných existence ve vysychavých tocích bez zásahu člověka) do hodnot kladných (reprezentujících společenstvo druhů habitatově vázaných na malé vodní nádrže, které nejsou v drobných vodních tocích typickými zástupci). Za hraniční hodnotu oddělující toky s přirozeným a toky s degradovaným společenstvem se stanovuje hodnota **0**.

Hodnocení podle biologické složky cévnaté rostliny

Jelikož mohou vysychavé toky setrvávat v bezvodé fázi i po několik měsíců v roce, byl pro hodnocení vlivu liniových a bodových opatření v období suché fáze navržen Index ovlivnění společenstva druhů cévnatých rostlin pro oba typy opatření. Pro hodnocení plošných typů opatření v celém povodí toku nebylo k dispozici dostatečné množství dat.

Vliv sucha na cévnaté rostliny

Cévnatými rostlinami v pojetí této metodiky rozumíme terestrické a semiterestrické zástupce vyšších rostlin, kteří osidlují obnažené dno vysychavých toků v období minimálních a nulových průtoků. Tato biologická složka na rozdíl od ostatních složek obsažených v této metodice z déletrvajících sucha profituje a minimální až nulové průtoky jsou nezbytnou podmínkou rozvoje společenstva terestrických cévnatých rostlin vysychavých toků. Na režim občasnosti průtoků vázané specifické oživení může dokonce zvyšovat celkovou biodiverzitu krajiny (Acuña et al. 2014, Datry et al. 2014). Na obnažených dnech vyschlých toků probíhá sukcese vegetace (Walker & del Moral 2003), která je v mnohém srovnatelná třeba se sukcesí na říčních náplavech (detailněji viz např. Lacina 2007, Loučková 2011 nebo Kalníková et al. 2018). Obnažená dna potoků v počátcích sukcese mohou, stejně jako náplavy, poskytovat novým kolonizátorům vhodné podmínky v podobě dobrých světelných a prostorových zdrojů. V počátcích sukcese zde mohou růst i mnohé konkurenčně slabé druhy (Chuman et al. 2007). Studiu terestrické fáze vysychavých toků však doposud nebyla v České republice věnována systematická pozornost a první ucelené informace o složení společenstev terestrických cévnatých rostlin vysychavých toků byly sbírány až pro potřeby této metodiky.

Metodika odběru a zpracování vzorků

Vzhledem k tomu, že předmětem metodiky jsou menší vodní toky do 4. řádu dle Strahlera bez nebo jen se sporadickým výskytem vodních makrofyt, nebylo možno použít metodiku odběru a zpracování vzorků vodních makrofyt tekoucích vod ve standardním pojetí tak, jak jsou chápány pro účely monitoringu makrofyt v proudících vodách České republiky (Kočí et al. 2011).

Ve vybraných úsecích koryt vysychavých toků byly tedy zaznamenávány převážně terestrické druhy cévnatých rostlin. Terénní výzkum probíhal v období, kdy byl tok vyschlý, a to dostatečně dlouhou dobu po vyschnutí tak, aby byl umožněn rozvoj rostlin (řádově alespoň týdny). Řada druhů se však i přesto v době návštěvy nacházela ve sterilním stavu, často i ve formě semenáčů. V takovém případě se v okolí dohledávali jedinci ve stavu, ve kterém by bylo možno je snáze určit až do druhu. Taxony určené pouze do rodové úrovně byly z dalších analýz vyřazeny. Ve výjimečných situacích byly zaznamenány i taxony vodní, které dokázaly přežít delší dobu vyschnutí toku ve zbytkových tůních či na vlhkém bahnitém dně toku. Nomenklatura cévnatých rostlin byla sjednocena podle práce Danihelka et al. (2012).

Obecné principy hodnocení

Při bioindikaci za použití cévnatých rostlin lze využít zavedeného systému Ellenbergových indikačních hodnot a indikačních hodnot pro disturbance (viz. Herben et al. 2016) pro popis vztahu druhů k různým typům abiotických gradientů prostředí a míry disturbance. Použity byly Ellenbergovy indikační hodnoty, které byly upraveny a rozšířeny speciálně pro českou flóru (Chytrý et al. 2018). K výpočtu

indexu ovlivnění společenstva cévnatých rostlin liniovými opatřeními byly na základě statisticky významné odezvy vybrány Ellenbergovy hodnoty pro světlo a indikační hodnoty pro disturbance bylinného patra založené na strukturních parametrech společenstev, pro hodnocení bodových opatření pak byly vybrány Ellenbergovy hodnoty pro živiny.

Na lokalitách bez liniových prvků dominovaly rostliny s vyššími hodnotami Ellenbergových hodnot pro světlo (tedy rostliny světlomilné) a druhy indikující větší míru disturbance. Pro každý z vybraných taxonů cévnatých rostlin bylo na základě Ellenbergových hodnot pro světlo a indikačních hodnot disturbance vytvořeno celkové skóre, které nabývá minimálních hodnot pro druhy, které dominovaly na lokalitách s vytvořeným liniovým prvkem podél toku a maximálních hodnot pro druhy, které dominovaly na lokalitách bez liniového prvku podél toku. Celkový IOS pro liniová opatření tak analogicky rostl s absencí doprovodných porostů a s mírou hydromorfologického ovlivnění lokality.

V případě bodových typů opatření dominovaly na lokalitách pod MVN druhy s vyššími hodnotami Ellenbergových hodnot pro živiny. Taková odezva byla i na základě měřených chemických parametrů vody pod nádržemi očekávána. Ellenbergovy hodnoty pro reakci (tedy pro zásaditost či kyselost substrátu), přestože vykazovaly nárůst pod nádržemi do zásaditých hodnot, nebyly z důvodu nízké signifikance pro výpočet celkového skóre použity. Celkové skóre vybraných taxonů tak odráží pouze odpověď na zvýšené množství živin a nabývá minimálních hodnot na lokalitách bez MVN na toku, případně na lokalitách nad MVN a hodnot maximálních pro lokality pod MVN. Celkový Index ovlivnění společenstva tak analogicky roste na lokalitách ovlivněných přítomností nádrže nad lokalitou na toku.

Odvození a výpočet Indexu ovlivnění společenstva

Celkové skóre afinity k liniovým opatřením pro jednotlivé relevantní vybrané taxony cévnatých rostlin je kombinací dílčích skóre pro světlo odvozených z Ellenbergových hodnot a indikačních hodnot pro disturbance. Dílčí skóre pro světlo nabývá pro každý taxon hodnoty -1 v případě, že Ellenbergovy hodnoty pro světlo mají pro daný taxon hodnotu 6 a menší; a hodnoty +1 v případě, že Ellenbergovy hodnoty pro světlo mají pro daný taxon hodnotu 7 a větší. Dílčí skóre pro disturbance nabývá pro každý taxon hodnoty -1 v případě, že indikační hodnota pro disturbance bylinného patra (strukturní index) nabývá hodnot menších než 0.35; a hodnot +1 v případě, že indikační hodnota pro disturbance bylinného patra nabývá hodnotu 0.35 a vyšší. Indikační hodnoty pro disturbance a Ellenbergovy hodnoty byly převzaty z databáze PLADIAS (Chytrý et al. 2021) dostupné na www.pladias.cz. Celkové skóre taxonu je pak dáno prostým součtem obou dílčích skóre podle vzorce:

$$CS_{CR-LIN} = \text{světlo} + \text{disturbance};$$

kde **světlo** je dílčím skóre daného taxonu pro světlo a **disturbance** je dílčím skóre daného taxonu pro strukturní index disturbance bylinného patra.

Celkové skóre afinity k bodovým opatřením pro jednotlivé relevantní vybrané taxony cévnatých rostlin (CS_{CR-MVN}) je totožné s dílčím skóre pro živiny odvozeného z Ellenbergových hodnot a nabývá pro každý taxon hodnoty -1 v případě, že Ellenbergovy hodnoty pro živiny mají pro daný taxon hodnotu 4 a menší; hodnoty -0.5 v případě, že Ellenbergovy hodnoty pro živiny mají pro daný taxon hodnotu 5; hodnoty 0 v případě, že Ellenbergovy hodnoty pro živiny mají pro daný taxon hodnotu 6; hodnoty +0.5

v případě, že Ellenbergovy hodnoty pro živiny mají pro daný taxon hodnotu 7 a hodnoty +1 v případě, že Ellenbergovy hodnoty pro živiny mají pro daný taxon hodnotu 8 a větší.

Hodnoty dílčích skóre i celkového skóre pro relevantní taxony pro oba typy hodnocených typů opatření je uvedeno v příloze A2 této metodiky.

Index ovlivnění společenstva IOS_{CR-LIN} se vypočte jako průměrná hodnota celkového skóre ve společenstvu vypočtená z prezenčně-absenčních dat podle vzorce:

$$IOS_{CR-LIN} = \frac{\sum_{i=1}^N (PA_i * CS_i)}{\sum_{i=1}^N (PA_i)},$$

kde N je celkový počet druhů ve společenstvu, PA_i je prezenze či absence i-tého druhu (1 pro prezenci a 0 pro absenci) a CS_i je CS_{CR-LIN} index i-tého druhu ve společenstvu.

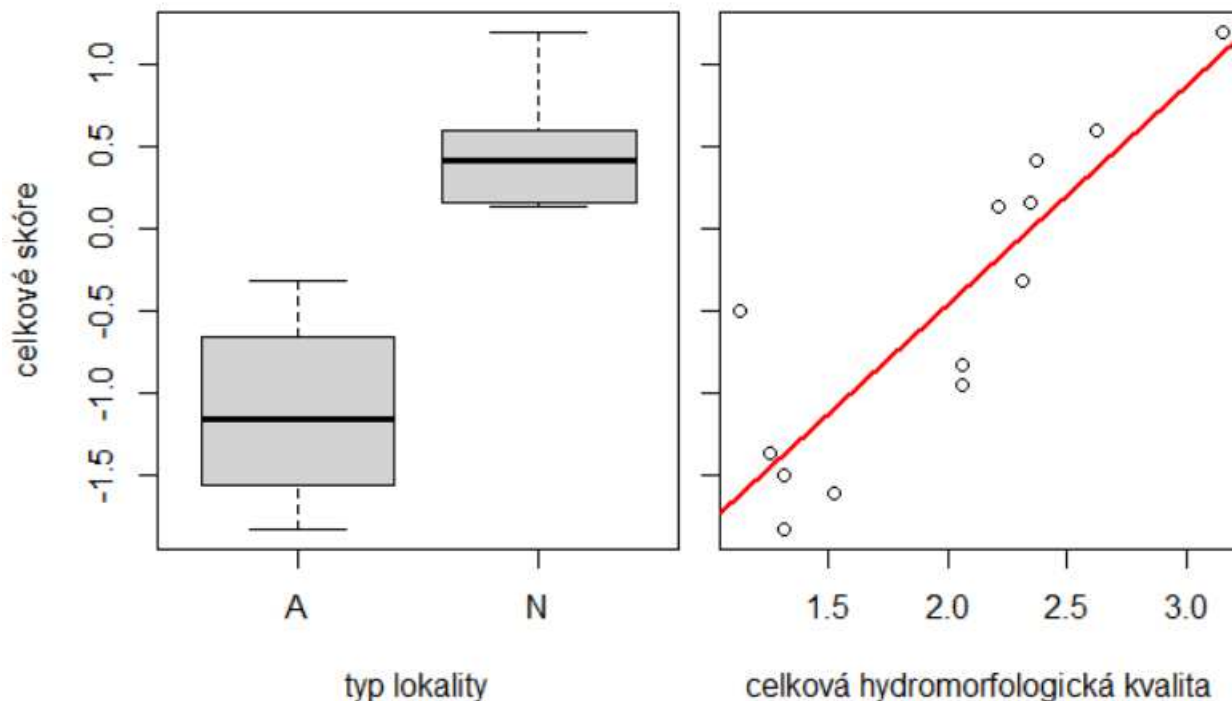
Index ovlivnění společenstva IOS_{CR-MVN} se vypočte jako průměrná hodnota celkového skóre ve společenstvu vypočtená z prezenčně-absenčních dat podle vzorce:

$$IOS_{CR-MVN} = \frac{\sum_{i=1}^N (PA_i * CS_i)}{\sum_{i=1}^N (PA_i)} - 0.4;$$

kde N je celkový počet druhů ve společenstvu, PA_i je prezenze či absence i-tého druhu (1 pro prezenci a 0 pro absenci) a CS_i je CS_{MF-MVN} index i-tého druhu ve společenstvu.

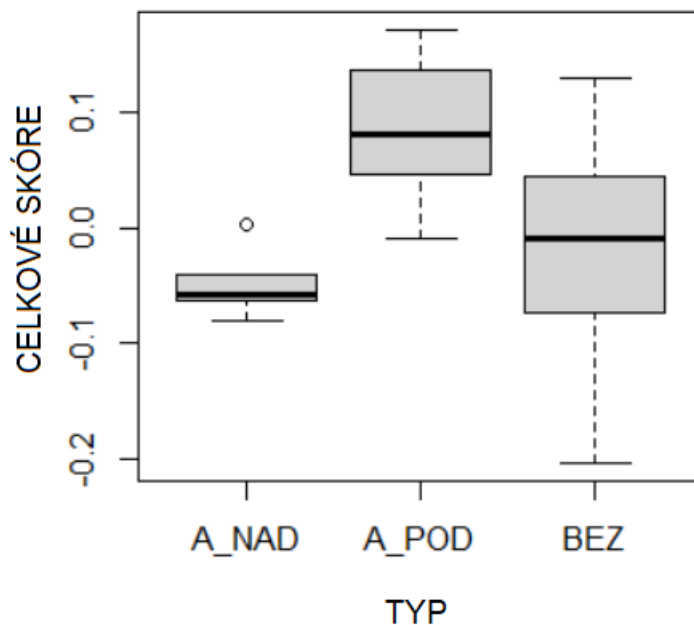
Citlivost Indexu ovlivnění společenstva

Hodnoty Indexu ovlivnění společenstva IOS_{CR-LIN} byly porovnány mezi typy sledovaných lokalit (s liniovým prvkem a bez), a následně ověřeny regresním modelem, zda reagují na celkovou hydromorfologickou degradaci toku vypočtenou dle metodiky HEM (Langhammer 2014). Rozdíly v hodnotě Indexu mezi typy lokalit byly vysoce signifikantní ($p < 0.001$) a hodnoty indexu také vysoce signifikantně ($p < 0.001$) reagovaly na změnu v hodnotě celkové hydromorfologické kvality toku – HMK (čím vyšší celková HMK hodnota, tím větší morfologická degradace toku). Srovnání mezi typy lokalit a výsledný regresní model jsou znázorněny na Obr. 5.



Obr. 5 – Srovnání hodnot celkového Indexu ovlivnění společenstva IOS_{CR-LIN} mezi jednotlivými typy lokalit (vlevo) a v závislosti na celkové hodnotě hydromorfologické kvality toku (vpravo); A = lokality s liniovým prvkem podél toku, N = lokality bez liniového prvku podél toku

Hodnoty Indexu ovlivnění společenstva IOS_{CR-MVN} byly porovnány mezi typy sledovaných lokalit (s MVN na toku a bez), mezi lokalitami nad a pod nádrží a následně ověřeny regresním modelem, zda reagují na parametry přítomné nádrže, zejména plochu a objem nádrže. Zatímco hodnoty indexu se významně lišily mezi lokalitami nad a pod MVN ($p = 0.02$), rozdíl mezi lokalitami nad MVN a bez MVN nebyl statisticky významný ($p = 0.56$). Hodnota celkového indexu navíc nebyla signifikantně ovlivněna parametry nádrže ($p = 0.75$ pro objem nádrže a $p = 0.7$ pro plochu nádrže). Srovnání mezi typy lokalit je znázorněno na Obr. 6. Měřitelný dopad na společenstva cévnatých rostlin měla tedy jakákoliv nádrž bez ohledu na její objem či plochu. Eutrofizace způsobená nádrží totiž vede k obsazení prostoru několika málo na živiny náročnými a kompetičně zdatnými druhy (často ruderalními), které výrazně snižují biologickou hodnotu a rozmanitost společenstev.



Obr. 6 – Srovnání hodnot celkového Indexu ovlivnění společenstva IOS_{CR-MVN} mezi jednotlivými typy lokalit; A_NAD = lokality nad MVN, A_POD = lokality pod MVN, BEZ = lokality bez MVN na toku

Klasifikace výsledků

Finální Index ovlivnění společenstva vyjadřuje míru ovlivnění společenstva přítomností MVN (v případě indexu IOS_{CR-MVN}) či špatným morfologickým stavem (v případě indexu IOS_{CR-LIN}) na číselné škále od záporných hodnot (reprezentujících společenstvo blízké přirozeným podmínkám) do hodnot kladných (reprezentujících společenstvo negativně ovlivněné přítomností MVN či špatným hydromorfologickým stavem). Za hraniční hodnotu oddělující toky s přirozeným a toky s degradovaným společenstvem cévnatých rostlin se stanovuje hodnota **0**.

Hodnocení podle biologické složky makrozoobentos

Vliv sucha na makrozoobentos

Makrozoobentos, tedy skupina makroskopických bezobratlých živočichů obývajících dno vodních těles, je dominantní složkou tekoucích vod z hlediska jejich diverzity či ekologického významu. Vysoká taxonomická i funkční diverzita makrozoobentosu a z ní odvozená citlivost (či tolerance) různých taxonomických i funkčních skupin vůči široké škále působících vlivů a stresorů ve vodním prostředí předurčuje tuto skupinu k využití pro bioindikaci. Makrozoobentos lze využít k detekci široké škály stresorů působících na vodní prostředí (pro přehled viz Rosenberg & Resh 1992) včetně indikace výskytu epizody sucha na toku (Pařil et al. 2015, Straka et al. 2019). S postupujícím poklesem průtoku vody dochází ke snížení rychlosti proudu, nižšímu okysličení vody, zvýšené míře sedimentace jemných částic a tvorbě tůní propojených úzkou stružkou tekoucí vody. Na tuto změnu reaguje společenstvo makrozoobentosu posunem od druhů proudomilných k druhům preferujícím pomalu tekoucí či stojatou vodu, s vyšší tolerancí k nízkým koncentracím rozpuštěného kyslíku ve vodě a k vyšší míře zanášení jemným sedimentem (tzv. siltaci) (viz Straka et al. 2019). V případě úplného vyschnutí toku dokáží někteří zástupci přežít nepříznivé období přímo na místě (tzv. druhy rezistentní) ať už v podobě suchu odolných vývojových stádií (vajíčka, cysty atd.) nebo ve zvodnělých vrstvách pod povrchem dna (tzv. hyporeál). Jiní zástupci makrozoobentosu pak osidlují vysychavé toky po znovuzaplavení z blízkých permanentních úseků či z náhradních stanovišť – refugií (tzv. druhy resilientní). Pro míru přežívání rezistentních taxonů je určující zejména teplota obnaženého povrchu dna, možnost komunikace dna toku s hyporeálem (podpovrchovými strukturami dna) a další doprovodné efekty související zejména s dobrým hydromorfologickým stavem toku. Pro úspěšnou rekolonizaci toku resilientními druhy je pak určující zejména přítomnost blízkých zdrojových populací druhu, přítomnost příčných překážek na toku a celková přirozenost/zachovalost a habitatová diverzita okolní krajiny. K výše zmíněným vlivům je pak nutno přičíst i působení obecných efektů (jako např. fyzikálně-chemické parametry vody, abiotické a geografické parametry, přítomnost predátorů, působení toxických a dalších bioaktivních látek, teplotní znečištění aj.), které dále ovlivňují složení společenstva makrozoobentosu (nejen) tekoucích vod. I přes veškeré výše uvedené faktory prostředí má ve vysychavých tocích zcela určující efekt na společenstvo časový rozsah vyschnutí toku vyjádřený délkou suché periody a dobou od znovuzaplavení toku.

Metodika odběru a zpracování vzorků

Makrozoobentos vysychavých toků byl odebírán v jarní a podzimní části sezóny vždy v období zaplavení toku závaznou metodikou PERLA (Kokeš & Němejcová 2006). Jedná se o semikvantitativní odběr na reprezentativním úseku toku po dobu tří minut tzv. kick-samplingem pomocí ruční sítě. Odebraný vzorek byl na místě dekantován, zbaven větších větviček a kamenů a na místě předtříděn do jednotlivých taxonomických skupin. Vzorek byl fixován formaldehydem na finální koncentraci 4 %, vybrané skupiny pak 70% lihem. Detailní postup včetně stanovení reprezentativního úseku viz závazná metodika na stránkách MŽP (www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod).

Obecné principy hodnocení

Princip hodnocení se liší pro každý ze sledovaných typů opatření podle toho, které funkční skupiny nejlépe reagovaly na přítomnost/absenci sledovaného typu opatření.

Pro hodnocení vlivu MVN byly na základě analýz vybrány i) teplotní preference, ii) saprobní valence a iii) preference k zóně toku. Pod MVN byl oproti toku nad MVN a oproti kontrolní skupině bez MVN zjištěn nárůst teplomilných taxonů, taxonů tolerujících znečištění vody a nárůst potamálních druhů. Z uvedených vlastností bylo odvozeno druhově specifické citlivostní skóre $CS_{MVB-MVN}$:

$$CS_{MVB-MVN} = \text{teplomilnost} + (\text{alfa} - \text{xeno}) + (\text{epipotamál} + \text{metapotamál} + \text{litorál} - \text{hypokrenál} - \text{epirhithrál});$$

kde **teplomilnost** nabývá hodnot 1 v případě, že je daný taxon stenotermní teplomilný; **alfa** nabývá hodnot 1 v případě, že daný taxon dominantně indikuje alfa-mesosaprobitu; **xeno** nabývá hodnot 1 v případě, že daný taxon dominantně indikuje xenosaprobitu; a **epipotamál**, **metapotamál**, **litorál**, **hypokrenál**, **epirhithrál** nabývají hodnotu 1 v případě, že daný taxon dominantně preferuje daný úsek tekoucích vod.

Citlivostní skóre $CS_{MVB-MVN}$ tak může u jednotlivých druhů nabývat hodnot od +3 (u druhů teplomilných, indikujících alfa-mesosaprobitu a potamální úsek toku) do -2 (u druhů indikujících xenosaprobitu a horní úseky toku – tj. hypokrenál a epirhithrál).

Pro hodnocení vlivu liniových prvků byly zvoleny mikrohabitatové preference, teplotní preference a schopnost (alespoň na část svého života) opustit vodní prostředí. Na tocích bez liniových prvků byl zjištěn vyšší výskyt eurytermních organismů (tedy s širokou teplotní valencí), naopak nižší zastoupení chladnomilných taxonů; dále vyšší zastoupení taxonů vázaných na jemný sediment, a naopak nižší zastoupení taxonů vázaných na hrubozrnný substrát a dále bylo zjištěno vyšší zastoupení tzv. permanentní (tzn. zástupců převážně mimo hmyz) fauny. Z uvedených vlastností byl odvozen druhově specifický celkový index $CS_{MVB-LIN}$:

$$CS_{MVB-LIN} = (\text{eurytermnost} - \text{chladnomilnost}) + (\text{pelál} - \text{lithál}) + (\text{permanentní} - \text{temporální});$$

kde **eurytermnost** nabývá hodnot 1 pro druhy eurytermní, **chladnomilnost** nabývá hodnot 1 u druhů stenotermně chladnomilných, **pelál** nabývá hodnot 1 u druhů dominantně preferujících jemnozrnné sedimenty o velikosti zrna <0.063 mm, **lithál** nabývá hodnot 1 u druhů preferujících hrubozrnný sediment s velikostí zrna >2 cm, **permanentní** nabývá hodnot 1 u zástupců permanentní fauny (korýši, měkkýši, opaskovci...) a **temporální** nabývá hodnot 1 u zástupců temporální fauny (hmyz).

Citlivostní skóre $CS_{MVB-LIN}$ tak může u jednotlivých druhů nabývat hodnot od +3 (u eurytermních druhů permanentní fauny preferujících jemný sediment) do -3 (u chladnomilných zástupců temporální fauny preferující štěrky a kameny).

Pro hodnocení vlivu plošných typů opatření byly zvoleny mikrohabitatové preference, citlivost k zanášení jemným sedimentem a saprobní valence. Se vzrůstajícím zastoupením orné půdy v povodí byl zjištěn nárůst druhů tolerujících zanášení jemným sedimentem – siltaci (a analogicky pokles taxonů k zanášení citlivých), nárůst taxonů preferujících jemný (bahnitý a jílovitý) substrát a analogicky pokles taxonů preferujících hrubozrnný substrát) a nárůst taxonů tolerantních ke znečištění snadno rozložitelnými organickými látkami – saprobítě. Z uvedených vlastností byl odvozen druhově specifický celkový index $CS_{MVB-PLO}$:

$$CS_{MZB-PLO} = (PSI_{C,D} - PSI_{A,B}) + (\text{pelál/argylál} - \text{litál/akkál}) + (\text{alfa/poly} - \text{xeno/oligo});$$

kde **PSI_{C,D}** nabývá hodnot 1 u druhů středně až silně tolerantních vůči zanášení jemným sedimentem (kategorie C a D dle Extence et al. 2013), **PSI_{A,B}** nabývá hodnot 1 u druhů středně až silně citlivých k zanášení jemným sedimentem (kategorie A a B tamtéž), **pelál/argylál** nabývá hodnot 1 u druhů dominantně preferujících jemné bahnité či jílovité sedimenty s velikostí zrna < 0.063 mm, **litál/akkál** nabývá hodnot 1 u druhů dominantně preferujících středně až silně hrubozrnné sedimenty s velikostí zrna > 0.2 cm, **alfa/poly** nabývá hodnot 1 v případě, že daný taxon dominantně indikuje alfa-mesosaprobity či polysaprobity a **xeno/oligo** nabývá hodnot 1 v případě, že daný taxon dominantně indikuje xenosaprobity či oligosaprobity.

Citlivostní skóre tak může nabývat hodnot od -3 (u taxonů citlivých na zanášení jemným sedimentem, preferujících hrubozrnné sedimenty a citlivé k organickému znečištění) do +3 (u taxonů tolerantních k zanášení jemným sedimentem, preferujících jemnozrnné sedimenty a tolerantní k organickému znečištění).

Všechna uvedená skóre vyjadřují afinitu jednotlivých taxonů k minimálně antropogenně narušeným podmínkám (u záporných hodnot) či k silně antropogenně ovlivněným podmínkám prostředí (u kladných hodnot).

Uvedené vlastnosti druhů byly převzaty z veřejně dostupných zdrojů, zejména z národní databáze IS Arrow (hodnoty dostupné též na hydro.chmi.cz/riverchange) a evropské databáze freshwaterecology.info.

Odvození a výpočet Indexu ovlivnění společenstva

Pro každý typ opatření je navržen Index ovlivnění společenstva založený na citlivostních indexech jednotlivých taxonů. Všechny uvedené indexy jsou obdobné a jsou založeny na logaritmovaných abundancích taxonů ve vzorku a jejich citlivostních skóre.

Pro hodnocení vlivu MVN slouží index **IOS_{MZB-MVN}**, který se vypočte jako log-abundančně vážený průměr citlivostních skóre jednotlivých skórujících taxonů (tedy těch, které mají **CS_{MZB-MVN}** větší či menší než 0) ve vzorku:

$$IOS_{MZB-MVN} = \frac{\sum_{i=1}^N (\log_n(abund_i + 1) * CS_i)}{\sum_{i=1}^N (\log_n(abund_i + 1))};$$

kde N je celkový počet druhů ve společenstvu, $\log_n$ je přirozený logaritmus, $abund_i$ je abundance i-tého druhu a CS_i je **CS_{MZB-MVN}** index i-tého druhu ve společenstvu.

Pro hodnocení vlivu liniových typů opatření slouží index **IOS_{MZB-LIN}**, který se vypočte jako log-abundančně vážený průměr citlivostních skóre jednotlivých skórujících taxonů (tedy těch, které mají **CS_{MZB-LIN}** větší či menší než 0) ve vzorku:

$$IOS_{MZB-LIN} = \frac{\sum_{i=1}^N (\log_n(abund_i + 1) * CS_i)}{\sum_{i=1}^N (\log_n(abund_i + 1))};$$

kde N je celkový počet druhů ve společenstvu, $\log_n$ je přirozený logaritmus, $abund_i$ je abundance i -tého druhu a CS_i je $CS_{MZB-LIN}$ index i -tého druhu ve společenstvu.

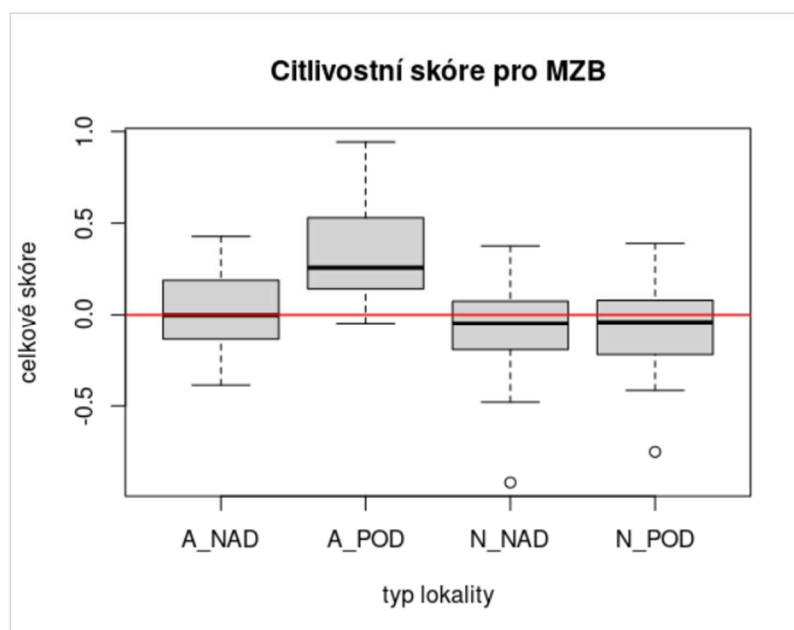
Pro hodnocení vlivu plošných opatření slouží index $IOS_{MZB-PLO}$, který se vypočte jako log-abundančně vážený průměr citlivostních skóre jednotlivých skórujících taxonů (tedy těch, které mají $CS_{MZB-PLO}$ větší či menší než 0) ve vzorku:

$$IOS_{MZB-PLO} = \frac{\sum_{i=1}^N (\log_n(abund_i+1) * CS_i)}{\sum_{i=1}^N (\log_n(abund_i+1))};$$

kde N je celkový počet druhů ve společenstvu, $\log_n$ je přirozený logaritmus, $abund_i$ je abundance i -tého druhu a CS_i je $CS_{MZB-PLO}$ index i -tého druhu ve společenstvu.

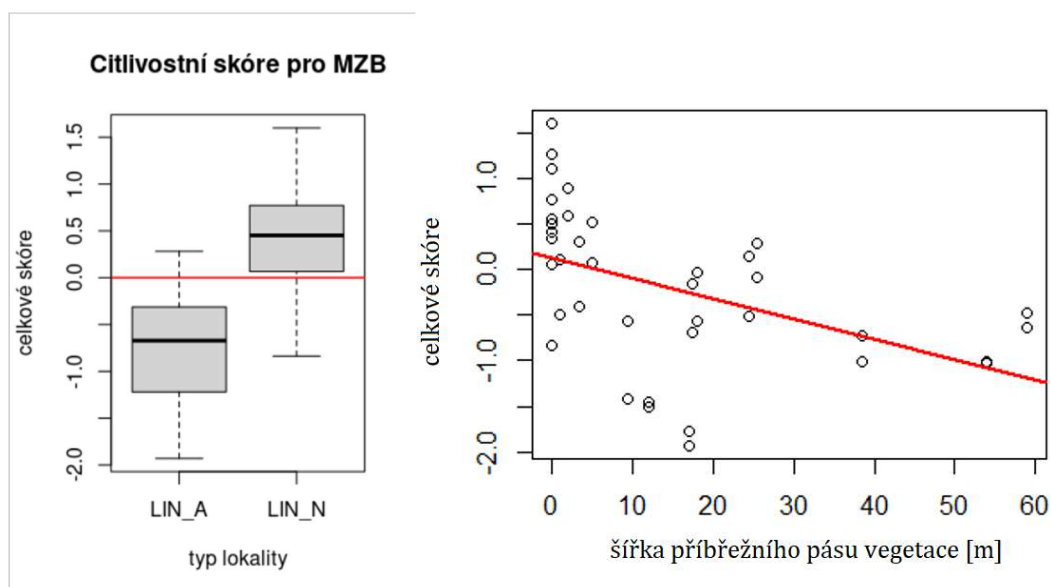
Citlivost Indexu ovlivnění společenstva

Index ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-MVN}$ statisticky významně ($p = 0.01$) odlišuje vzorky z úseků toků pod MVN od úseků nad MVN a zároveň odlišuje vzorky z úseků pod MVN od kontrolní skupiny toků bez MVN na toku (viz Obr. 7).



Obr. 7 - Srovnání hodnot celkového Indexu ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-MVN}$ mezi jednotlivými typy lokalit; A_NAD = lokality nad MVN, A_POD = lokality pod MVN, N_NAD a N_POD = lokality bez MVN na toku (horní a spodní úsek). Červenou čarou je vyznačena hraniční hodnota 0 odlišující degradovaná a přirozená společenstva makrozoobentosu

Index ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-LIN}$ statisticky významně ($p < 0.001$) odlišuje toky s přítomností příbřežní vegetace od toků bez příbřežní vegetace (viz Obr. 8). Kladné hodnoty indexu indikují negativní ovlivnění společenstva absencí příbřežní vegetace či celkově zhoršenou morfologií toku. Hodnoty indexu jsou navíc signifikantně závislé ($p = 0.03$) na šířce pásu příbřežní vegetace.



Obr. 8 - Srovnání hodnot celkového Indexu ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-LIN}$ mezi jednotlivými typy lokalit (vlevo) a v závislosti na šířce podélného pásu vegetace v úseku odběru vzorku (vpravo); LIN_A = lokality s liniovým prvkem podél toku, LIN_N = lokality bez liniového prvku podél toku. Červenou čarou je vyznačena hraniční hodnota 0 odlišující degradovaná a přirozená společenstva makrozoobentosu

Index ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-PLO}$ statisticky významně ($p < 0.001$) roste s procentuálním zastoupením orné půdy v povodí toku (viz Obr. 9).



Obr. 9 – Závislost hodnot Indexu ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-PLO}$ na procentuálním zastoupení orné půdy v povodí toku. Červenou čarou je vyznačena hraniční hodnota 0 odlišující degradovaná a přirozená společenstva makrozoobentosu

Klasifikace výsledků

Pro všechny tři uvedené indexy založené na společenstvu makrozoobentosu (**IOS_{MZB-MVN}**, **IOS_{MZB-LIN}**, **IOS_{MZB-PL0}**) platí, že jejich hodnota narůstá s mírou degradace prostředí a vyjadřuje, nakolik je společenstvo makrozoobentosu ovlivněno přítomností nádrže na toku (v případě **IOS_{MZB-MVN}**), absencí či nedostatečným rozvojem podélného pásu vegetace podél toku (v případě **IOS_{MZB-LIN}**) či zvýšeným zastoupením orné půdy v povodí toku (v případě **IOS_{MZB-PL0}**). Společenstva vysychavých toků, které vykazují minimální možné antropogenní ovlivnění, dosahují indexy záporných hodnot. Za hraniční hodnotu oddělující toky s přirozeným a toky s degradovaným společenstvem makrozoobentosu se stanovuje hodnota **0**.

Hodnocení podle biologické složky fyto bentos a fytoplankton

Vliv sucha na fyto bentos a fytoplankton

Primární produkce ve vysychavých tocích tvoří základ potravní pyramidy a je tvořena řasami, sinicemi, mechy a vyššími rostlinami. Využívá živin, přitékajících tokem z povodí výše i uvolněných z břehů stejně jako autochtonních zdrojů přímo na dané lokalitě. Primární producenti mohou mít řadu adaptací k přežívání během střídání vodní a suché fáze toku, které jim tento v mírném pásu minoritní biotop umožňují osídlovat. Řasy ve vysychavých tocích vykazují řadu přizpůsobení, jako např. schopnost vytvářet spóry, nebo v případě toku, který vysychá rychle a neočekávaně, využívají svou schopnost rychlé rekolonizace z blízkých akvatických habitatů, jako jsou zbytkové tůň, permanentní toky či vlhký substrát dna. Pokud však vyschnutí trvá příliš dlouho, refugia postupně ztrácejí svojí funkci a přetrvávají pouze některé subaerické taxony rozsivek, nebo druhy tvořící různé typy cyst, které přetrvávají až do následujícího zavodnění. Vysychavost toku působí na řasová společenstva jako selekční faktor a obvykle způsobuje pokles alfa-diverzity.

Pouze některé taxony jsou po opětovném zavodnění toku schopny přežít, přičemž se často jedná o pionýrské druhy. Vyschlé koryto využívají zvláště sinice, zelené řasy a některé rody rozsivek, které jsou schopny rychle osídlovat obnažený podklad. Odpovědi řas a sinic na vysychavost toků zahrnují vytváření specifických růstových forem a buněčných struktur, případně také genetické adaptace. Některé ruduchy a hnědé řasy mají silné buněčné stěny, některé rozsivky vytvářejí slizové trubice, ve kterých jednotlivé buňky přečkávají nepříznivou dobu. Například ruducha *Hildebrandia rivularis* je po vyschnutí přichycena pevně k substrátu (kamenu) a přečká tak dlouhé sucho s tím že po zaplavení toku rychle obnovuje fotosyntetickou aktivitu. Také sinice se slizovou pochvou po zaplavení rychleji obnovují všechny metabolické procesy. U některých řas při vyschnutí dochází až k 90% redukci chloroplastu, kdy dochází k pozastavení fotosyntetické aktivity, která se však po zavodnění velmi záhy obnoví. Pokles aktivity fotosyntézy může také někdy vést k vytváření ochranných látek - pyrenoidů (zejména barviva jako scytonemin u sinic, lutein, zeaxanthin, beta-karoten u některých řas). Během vyschnutí také klesá metabolická aktivita řas a sinic na minimum a obnovuje se až při opětovném zavodnění toku. Na tocích s výrazným zastíněním břehovým porostem je primární produkce limitována hlavně světlem, a proto má svůj vrchol ještě na jaře před olistěním vegetace nebo bezprostředně po opadu listů na podzim. Na tocích s řídkým břehovým porostem a vyšší intenzitou oslunění jsou naopak potřebné mechanismy chránící řasové nebo sinicové buňky před negativy intenzivního osvětlení či vysokých teplot. V takovýchto habitatech pak často dominují rychle rostoucí producenti (např. vláknité spájivky řádu Zygnematales).

I přes jistý pokrok ve výzkumu společenstev sinic a řas vysychavých toků byly informace z České republiky i okolních států v době sestavování této metodiky značně omezené. Výsledky získané při tvorbě této metodiky jsou tak v současnosti prvním pokusem popsat řasová a sinicová společenstva vysoce dynamického systému, jakým vysychavé toky bezesporu jsou.

Metodika odběru a zpracování vzorků

Fytobentos vysychavých toků byl odebírán v jarní a podzimní sezoně vždy v období zaplavení toku pomocí rutinně používané metodiky odběru a zpracování vzorků fytobentosu tekoucích vod (Marvan & Heteša 2006). Přednostně byl odebírán epilítion, tedy společenstvo rozsivek a řas narůstajících na kamenech. Odběr byl prováděn seškrabáním nárostů z 5 kamenů sesbíraných z reprezentativního úseku toku. V případě, že nebyly k dispozici kameny v toku, byl odebírán epifyton, tedy společenstvo rozsivek a řas narůstajících na ponořených částech rostlin. Odebraný vzorek byl poté bez prodlužení transportován do laboratoře ke zpracování.

Fytoplankton byl odebírán z malých vodních nádrží a dále z toku nad nádrží a pod nádrží. Odběr byl proveden v souladu s platnou metodikou (Heteša & Marvan 2006), kdy se vzorek vody odebral přímo do vzorkovnice a byl na místě fixován Lugolovým roztokem. Mimo předpokládané využití platné metodiky byl vzorek fytoplanktonu odebírán i z tekoucí vody nad a pod MVN z důvodu kvantifikace obohacení a ovlivnění toku pod nádrží řasovými společenstvy z nádrže.

Obecné principy hodnocení

Z výsledků provedeného výzkumu vyplynulo, že společenstvo nereaguje dostatečně výrazně na sledované faktory a tudíž je informační přínos fytobentosu pro hodnocení jak liniových, tak i bodových typů opatření minimální. Na souboru získaných dat nebyl pozorován průkazný vliv přítomnosti MVN či doprovodné vegetace (resp. přirozené hydromorfologie toku) na alfa-diverzitu, beta-diverzitu, zastoupení vybraných funkčních skupin (aerofilové, halofilové, velikostní kategorie) či na index využívaný pro hodnocení ekologického stavu (saprobně-trofický potenciál). Z tohoto důvodu není pro fytobentos uváděn postup odvození citlivostních skóre či indexu ovlivnění společenstva a pro hodnocení dopadu bodových a liniových opatření je fytobentos považován jako nevhodný.

Společenstvo fytobentosu významně reagovalo pouze na změny v zastoupení orné půdy v ploše povodí. Se zvyšujícím se zastoupením klesal celkový ekologický stav včetně saprobně-trofického potenciálu, ze kterého je ekologický stav odvozen. Žádný další ukazatel, ať už taxonomický (počet druhů, Shannonův index diverzity) či funkční (zastoupení aerofilů, halofilů, velikostních kategorií), na změnu v land-use nereagoval. Pro hodnocení vlivu plošných opatření na fytobentos proto doporučujeme použít platnou Metodiku hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky fytobentos (Marvan et al. 2018).

Oproti tomu u fytoplanktonu, který byl sledován pouze na lokalitách s MVN na toku, byl prokázán jednoznačný vliv nádrže na planktonní řasy v toku – zatímco nad nádrží byl výskyt planktonních řas zcela ojedinělý, pod nádrží byla jak celková biomasa, tak i počet planktonních taxonů značný. Vzhledem k absenci planktonních řas nad nádrží není možno definovat citlivostní skóre ani index ovlivnění společenstva. Pro hodnocení míry vlivu MVN na planktonní řasy v toku pod nádrží tak může posloužit prostá koncentrace chlorofylu-a, přičemž u toků neovlivněných MVN by se hodnoty tohoto parametru měly pohybovat v rozmezí 0–1 µg/l. V případě vyšších koncentrací lze považovat vliv nádrže na toku jako negativní, neboť planktonní řasy působí jako zdroj snadno odbouratelné biomasy, což může vést ke zvýšení saprobity pod nádrží se všemi negativními důsledky, které s sebou tento jev nese.

Bezpečnost práce a zajištění kvality

Při sledování povrchových vod je nutné dodržovat zásady bezpečnosti práce. Pracovníci mají být seznámeni s legislativou EU a národní legislativou týkající se bezpečnosti práce a ochrany zdraví a s dalšími pokyny a doporučeními, které se týkají práce ve vodách nebo v jejich blízkosti. Zvýšené obezřetnosti je nutno dbát též s ohledem na rizika plynoucí z práce s chemikáliemi standardně používanými při terénní konzervaci vzorků a při jejich laboratorním zpracování.

Metody hodnocení ekologického stavu pomocí biologických složek a dalších parametrů, např. fyzikálně-chemických a chemických parametrů, zahrnují terénní a laboratorní složku; každá z nich musí být vědecky dostatečně spolehlivá a robustní. Validita biologických a ekologických průzkumů závisí na přesnosti a shodnosti všech činností spojených se sběrem dat a jejich rozбором a s odběrem vzorků a jejich analýzou. Významnými proměnnými jsou charakteristiky taxonomických skupin, počty pozorování nebo měření, jejich statistické rozdělení, prostorová nebo časová reprezentativnost vzorků, přesnost standardních operačních postupů (návodů), měřicí zařízení nebo další metody, schopnosti průzkumníků nebo analytiků při jejich používání a důslednost přístupu.

Závažnost ekologie v legislativě, kterou je např. Rámcová směrnice o vodách (2000/60/EC), znamená, že kvalita ekologických dat z vodního prostředí musí být známá a ověřitelná. Všeobecné pokyny pro prokazování kvality jsou uvedeny v normách řady ISO 9000, které definují systém managementu jakosti a ČSN EN ISO/IEC 17025:2018 Všeobecné požadavky na kompetenci zkušebních a kalibračních laboratoří. Další pokyny pro zajištění kvality uvádí ČSN EN 14996 (757016) Jakost vod – Návod k prokazování kvality biologického a ekologického hodnocení vodního prostředí, která definuje činnosti vhodné pro zajištění toho, že kvalita ekologických hodnocení povrchových vod a sedimentů splňuje předepsané požadavky, norma také zahrnuje hydromorfologická hlediska hodnocení.

Zásady a podmínky pro kvalifikované, objektivní a nezávislé vykonávání všech analytických činností souvisejících s činnostmi vedoucí k výsledkům analýz vzorků jsou stanoveny v závazných dokumentech k zajištění kvality laboratoře, pro něž je daná laboratoř posouzena/akreditována dle ČSN EN ISO/IEC 17025:2018. Základním dokumentem, sloužícím k popisu principů, zásad a postupů práce v laboratořích a ke stanovení cílů práce při dodržování systému managementu vycházejícího z mezinárodně platných norem je příručka kvality laboratoře. Cílem příručky kvality laboratoře je dokumentovat systém laboratoře tak, aby byla zajištěna kompetence, nestrannost a konzistentní činnost laboratoře v souladu s požadavky normy ČSN EN ISO/IEC 17025:2018.

Praktické příklady použití metodiky

Uvedené příklady slouží jako ukázka výpočtu či použití metodiky ve smyslu interpretace získaných výsledků v praxi. Všechny příklady jsou hypotetické a obrázky u příkladů jsou pouze ilustrativní – nejedná se tedy o konkrétní výsledky z lokalit vyobrazených na fotografiích.

Příklad 1 – Posouzení záměru výstavby malé vodní nádrže

V rámci schvalovacího procesu záměru výstavby malé vodní nádrže, u které je v projektové dokumentaci uváděn jako jeden z veřejných zájmů pozitivní vliv na biodiverzitu a zmírnění dopadu sucha, byl proveden biologický průzkum makrozoobentosu a ryb na vybrané lokalitě podle platných metodik odběru (viz kap. *Hodnocení podle biologické složky ryby a makrozoobentos*).

Pro každý taxon zjištěný ve vzorku makrozoobentosu bylo přiřazeno celkové indikační skóre $CS_{MVN-MZB}$ buďto z hodnot uvedených v Příloze metodiky, nebo podle vzorce na str. 25 z traits (vlastností druhů) dohledaných na hydro.chmi.cz/riverchange. Ze seznamu taxonů byly dále vyřazeny ty, které měly hodnotu skóre $CS_{MVN-MZB}$ rovnu 0. Tabulka skórujících taxonů, jejich abundance, log-abundance (vypočtená jako přirozený logaritmus abundance+1), citlivostních skóre a je uvedena níže:

taxon	skupina	abundance	Log-abundance	$CS_{MVN-MZB}$	Log-abund * CS
<i>Limnius perrisi</i> Ad.	COLEOPTERA	48	3.892	-1	-3.89
<i>Hexatoma</i> sp.	DIPTERA	8	2.197	2	4.394
<i>Chelifera</i> sp.	DIPTERA	2	1.099	-1	-1.1
<i>Rhithrogena carpatoalpina</i>	EPHEMEROPTERA	410	6.019	-1	-6.02
<i>Chaetocladius piger</i> -Gr.	CHIRONOMIDAE	36	3.611	-1	-3.61
<i>Microtendipes pedellus</i> -Gr.	CHIRONOMIDAE	8	2.197	1	2.197
<i>Orthocladius lignicola</i>	CHIRONOMIDAE	2	1.099	1	1.099
<i>Trichodrilus strandi</i>	OLIGOCHAETA	50	3.932	-1	-3.93
<i>Leuctra pseudosignifera</i>	PLECOPTERA	325	5.787	-2	-11.6
<i>Simulium angustitarse</i>	SIMULIIDAE	6	1.946	-1	-1.95
<i>Hydropsyche saxonica</i>	TRICHOPTERA	30	3.434	-1	-3.43
<i>Tinodes rostocki</i>	TRICHOPTERA	18	2.944	-1	-2.94
SUMA			38.16		-30.8

Následně byl podle vzorce na str. 27 vypočten celkový index ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-MVN}$, v tomto případě tedy jako podíl $-30.8 / 38.16 = -0.8$.

Ve vzorku ryb byl přítomen pouze jediný druh – mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*) v počtu 12 jedinců. Pro tento druh byla v Příloze metodiky uvedena hodnota skóre $CS_{RYBY-MVN} = -3$. Podle vzorce na str. 17 byl vypočten index ovlivnění společenstva $IOS_{RYBY-MVN} = 2.565 * (-3) = -7.695$

Hodnoty obou skóre jsou záporné, což naznačuje minimální antropogenní narušení obou společenstev. Společenstvo makrozoobentosu lze považovat za blízké referenčnímu stavu a z hlediska biodiverzity za vysoce hodnotné. Společenstvo ryb je velmi chudé (tvořeno jedním druhem), což je ovšem pro vysychavý tok typické a nalezený druh indikuje dobrou morfologickou kvalitu (zejména přítomnost zbytkových tůní a vysokou podélnou prostupnost toku). Vzhledem k uvedeným skutečnostem je výstavba MVN vysoce riziková a případné schválení stavby by mělo být doloženo vysokou společenskou potřebou, která převyší předpokládaný negativní dopad nádrže na biodiverzitu sledovaných biologických složek.



Obr. 10 – Příklad vysychavého toku se zachovalou morfologií a minimálním antropogenním ovlivněním toku i povodí. Járkovec nad Lučinou u Radějova.

Příklad 2 – Výběr nejvhodnější lokality pro revitalizaci toku

Bylo vybráno pět vysychavých či k vyschnutí náchylných toků se špatnou hydromorfologickou kvalitou, na kterých je plánováno zahájit přípravy revitalizace toku coby opatření ke zlepšení stavu biotopu a jeho hydromorfologických složek a tím i k podpoře biodiverzity. Pro cílené naplánování investice je třeba vybrat dva toky, na kterých bude mít případná revitalizace největší pozitivní účinek a investice tak bude zhodnocena nejlépe.

Na vybraných lokalitách bylo provedeno snímkování cévnatých rostlin v letním období sucha a vzorkování makrozoobentosu na podzim. Pro každou lokalitu byly vypočteny indexy ovlivnění společenstva **IOS_{CR-LIN}** a **IOS_{MZB-LIN}** podle vzorců na str. 21 a 26. Výsledné hodnoty obou indexů jsou uvedeny níže:

lokality	IOS_{CR-LIN}	IOS_{MZB-LIN}
lokality 1	0.01	0.19
lokality 2	0.98	1.22
lokality 3	0.76	0.37
lokality 4	1.02	0.93
lokality 5	-0.21	-0.12

Ze získaných výsledných indexů ovlivnění společenstva je patrné, že lokality 5 (oba indexy záporné) je v relativně dobrém stavu blízcímu se referenčním podmínkám. Taktéž lokality 1 je pravděpodobně narušena pouze minimálně. Naproti tomu, lokality 2 a 4 vykazují vysokou míru antropogenního zatížení a hydromorfologické degradace. U těchto dvou lokalit by měla s nejvyšší pravděpodobností revitalizace toku a výsadba podélného pásu vegetace největší pozitivní účinek a v případě omezených finančních zdrojů by měly být tyto lokality upřednostněny.



Obr. 11 – Příklad vysychavého toku bez doprovodného pásu vegetace a špatnou morfologickou kvalitou (vlevo) a s doprovodným pásem vegetace a dobrou morfologií (vpravo). Oba toky protékají územím s dominantním zastoupením orné půdy v povodí i blízkém okolí toku.

Příklad 3 – Zpětné posouzení efektu realizovaného opatření

Pro vyhodnocení skutečného přínosu realizovaných opatření bylo zvoleno porovnání stavu před a po realizaci opatření. Byly hodnoceny tři různé typy opatření – MVN na toku, revitalizace toku včetně výsadby a úpravy příbřežního pásu vegetace a v části povodí byla realizováno opatření typu *stabilizace dráhy soustředěného odtoku* (viz Katalog opatření Družáková et al. 2018). Pro hodnocení přínosu MVN bylo zvoleno hodnocení na základě makrozoobentosu a ryb, pro hodnocení přínosu revitalizace byl zvolen makrozoobentos a cévnaté rostliny a pro hodnocení přínosu stabilizace dráhy soustředěného odtoku na poli v blízkosti toku byl zvolen makrozoobentos.

V prvním případě se index ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-MVN}$ zvýšil z původní hodnoty -0.21 (tedy před výstavbou MVN) na hodnotu -0.03 a index $IOS_{RYBY-MVN}$ se zvýšil z původní hodnoty 0 na hodnotu 2.33. Z uvedených hodnot je patrné, že se při realizaci MVN podařilo minimalizovat negativní vliv nádrže na společenstvo makrozoobentosu (např. zbudováním obtočného ramene a minimalizací objemu nádrže), přesto však došlo k „zavlečení“ netypických druhů ryb do toku. Závěrečné doporučení pro zlepšení managementu by tak mohla být minimalizace (či úplná eliminace) rybářského hospodaření v nádrži (v případě, že chov ryb nebyl jedním z hlavních účelů budované nádrže).

V druhém případě se index ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-LIN}$ snížil z původní hodnoty 1.33 (tedy před revitalizací) na hodnotu 0.21 a index IOS_{CR-LIN} se snížil z původní hodnoty 0.99 na hodnotu 0.08. Z uvedených hodnot je patrné, že realizovaná revitalizace měla značně pozitivní účinek, přesto se hodnoty obou indexů pohybují nad nulovou hranicí (tedy dělicí hodnotou mezi společenstvy degradovanými a přírodě blízkými). To mohlo být způsobeno krátkou časovou prodlevou mezi realizací opatření a kontrolním odběrem (snímkováním) a tedy nedostatečným časovým prostorem pro rekolonizaci citlivých druhů stabilizací společenstva.

Ve třetím případě se index ovlivnění společenstva $IOS_{MZB-PL0}$ snížil z původní hodnoty 0.71 (tedy před stabilizací dráhy soustředěného odtoku) na hodnotu 0.45. Přestože u indexu ovlivnění došlo k poklesu, nebyl příliš výrazný. To může být dáno celkově stále výrazným zastoupením orné půdy v ploše povodí, jejíž vliv na příslušný vodní tok „přehlušuje“ pozitivní efekt realizovaného opatření, případně krátkou dobou mezi realizací opatření a kontrolním odběrem.



Obr. 12 – Příklad obtékané malé vodní nádrže (na toku Ovčírka u Rudic na Uherskobrodsku). Tok obtéká nádrž zleva, vlevo je patrná hráz nádrže.

Seznam zkratk

CS – citlivostní skóre

FB – fytobentos

FP – fytoplankton

HEM – hydroekologický monitoring

CHKO – chráněná krajinná oblast

IOS – index ovlivnění společenstva

MVN – malá vodní nádrž

MZB - makrozoobentos

MŽP – ministerstvo životního prostředí

NP – národní park

NPP – národní přírodní památka

NPR – národní přírodní rezervace

OOP – orgány ochrany přírody

PP – přírodní památka

PR – přírodní rezervace

PZOP – procentuální zastoupení orné půdy

RSV – rámcová směrnice o vodách

ZCHD – zvláště chráněný druh

Literatura

- Acuña V., Datry T., Marshall J., Barceló D., Dahm C. N., Ginebreda A., McGregor G., Sabater S., Tockner K. & Palmer M. A. 2014. Why should we care about temporary waterways? *Science* 343: 1080–1081.
- Danihelka J., Chrtek J. Jr. & Kaplan Z. 2012. Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia* 84: 647–811.
- Datry T., Larned S. T. & Tockner K. 2014. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience* 64: 229–235.
- Datry T., Bonada N. & Boulton A. J. (eds.) 2017. Intermittent rivers and ephemeral streams: ecology and management. Academic Press, an imprint of Elsevier, London, San Diego, CA.
- Dzuráková M., Štěpánková P. & Levitus V. 2018: Katalog přírodě blízkých opatření pro zadržení vody v krajině a jeho uplatnění ve webové mapové aplikaci pro veřejnost. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 60: 6–11.
- Extence C., Chadd R., England J., Dunbar M., Wood P. & Taylor E. 2013. The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macroinvertebrate community response. *River Research and Applications* 29: 17–55.
- Hejda R., Farkač J. & Chobot K. (eds.) 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky – Bezobratlí. *Příroda* 36: 1–612.
- Herben T., Chytrý M. & Klimešová J. 2016. A quest for species-level indicator values for disturbance. *Journal of Vegetation Science* 27: 628–636.
- Heteša J. & Marvan P. 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu tekoucích vod. MŽP ČR, Praha.
- Chobot K. & Němec M. (eds.) 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. *Příroda* 34: 1–182.
- Chuman T., Šefrna L. & Zádorová T. 2007. Následky extrémních záplav na vegetaci a půdní kryt na příkladu nivy Sázavy. Změny v krajině a povodňové riziko. Sborník příspěvků semináře Povodně a změny v krajině, PřF UK, Praha, pp. 115–119.
- Chytrý M., Tichý L., Dřevojan P., Sádlo J. & Zelený D. 2018. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia* 90: 83–103.
- Chytrý M., Danihelka J., Kaplan Z., Wild J., Holubová D., Novotný P., Řezníčková M., Rohn M., Dřevojan P., Grulich V., Klimešová J., Lepš J., Lososová Z., Pergl J., Sádlo J., Šmarda P., Štěpánková P., Tichý L., Axmanová I., Bartušková A., Blažek P., Chrtek J. Jr., Fischer F. M., Guo W.-Y., Herben T., Janovský Z., Konečná M., Kühn I., Moravcová L., Petřík P., Pierce S., Prach K., Prokešová H., Štech M., Těšitel J., Těšitelová T., Večeřa M., Zelený D. & Pyšek P. 2021. Pladias Database of the Czech Flora and Vegetation. *Preslia* 93: 1–87.

- Janáč M., Jurajda P., Polášek M., Němejcová D. 2019. Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby. MŽP ČR, Praha.
- Jurajda P., Slavík O. & Adámek Z. 2006. Metodika odlovu a zpracování vzorků plůdkových společenstev ryb tekoucích vod. MŽP ČR, Praha.
- Kalníková V., Chytrý K. & Chytrý M. 2018. Early vegetation succession on gravel bars of Czech Carpathian streams. *Folia Geobotanica* 53: 317–332.
- Kočí M., Grulich V., Opatřilová L. & Horký P. 2011. Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky makrofyta. MŽP ČR, Praha.
- Kokeš J. & Němejcová D. 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Metodika VÚV TGM, Praha.
- Lacina J. 2007. Desetiletý vývoj vegetačního krytu povodňového koryta Bečvy se zvláštním zřetelem na ekotony. Říční krajina 5. Sborník příspěvků z konference, PŘF UP, Olomouc, pp. 145–151.
- Langhammer J. & Hartvich F. 2014. HEM – Metodika typově specifického hodnocení hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. MŽP ČR, Praha, 59 pp.
- Loučková B. 2011. Vegetace na fluvialních tvarech v renaturalizovaných říčních úsecích Opavy, Černé Opavy a Branné deset let od mimořádné povodňové disturbance. *Geografie* 116: 354–374.
- Marvan P. & Heteša J. 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků fytoobentosu tekoucích vod. MŽP ČR, Praha.
- Marvan P., Opatřilová L., Heteša J., Maciak M. & Horký P. 2018. Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky fytoobentos (Aktualizace metodiky v návaznosti na Rozhodnutí Komise 2018/229/EU).
- Pařil P., Syrovátka V., Zahrádková S., Straka M., Polášek M., Němejcová D., Opatřilová L., Šikulová L. & Řezníčková P. 2015. Metodika retrospektivní bioindikace epizod vyschnutí toků na základě analýzy makrozoobentosu. Metodika certifikovaná Ministerstvem životního prostředí dne 21.12. 2015 pod číslem 91808/ENV/15.
- Rosenberg D. M. & Resh V. H. (eds.) 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Springer US, NY, 488 pp.
- Straka M., Polášek M., Syrovátka V., Stubbington R., Zahrádková S., Němejcová D., Šikulová L., Řezníčková P., Opatřilová L., Datry T. & Pařil P. 2019. Recognition of stream drying based on benthic macroinvertebrates: A new tool in Central Europe. *Ecological indicators* 106: 1–11.
- Vander Vorste R., Obedzinski M., Nossaman Pierce S., Carlson S. M. & Grantham T. E. 2020. Refuges and ecological traps: Extreme drought threatens persistence of an endangered fish in intermittent streams. *Global Change Biology* 26: 3834–3845.
- Walker L. R. & Del Moral R. 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge.

Webster J. R., Golladay S. W., Benfield E. F., Meyer J. L., Swank W. T., & Wallace, J. B. 1992. Catchment disturbance and stream response: an overview of stream research at Coweeta Hydrologic Laboratory. *River conservation and management* 15: 232–253.

Zahrádková S., Hájek O., Treml P., Pařil P., Straka M., Němejcová D., Polášek M. & Ondráček P. 2015. Hodnocení rizika vysychání drobných vodních toků v České republice. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce* 57: 4–16.

Přílohy

Tabulky dílčích a celkových skóre

Dílčí a celková skóre pro relevantní taxony ryb

odborný název	české jméno	NEPŮVODNÍ V ČR	ZVLÁŠTĚ CHRÁNĚNÝ	RHEOFIL	EURYTOP / LIMNEFIL	INVASIVNÍ	TYPIČKÉ (Janáč et al. 2019)	resist	resil	habit_mvsn	CS _{RYBY-MVN}
<i>Lampetra planeri</i>	Mihule potoční		X	X			B	0.5	1	0	-2
<i>Salmo trutta m. fario</i>	Pstruh obecný			X			B	0.0	1	0	-1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Pstruh duhový	X		X		X		0.0	0	1	3
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Siven americký	X		X		X		0.0	1	0	-1
<i>Thymallus thymallus</i>	Lipan podhorní			X			B	0.0	1	0	-1
<i>Esox lucius</i>	Štika obecná				X			0.0	0	1	3
<i>Rutilus rutilus</i>	Plotice obecná				X			0.0	0	1	3
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Jelec proudník		X	X			D	0.0	1	0	-1
<i>Leuciscus idus</i>	Jelec jesen			X				0.0	0	1	3
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Střevle potoční		X	X			BD	0.5	1	0	-2
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Perlín ostrobrádkový				X			0.0	0	1	3
<i>Leucaspis delineatus</i>	Slunka obecná				X			0.5	0	1	2
<i>Tinca tinca</i>	Lín obecný				X			0.0	0	1	3
<i>Blicca bjoerkna</i>	Cejnek malý				X			0.0	0	1	3
<i>Abramis brama</i>	Cejn velký				X			0.0	0	1	3
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Ouklejká pruhoaná		X	X				0.0	1	0	-1
<i>Alburnus alburnus</i>	Ouklej obecná				X			0.0	1	1	2
<i>Barbus barbus</i>	Parma obecná			X				0.0	1	0	-1
<i>Carassius carassius</i>	Karas obecný				X			0.0	0	1	3
<i>Carassius gibelio</i>	karas stříbrný	X			X	X		0.5	0	1	2
<i>Cyprinus carpio</i>	Kapr obecný				X			0.5	0	1	2
<i>Pseudorasbora parva</i>	Střevlička východní	X			X	X		0.0	0	1	3
<i>Rhodeus amarus</i>	Hořavka hořká	X			X		D	0.0	0	1	3
<i>Gobio gobio</i>	Hrouzek obecný			X			D	0.5	1	0	-2
<i>Squalius cephalus</i>	Jelec tloušť			X			D	0.5	1	1	1
<i>Barbatula barbatula</i>	Mřenka mramorovaná			X			BD	1.0	1	0	-3
<i>Cobitis elongatoides</i>	Sekavec podunajský		X	X			D	1.0	1	0	-3
<i>Cobitis taenia</i>	Sekavec písečný		X	X			D	1.0	1	0	-3

<i>Silurus glanis</i>	Sumec velký		X		0.0	0	1	3
<i>Anguilla anguilla</i>	Úhoř říční		X		0.0	0	1	3
<i>Lota lota</i>	Mník jednovousý	X	X		0.0	1	0	-1
<i>Perca fluviatilis</i>	Okoun říční		X		0.5	0	1	2
<i>Sander lucioperca</i>	Candát obecný		X		0.0	0	1	3
<i>Cottus gobio</i>	Vranka obecná	X	X		B	0.5	0	-1
<i>Cottus poecilopus</i>	Vranka pruhoploutvá	X	X		B	0.5	0	-1

Tabulka obsahuje výčet relevantních taxonů – tedy těch, které lze s nezanedbatelnou pravděpodobností očekávat v menších tocích (ať už s MVN nebo bez ní). Kromě dílčích skóre a celkového skóre (viz kapitola *Hodnocení podle biologické složky ryby*) jsou uvedeny i vybrané obecné vlastnosti taxonů – nepůvodnost taxonu v ČR, status zvláště chráněného druhu, vazba na tekoucí úseky (rheofilie), vazba na stojatovodní úseky či druhy nevyhraněné k proudovým podmínkám, zda je taxon invazivní a zda je definován jako typický druh pro menší vodní toky v ČR (typ B a D), které jsou obecně ohroženy vysycháním; pro detaily viz Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby (Janáč et al. 2019).

Dílčí a celková skóre pro relevantní taxony cévnatých rostlin

taxon	celková skóre		vypočtená skóre			Ellenbergovy hodnoty		Indikační hodnoty pro disturbanci bylinného patra
	CS _{MF-LIN}	CS _{MF-MVN}	skóre světlo	skóre disturb.	skóre živiny	Světlo	Živiny	
<i>Acer campestre</i>	-2	0	-1	-1	0	5	6	0.177
<i>Acer platanoides</i>	-2	0	-1	-1	0	4	6	0.214
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.181
<i>Aegopodium podagraria</i>	-2	1	-1	-1	2	6	8	0.323
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	-0.5	1	1	-1	7	5	0.63
<i>Ailanthus altissima</i>	1	0.5	1		1	7	7	
<i>Ajuga reptans</i>	-2	0	-1	-1	0	5	6	0.339
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	1	1	1		2	7	8	
<i>Alliaria petiolata</i>	-2	1	-1	-1	2	5	8	0.199
<i>Alnus glutinosa</i>	-2	0.5	-1	-1	1	5	7	0.228
<i>Angelica sylvestris</i>	0	0	-1	1	0	6	6	0.536
<i>Anthriscus sylvestris</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.43
<i>Asarum europaeum</i>	-2	0	-1	-1	0	3	6	0.174
<i>Atriplex patula</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.738
<i>Ballota nigra</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.424
<i>Berula erecta</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.577
<i>Bidens frondosus</i>	1	1	1		2	7	8	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.252
<i>Calamagrostis epigejos</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.367
<i>Caltha palustris</i>	0	0	-1	1	0	6	6	0.537
<i>Calystegia sepium</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.462
<i>Cardamine amara</i>	-1	0	-1		0	5	6	
<i>Cardamine flexuosa</i>	-2	0	-1	-1	0	5	6	0.23
<i>Cardamine impatiens</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.134
<i>Carex acutiformis</i>	0	-0.5	-1	1	-1	6	5	0.488
<i>Carex digitata</i>	-2	0	-1	-1	0	4	6	0.147
<i>Carex hirta</i>	2	-0.5	1	1	-1	7	5	0.675
<i>Carex pendula</i>	-2	0	-1	-1	0	5	6	0.305
<i>Carex remota</i>	-2	0.5	-1	-1	1	3	7	0.266
<i>Carex riparia</i>	0	0.5	-1	1	1	6	7	0.423
<i>Carex sylvatica</i>	-2	0	-1	-1	0	3	6	0.234
<i>Carpinus betulus</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	4	5	0.154
<i>Cerastium lucorum</i>	0	0	-1	1	0	5	6	0.506
<i>Circaea lutetiana</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.248
<i>Cirsium arvense</i>	2	0.5	1	1	1	8	7	0.672
<i>Cirsium oleraceum</i>	0	0.5	-1	1	1	6	7	0.474

<i>Clematis vitalba</i>	0	0.5	1	-1	1	7	7	0.241
<i>Conyza canadensis</i>	2	0	1	1	0	8	6	0.685
<i>Cornus sanguinea</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	6	5	0.2
<i>Corylus avellana</i>	-2	0	-1	-1	0	6	6	0.162
<i>Dactylis glomerata</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.53
<i>Dactylis polygama</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	5	5	0.142
<i>Daucus carota</i>	2	-0.5	1	1	-1	8	5	0.714
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0	-0.5	-1	1	-1	6	5	0.478
<i>Echinochloa crus-galli</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.7
<i>Elymus caninus</i>	-2	0.5	-1	-1	1	5	7	0.343
<i>Elymus repens</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.636
<i>Epilobium adenocaulon</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.553
<i>Epilobium hirsutum</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.585
<i>Epilobium montanum</i>	-2	0	-1	-1	0	5	6	0.266
<i>Epilobium roseum</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.457
<i>Equisetum arvense</i>	0	-0.5	-1	1	-1	6	5	0.575
<i>Equisetum telmateia</i>	0	-0.5	-1	1	-1	6	5	0.544
<i>Erigeron annuus</i>	1	0	1		0	8	6	
<i>Euonymus europaeus</i>	-2	0	-1	-1	0	5	6	0.263
<i>Eupatorium cannabinum</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.482
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	4	5	0.115
<i>Festuca gigantea</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.269
<i>Fragaria vesca</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	6	5	0.289
<i>Fraxinus excelsior</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.196
<i>Galeobdolon luteum</i>	-1	0.5	-1		1	3	7	
<i>Galeobdolon montanum</i>	-1	0.5	-1		1	3	7	
<i>Galeopsis pubescens</i>	-2	0.5	-1	-1	1	6	7	0.338
<i>Galinsoga parviflora</i>	2	1	1	1	2	8	8	0.734
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	2	1	1	1	2	8	8	0.685
<i>Galium aparine</i>	0	1	-1	1	2	6	8	0.381
<i>Geranium robertianum</i>	-2	0.5	-1	-1	1	5	7	0.213
<i>Geum urbanum</i>	-2	0.5	-1	-1	1	5	7	0.255
<i>Glechoma hederacea</i>	-1	0.5	-1		1	5	7	
<i>Glyceria cf. notata</i>	1	0.5	1		1	7	7	
<i>Glyceria maxima</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.513
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	2	0	1	1	0	8	6	0.817
<i>Hedera helix</i>	-2	0	-1	-1	0	4	6	0.155
<i>Humulus lupulus</i>	-2	1	-1	-1	2	6	8	0.263
<i>Hypericum tetrapterum</i>	2	-0.5	1	1	-1	7	5	0.682
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.44
<i>Chelidonium majus</i>	-2	1	-1	-1	2	6	8	0.287
<i>Chenopodium polyspermum</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.713
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	-2	0.5	-1	-1	1	3	7	0.316

<i>Impatiens noli-tangere</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.208
<i>Impatiens parviflora</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.173
<i>Iris pseudacorus</i>	0	1	-1	1	2	6	8	0.385
<i>Juncus articulatus</i>	2	-1	1	1	-2	8	4	0.762
<i>Juncus effusus</i>	2	-1	1	1	-2	7	4	0.573
<i>Juncus inflexus</i>	2	-0.5	1	1	-1	7	5	0.719
<i>Lamium maculatum</i>	-2	1	-1	-1	2	4	8	0.244
<i>Lapsana communis</i>	0	0.5	-1	1	1	5	7	0.487
<i>Lathyrus pratensis</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.71
<i>Lemna minor</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.549
<i>Ligustrum vulgare</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	6	5	0.213
<i>Lolium perenne</i>	2	0	1	1	0	8	6	0.698
<i>Lotus corniculatus</i>	2	-1	1	1	-2	7	4	0.689
<i>Lycopus europaeus</i>	0	0.5	-1	1	1	6	7	0.481
<i>Lysimachia nummularia</i>	0	0	-1	1	0	5	6	0.473
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0	0	-1	1	0	6	6	0.467
<i>Lythrum salicaria</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.577
<i>Mentha aquatica</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.616
<i>Mentha arvensis</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.712
<i>Mentha longifolia</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.569
<i>Moehringia trinervia</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.163
<i>Mycelis muralis</i>	-2	0	-1	-1	0	4	6	0.19
<i>Myosoton aquaticum</i>	0	1	-1	1	2	6	8	0.426
<i>Oxalis acetosella</i>	-2	0	-1	-1	0	2	6	0.203
<i>Oxalis stricta</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.692
<i>Parietaria officinalis</i>	-1	0.5	-1		1	5	7	
<i>Persicaria amphibia</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.669
<i>Persicaria hydropiper</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.597
<i>Persicaria lapathifolia</i>	0	1	-1	1	2	6	8	0.746
<i>Persicaria maculosa</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.811
<i>Persicaria minor</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.562
<i>Persicaria mitis</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.472
<i>Petasites hybridus</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.4
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.461
<i>Phragmites australis</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.489
<i>Plantago major</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.71
<i>Poa annua</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.709
<i>Poa nemoralis</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	5	5	0.183
<i>Poa pratensis</i>	-1	0	-1		0	6	6	
<i>Polygonum aviculare</i>	1	0.5	1		1	7	7	
<i>Populus alba</i>	-1	0	-1		0	5	6	
<i>Populus nigra</i> var. <i>italica</i>	-1	0.5	-1		1	5	7	
<i>Potentilla reptans</i>	0	0	-1	1	0	6	6	0.636
<i>Primula elatior</i>	-2	0	-1	-1	0	5	6	0.329

<i>Prunella vulgaris</i>	2	-0.5	1	1	-1	7	5	0.712
<i>Prunus avium</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	6	5	0.159
<i>Prunus cf. domestica</i> subsp. <i>syriaca</i>	-1	-0.5	-1		-1	6	5	
<i>Pulmonaria obscura</i>	-1	0.5	-1		1	4	7	
<i>Pulmonaria officinalis</i>	-1	0	-1		0	4	6	
<i>Quercus robur</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	6	5	0.141
<i>Ranunculus acris</i>	2	-0.5	1	1	-1	7	5	0.764
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	-2	0.5	-1	-1	1	3	7	0.218
<i>Ranunculus repens</i>	0	0.5	-1	1	1	6	7	0.578
<i>Robinia pseudacacia</i>	-1	0.5	-1		1	6	7	
<i>Rubus caesius</i>	-2	0.5	-1	-1	1	6	7	0.311
<i>Rubus idaeus</i>	-2	0	-1	-1	0	6	6	0.233
<i>Rumex crispus</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.788
<i>Rumex obtusifolius</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.548
<i>Rumex sanguineus</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.229
<i>Salix caprea</i>	0	0	1	-1	0	7	6	0.25
<i>Salix euxina</i>	-2	0.5	-1	-1	1	6	7	0.254
<i>Sambucus nigra</i>	-2	1	-1	-1	2	6	8	0.167
<i>Scirpus sylvatica</i>	-1	-0.5	-1		-1	6	5	
<i>Scrophularia nodosa</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.253
<i>Scrophularia umbrosa</i>	0	0.5	-1	1	1	6	7	0.502
<i>Scutellaria galericulata</i>	0	0	-1	1	0	6	6	0.472
<i>Solanum dulcamara</i>	0	1	-1	1	2	6	8	0.399
<i>Solanum nigrum</i>	1	1	1		2	7	8	
<i>Sonchus asper</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.817
<i>Sonchus oleraceus</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.691
<i>Sparganium erectum</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.587
<i>Stachys palustris</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.641
<i>Stachys sylvatica</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.254
<i>Stellaria alsine</i>	0	-1	-1	1	-2	5	4	0.484
<i>Stellaria media</i>	-1	1	-1		2	6	8	
<i>Stellaria nemorum</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.26
<i>Symphytum officinale</i>	2	1	1	1	2	7	8	0.489
<i>Symphytum tuberosum</i>	-2	0	-1	-1	0	4	6	0.179
<i>Tanacetum corymbosum</i>	-2	-1	-1	-1	-2	6	4	0.235
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.608
<i>Tilia cordata</i>	-2	-0.5	-1	-1	-1	4	5	0.129
<i>Trifolium repens</i>	2	0	1	1	0	7	6	0.839
<i>Tussilago farfara</i>	2	0	1	1	0	8	6	0.623
<i>Typha latifolia</i>	2	1	1	1	2	8	8	0.532
<i>Ulmus glabra</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.224
<i>Ulmus laevis</i>	-2	0.5	-1	-1	1	4	7	0.188
<i>Ulmus minor</i>	-2	0.5	-1	-1	1	5	7	0.158

<i>Urtica dioica</i>	-2	1	-1	-1	2	5	9	0.314
<i>Valeriana officinalis</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.449
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	2	0.5	1	1	1	7	7	0.638
<i>Veronica beccabunga</i>	0	0.5	-1	1	1	6	7	0.492
<i>Veronica chamaedrys</i>	-1	0	-1		0	6	6	
<i>Veronica montana</i>	-2	0	-1	-1	0	3	6	0.184
<i>Viburnum lantana</i>	0	-0.5	1	-1	-1	7	5	0.285
<i>Vicia sepium</i>	0	0	-1	1	0	6	6	0.451
<i>Vinca minor</i>	0	0	-1	1	0	4	6	0.398
<i>Viola odorata</i>	-2	0.5	-1	-1	1	5	7	0.246
<i>Viola reichenbachiana</i>	-2	0	-1	-1	0	3	6	0.191

Tabulka obsahuje výčet relevantních taxonů – v případě cévnatých rostlin se jedná o taxony zjištěné během terénních průzkumů v rámci řešení projektu TAČR TITSMZP703. Krom dílčích skóre a celkového skóre (viz kapitola *Hodnocení podle biologické složky cévnaté rostliny*) jsou uvedeny i původní hodnoty Ellenbergových indikačních hodnot a indikační hodnoty pro disturbanci bylinného patra. Hodnoty pro odvození dílčích skóre je možno dohledat ve veřejně dostupné databázi PLADIAS (www.pladias.cz).

Dílčí a celková skóre pro relevantní taxony makrozoobentosu

vyšší taxonomická jednotka	taxon	CS _{MZB-MVN}	CS _{MZB-LIN}	CS _{MZB-PIO}
Cnidaria	<i>Hydra</i> sp.	2	1	0
Platyhelminthes	<i>Dugesia gonocephala</i>	0	1	-1
	<i>Dugesia tigrina</i>	2	1	1
	<i>Dugesia lugubris</i>	1	2	1
	<i>Polycelis tenuis</i>	1	1	0
	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	0	2	1
Nematoda	Nematoda	0	1	0
Mollusca	Gastropoda			
	<i>Bythinella austriaca</i>	0	1	0
	<i>Galba truncatula</i>	0	2	2
	<i>Radix labiata</i>	0	1	0
	<i>Gyraulus</i> sp.	1	1	1
	<i>Gyraulus albus</i>	1	1	1
	<i>Ferrissia fragilis</i>	0	1	0
	<i>Physella acuta</i>	3	1	2
	Bivalvia			
	<i>Musculium lacustre</i>	2	1	2
	<i>Pisidium</i> sp.	0	1	1
Oligochaeta	<i>Ophidonais serpentina</i>	1	1	0
	<i>Nais alpina</i>	0	0	-2
	<i>Nais communis</i>	1	1	0
	<i>Nais elinguis</i>	1	2	2
	<i>Nais pardalis</i>	1	1	2
	<i>Nais simplex</i>	1	1	2
	<i>Stylaria lacustris</i>	1	1	1
	<i>Dero digitata</i>	1	1	3
	<i>Pristina rosea</i>	0	1	0
	Tubificidae Gen. sp.	0	2	2
	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	0	1	1
	<i>Rhyacodrilus falciformis</i>	0	-1	0
	<i>Epirodilus pygmaeus</i>	0	1	-3
	<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>	3	1	1
	<i>Aulodrilus japonicus</i>	0	2	2

	<i>Potamothenrix hammoniensis</i>	0	1	2
	<i>Tubifex tubifex</i>	0	3	3
	<i>Spirosperma ferrox</i>	0	1	2
	<i>Psammoryctides albicola</i>	3	1	3
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	0	1	0
	<i>Limnodrilus</i> sp.	0	3	3
	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	0	2	3
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0	3	3
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	1	2	3
	<i>Haplotaxis gordioides</i>	0	-2	0
	Lumbricidae Gen. sp.	0	-1	1
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	0	-1	-2
	<i>Mesenchytraeus</i> sp.	0	-1	-2
	<i>Mesenchytraeus armatus</i>	0	-1	-2
	<i>Cognettia glandulosa</i>	0	-1	-2
	<i>Cognettia sphagnetorum</i>	0	-1	-2
	<i>Henlea</i> sp.	0	-1	0
	<i>Fridericia</i> sp.	0	-1	0
	<i>Enchytraeus</i> sp.	1	-1	1
	<i>Marionina</i> sp.	0	-1	0
	Lumbriculidae Gen. sp.	0	2	2
	<i>Stylodrilus</i> sp.	0	1	-2
	<i>Stylodrilus brachystylus</i>	0	1	-3
	<i>Stylodrilus heringianus</i>	0	1	0
	<i>Trichodrilus</i> sp.	0	1	0
	<i>Trichodrilus strandi</i>	-1	1	0
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	0	1	2
Hirudinea				
	<i>Glossiphonia complanata</i>	1	1	1
	<i>Helobdella stagnalis</i>	2	1	2
	<i>Hemiclepsis marginata</i>	2	1	1
	<i>Haemopsis sanguisuga</i>	0	-1	1
	<i>Erpobdella</i> sp.	0	1	2
	<i>Erpobdella octoculata</i>	1	1	2
	<i>Erpobdella vilnensis</i>	1	1	1
Arachnida				
	Acari, Acarina	0	2	-1
Hexapoda				
	Ephemeroptera			
	<i>Metreletus balcanicus</i>	-1	1	-1
	<i>Siphonurus aestivalis</i>	0	-1	1
	<i>Baetis muticus</i>	0	0	-3
	<i>Baetis rhodani</i>	0	-0.5	-3
	<i>Baetis vernus</i>	0	0.5	-2

	<i>Centroptilum luteolum</i>	0	1.5	1
	<i>Cloeon dipterum</i> s. lat.	1	-1	1
	<i>Ecdyonurus</i> sp.	0	-2	-3
	<i>Ecdyonurus helveticus</i> -Gr.	0	-1	-1
	<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	0	-1	-3
	<i>Ecdyonurus torrentis</i>	0	0	-3
	<i>Electrogena ujhelyi</i>	0	0	-1
	<i>Rhithrogena carpatoalpina</i>	-1	-2	-3
	<i>Rhithrogena iridina/picteti</i>	-1	-2	-3
	<i>Habroleptoides confusa</i>	0	-2	-1
	<i>Habrophlebia fusca</i>	0	0	-1
	<i>Habrophlebia lauta</i>	0	0	-3
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	0	1	-3
	<i>Ephemera danica</i>	0	-1	0
	<i>Caenis horaria</i>	0	1	1
	<i>Caenis luctuosa</i>	2	1	-1
Odonata				
	<i>Platycnemis pennipes</i>	1	-1	1
	<i>Ischnura</i> sp.	0	-1	1
	<i>Cordulegaster bidentata</i>	0	-1	0
	<i>Orthetrum cancellatum</i>	1	-2	0
Plecoptera				
	<i>Isoperla</i> sp.	0	-1	-2
	<i>Isoperla tripartita</i>	0	-1	-2
	<i>Brachyptera risi</i>	0	-1	-3
	<i>Nemoura</i> sp.	0	-1	-1
	<i>Nemoura cinerea</i>	0	0	1
	<i>Nemoura marginata</i> Gr.	0	-2	-2
	<i>Nemurella picteti</i>	-1	0	0
	<i>Protonemura intricata</i>	0	-1	-3
	<i>Zwicknia bifrons</i>	0	-1	0
	<i>Leuctra</i> sp.	0	-1	-3
	<i>Leuctra autumnalis</i>	-1	-2	-3
	<i>Leuctra braueri</i>	-1	-2	-2
	<i>Leuctra hippopus</i>	0	-1	-3
	<i>Leuctra nigra</i>	0	-1	-2
	<i>Leuctra prima</i> -Gr.	0	-1	-1
	<i>Leuctra pseudosignifera</i>	-2	-2	-3
Heteroptera				
	<i>Ranatra linearis</i>	1	-1	1
	<i>Micronecta</i> sp.	1	-1	-1
	<i>Sigara falleni</i>	1	-1	1
	<i>Sigara lateralis</i>	1	-1	1
	<i>Sigara striata</i>	1	-1	1

	<i>Notonecta glauca</i>	1	-1	0
	<i>Notonecta maculata</i>	1	-1	0
	<i>Velia caprai</i>	0	-1	1
	<i>Gerris lacustris</i>	1	-1	1
Neuroptera				
	<i>Sialis fuliginosa</i>	0	-1	-2
	<i>Sialis lutaria</i>	1	-1	2
Coleoptera				
	<i>Hydroporus</i> sp. Ad.	1	0	1
	<i>Platambus maculatus</i> Ad.	1	0	0
	<i>Agabus guttatus</i> Ad.	0	0	-2
	<i>Gyrinus substriatus</i> Ad.	2	-1	0
	<i>Hydraena excisa</i> Ad.	0	-1	-3
	<i>Hydraena gracilis</i> Ad.	0	-1	-3
	<i>Hydraena nigrita</i> Ad.	0	-1	-2
	<i>Hydraena riparia</i> Ad.	1	-1	-2
	<i>Hydraena rufipes</i> Ad.	0	-1	-1
	<i>Hydraena saga</i> Ad.	-1	-2	-3
	<i>Hydraena schuleri</i> Ad.	0	-1	-2
	<i>Limnebius truncatellus</i> Ad.	0	-1	1
	<i>Anacaena globulus</i> Ad.	-1	0	1
	<i>Anacaena lutescens</i> Ad.	2	0	3
	<i>Elmis aenea</i> Ad.	0	-1	-2
	<i>Elmis maugetii</i> Ad.	0	0	-2
	<i>Esolus angustatus</i> Ad.	-1	-1	-2
	<i>Limnius perrisi</i> Ad.	-1	-2	-3
	<i>Limnius volckmari</i> Ad.	0	-2	-2
	<i>Riolus subviolaceus</i> Ad.	0	-2	-3
	<i>Platambus maculatus</i> Lv.	1	0	0
	<i>Agabus</i> sp. Lv.	0	0	0
	<i>Ilybius</i> sp. Lv.	1	1	2
	<i>Hydraena</i> sp. Lv.	1	-1	-1
	<i>Elodes</i> sp. Lv.	0	-1	-3
	<i>Cyphon</i> sp. Lv.	0	0	1
	<i>Elmis</i> sp. Lv.	0	-1	-2
	<i>Limnius perrisi</i> Lv.	-1	-2	-3
	<i>Limnius volckmari</i> Lv.	0	-2	-2
Trichoptera				
	<i>Rhyacophila</i> sp.	0	-1	-2
	<i>Rhyacophila</i> <i>fasciata/obliterata/pascoei/vulgaris</i>	0	0	-2
	<i>Rhyacophila polonica</i>	-1	-1	-3
	<i>Rhyacophila tristis</i>	0	-2	-2
	<i>Synagapetus</i> sp.	-1	-2	-3

<i>Synagapetus moselyi</i>	-1	-2	-3
<i>Philopotamus montanus</i>	-1	-2	-3
<i>Hydropsyche</i> sp.	0	-2	-2
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	3	-1	-2
<i>Hydropsyche fulvipes</i>	-1	-2	-3
<i>Hydropsyche saxonica</i>	-1	-1	-3
<i>Hydropsyche siltalai</i>	0	-2	-2
<i>Cyrtus trimaculatus</i>	1	-1	-1
<i>Plectrocnemia</i> sp.	0	-1	-2
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	-2	-2
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0	-2	-2
<i>Polycentropus irroratus</i>	0	-2	-3
<i>Lype reducta</i>	0	-1	-1
<i>Tinodes rostocki</i>	-1	-1	-2
<i>Tinodes unicolor</i>	0	-2	-3
<i>Ecnomus tenellus</i>	2	-1	1
<i>Oligostomis reticulata</i>	0	-1	1
<i>Limnephilidae</i> Gen. sp.	0	-1	-1
<i>Isonychia dubia</i>	0	-1	0
<i>Anabolia furcata</i>	2	-1	0
<i>Glyptotendipes pellucidus</i>	1	-1	1
<i>Limnephilus</i> sp.	1	-1	1
<i>Limnephilus bipunctatus</i>	1	-1	1
<i>Limnephilus extricatus</i>	0	-1	1
<i>Limnephilus flavicornis</i>	1	0	2
<i>Limnephilus lunatus</i>	1	-1	1
<i>Limnephilus rhombicus</i>	1	-1	1
<i>Chaetopteryx</i> sp.	0	-1	-1
<i>Chaetopteryx major</i>	0	-1	-2
<i>Halesus</i> sp.	1	-1	-1
<i>Halesus digitatus</i>	1	0	-1
<i>Micropterna nycterobia</i>	-1	-1	-1
<i>Potamophylax</i> sp.	0	-2	-3
<i>Potamophylax cingulatus</i>	0	-1	-2
<i>Potamophylax latipennis/luctuosus</i>	0	-1	-2
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	1	-1	-2
<i>Stenophylax permistus</i>	-1	-1	-1
<i>Lithax obscurus</i>	-1	-1	-3
<i>Silo pallipes</i>	0	-3	-3
<i>Athripsodes</i> sp.	0	-1	-1
<i>Mystacides azurea</i>	2	1	2
<i>Mystacides nigra</i>	1	0	1
<i>Oecismus monedula</i>	-1	-1	-1
<i>Sericostoma</i> sp.	0	-1	-3

	<i>Beraeodes minutus</i>	0	-1	-1
	<i>Odontocerum albicorne</i>	-1	-2	-3
Diptera ostatní				
	Limoniidae Gen. sp.	0	-1	0
	<i>Eloeophila</i> sp.	0	-1	-1
	<i>Eloeophila maculata</i>	0	-1	0
	<i>Hexatoma</i> sp.	2	-1	-2
	<i>Limnophila schranki</i>	0	-1	-1
	<i>Neolimnomyia</i> sp.	0	-1	0
	<i>Phylidorea</i> sp.	0	-1	0
	<i>Pilaria</i> sp.	1	-1	1
	<i>Pilaria discicollis</i>	0	-1	0
	<i>Pseudolimnophila</i> sp.	0	-1	0
	<i>Molophilus</i> sp.	1	-1	0
	<i>Rhypholophus haemorrhoidalis</i>	-1	-1	-1
	<i>Scleroprocta</i> sp.	0	-1	-1
	<i>Helius</i> sp.	1	-1	0
	<i>Dicranota</i> sp.	0	-1	0
	<i>Pedicia</i> sp.	-1	-1	-2
	<i>Tipula lateralis</i>	1	-1	1
	<i>Tipula maxima</i>	1	-1	-2
	<i>Nephrotoma</i> sp.	0	-1	0
	Cecidomyiidae Gen. sp.	0	-1	0
	<i>Jungiella</i> sp.	0	-1	0
	<i>Peripsychoda</i> sp.	0	-1	0
	<i>Pericoma</i> sp.	0	-1	1
	<i>Pneumia</i> sp.	0	-1	-1
	<i>Pneumia palustris</i>	0	-1	0
	<i>Pneumia stammeri</i>	0	-1	0
	<i>Pneumia trivialis/nubila</i>	0	-1	0
	<i>Ptychoptera lacustris</i>	0	-1	0
	<i>Dixa</i> sp.	0	-1	-2
	<i>Dixa nebulosa</i>	0	-1	-1
	<i>Anopheles claviger</i>	1	-1	1
	Ceratopogonidae Gen. sp.	0	-1	0
	<i>Dasyhelea</i> sp.	0	-1	0
	<i>Ibisia marginata</i>	0	-1	-2
	<i>Chrysopilus cristatus</i>	0	-1	0
	<i>Chrysops</i> sp.	1	-1	0
	<i>Chrysops caecutiens</i>	1	-1	0
	<i>Oplodontha viridula</i>	1	-1	1
	<i>Stratiomys</i> sp.	1	-1	1
	<i>Nemotelus</i> sp.	0	-1	-1
	<i>Oxycera pygmaea</i>	0	-1	-1

	<i>Chelifera</i> sp.	-1	-1	0
	<i>Chelifera stigmatica</i>	-1	-1	0
	<i>Hemerodromia</i> sp.	0	-1	0
	Dolichopodidae Gen. sp.	0	-1	0
	Ephydriidae Gen. sp.	0	-1	0
	<i>Fannia scalaris</i>	0	-1	0
	Muscidae Gen. sp.	0	-1	0
	Sciaridae Gen. sp.	0	-1	0
Chironomidae	Chironomidae Gen. sp.	0	-1	0
	<i>Ablabesmyia</i> sp.	1	-1	0
	<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	0	-1	2
	<i>Conchapelopia</i> sp.	0	0	1
	<i>Macropelopia</i> sp.	0	-1	1
	<i>Macropelopia nebulosa</i>	0	-1	1
	<i>Natarsia</i> sp.	0	-1	0
	<i>Procladius</i> sp.	1	0	1
	<i>Procladius (Holotanypus)</i>	0	-1	0
	<i>Psectrotanypus varius</i>	4	-1	1
	<i>Trissopelopia</i> sp.	0	-1	0
	<i>Zavrelimyia</i> sp.	0	-1	0
	<i>Diamesa cinerella</i> -Gr.	0	-1	-1
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	1	0	2
	<i>Brillia bifida</i>	0	-1	0
	<i>Brillia modesta</i>	0	-1	0
	<i>Corynoneura coronata</i> -Gr.	0	-1	0
	<i>Corynoneura lobata</i>	0	0	-2
	<i>Cricotopus intersectus</i> -Gr.	3	-1	1
	<i>Cricotopus sylvestris</i> -Gr.	2	-1	1
	<i>Epoicocladius flavens</i>	0	-1	0
	<i>Heleniella ornaticollis</i>	0	0	-1
	<i>Heleniella serratosioi</i>	0	-1	0
	<i>Heterotrissocladius grimshawi/scutellatus</i>	0	-1	0
	<i>Heterotrissocladius marcidus</i>	0	-1	1
	<i>Hydrobaenus pilipes</i> -Gr.	0	-1	0
	<i>Chaetocladius piger</i> -Gr.	-1	-1	0
	<i>Limnophyes</i> sp.	0	-1	0
	<i>Orthocladius lignicola</i>	1	0	-1
	<i>Orthocladius obumbratus/oblidens</i>	0	-2	-1
	<i>Orthocladius rivicola</i> -Gr.	0	-1	-1
	<i>Parametriocnemus stylatus</i>	0	0	0
	<i>Paraphaenocladius</i> sp.	0	-1	0
	<i>Paratrichocladius rufiventris</i>	0	0	-1
	<i>Paratrisocladius excerptus</i>	1	-1	1
	<i>Rheocricotopus atripes</i>	1	-1	-1

	<i>Rheocricotopus effusus</i>	0	-1	0
	<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	0	0	-1
	<i>Synorthocladius semivirens</i>	0	0	-1
	<i>Thienemanniella vittata/clavicornis</i>	0	-1	0
	<i>Tvetenia discoloripes/verralli</i>	0	-1	0
	<i>Cryptochironomus</i> sp.	2	-1	1
	<i>Dicrotendipes</i> sp.	2	0	1
	<i>Endochironomus</i> sp.	2	-1	1
	<i>Glyptotendipes</i> sp.	2	0	0
	<i>Eukiefferiella brevicar</i>	0	-1	-2
	<i>Kiefferulus tendipediformis</i>	0	-1	0
	<i>Chironomus</i> sp.	1	0	3
	<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	0	-1	0
	<i>Chironomus thummi</i> -Gr.	0	-1	1
	<i>Microtendipes pedellus</i> -Gr.	1	-1	0
	<i>Parachironomus arcuatus</i> -Gr.	0	-1	0
	<i>Paratendipes albimanus</i> -Gr.	1	-1	1
	<i>Phaenopsectra</i> sp.	1	0	2
	<i>Polypedilum albicorne</i>	0	0	1
	<i>Polypedilum bicrenatum</i>	1	-1	1
	<i>Polypedilum convictum</i>	2	-1	-1
	<i>Polypedilum nubeculosum</i>	1	0	3
	<i>Polypedilum pedestre</i>	0	-1	0
	<i>Polypedilum scalaenum</i>	0	-1	0
	<i>Polypedilum sordens</i>	1	-1	0
	<i>Stictochironomus</i> sp.	3	-1	1
	<i>Cladotanytarsus mancus</i> -Gr.	0	-1	0
	<i>Micropsectra</i> sp.	0	-1	-2
	<i>Krenopsectra</i> sp.	0	-1	0
	<i>Micropsectra apposita</i> -Gr.	0	-1	0
	<i>Micropsectra atrofasciata</i> -Gr.	0	-1	0
	<i>Paratanytarsus</i> sp.	1	0	0
	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	1	0	-1
	<i>Stempellinella brevis</i>	1	0	0
	<i>Smittia</i> sp.	0	-1	0
	<i>Pseudorthocladius</i> sp.	0	-1	0
	<i>Bryophaenocladius</i> sp.	0	-1	0
	<i>Georthocladius luteicornis</i>	0	-1	0
Simuliidae	<i>Prosimulium</i> sp.	-1	-2	-3
	<i>Prosimulium tomosvaryi</i>	0	-1	-3
	<i>Simulium</i> sp.	0	-1	-1
	<i>Simulium angustipes</i>	0	0	-1
	<i>Simulium angustitarse</i>	-1	0	-1

Crustacea	<i>Simulium costatum</i>	-1	0	-1
	<i>Simulium cryophilum</i>	0	-2	-1
	<i>Simulium noelleri</i>	1	-1	1
	<i>Simulium ornatum</i>	1	0	0
	<i>Simulium verum</i>	0	0	-2
	<i>Simulium cryophilum/verum</i>	0	-1	0
	<i>Asellus aquaticus</i>	1	2	2
	<i>Proasellus coxalis</i>	1	2	0
	<i>Gammarus fossarum</i>	0	2	-3
	<i>Gammarus roeselii</i>	1	2	0

Tabulka obsahuje výčet relevantních taxonů – v případě makrozoobentosu se jedná o taxony zjištěné ve vzorcích odebraných během řešení projektu TAČR TITSMZP703. Pro makrozoobentos jsou z důvodu velkého množství výchozích druhových traits uvedeny pouze celková skóre pro jednotlivé typy opatření. Pro taxony neuvedené v tabulce lze jednotlivá skóre dopočítat z výchozích traits (postup odvození skóre viz kapitola *Hodnocení podle biologické složky makrozoobentos*), které lze pro českou faunu získat z veřejně dostupné databáze RIVERCHANGE (hydro.chmi.cz/riverchange).

MUNI
SCI

VÚV
TGM