

## Souhrnná výzkumná zpráva

- Číslo projektu:** SS06010258
- Název projektu:** Hodnocení ekologického stavu vysychavých toků podle biologických složek
- Období řešení** 04/2023-03/2026
- Veřejná soutěž** TAČR, Prostředí pro život 6
- Předkládá:** Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.  
Masarykova univerzita
- Řešitelský tým:** Mgr. Michal Straka, Ph.D. (hlavní řešitel, VÚV)  
Mgr. David Výravský  
RNDr. Denisa Němejcová  
Mgr. Eva Hanáková  
Mgr. Marek Polášek, Ph.D. (další řešitel, MU)  
Doc. RNDr. Petr Pařil, Ph.D.  
Mgr. Vendula Polášková, Ph.D.  
Mgr. Barbora Loskotová, Ph.D.  
RNDr. Lenka Šejnohová, Ph.D.  
Mgr. Jana Petruželová, Ph.D.

## Obsah

1	Abstrakt .....	3
2	Executive Summary.....	3
3	Úvod .....	4
4	Aktuální stav poznání.....	5
5	Výběr sledovaných složek .....	5
6	Dataset určený pro konstrukci metodiky .....	8
6.1	Data z již ukončených projektů.....	8
6.2	Data od podniků povodí.....	11
6.3	Data získaná v průběhu řešení projektu .....	12
6.3.1	Základní chemický rozbor vody .....	14
6.3.2	Vyhodnocení hydromorfologického stavu vybraných vodních toků.....	15
6.3.3	Fytobentos.....	16
6.3.4	Makrofyta.....	16
6.3.5	Makrozoobentos.....	17
6.4	Souhrnný popis analyzovaných dat .....	18
7	Vývoj metodiky hodnocení vysychavých vodních útvarů.....	18
7.1	Stanovení gradientu poškození lokalit .....	18
7.2	Stabilita společenstev v čase.....	23
7.3	Výpočet kandidátských metrik a jejich vztah ke gradientům prostředí .....	25
7.4	Výsledný multimetrický index .....	33
7.5	Srovnání nové metodiky s metodikou pro permanentní toky.....	36
8	Sledování suché periody v rámci řešení projektu .....	40
9	Výběr vysychavých vodních útvarů .....	42
10	Závěr .....	44
11	Literatura .....	45

## 1 Abstrakt

Předložená souhrnná výzkumná zpráva dokumentuje průběh a výsledky projektu „Hodnocení ekologického stavu vysychavých toků podle biologických složek“ (EKOSVYST), řešeného v letech 2023–2026. Hlavní motivací projektu byla skutečnost, že stávající metodiky hodnocení ekologického stavu povrchových vod v České republice, vyvinuté v rámci implementace Rámcové směrnice o vodách (WFD), nejsou plně aplikovatelné na intermitentní (vysychavé) toky. U těchto specifických ekosystémů dochází k přirozenému narušení kontinuity vodního prostředí, což standardní biotické indexy často chybně interpretují jako antropogenní znečištění. V kontextu probíhající klimatické změny, která vede k nárůstu četnosti a intenzity suchých epizod i v dříve permanentních tocích, se vývoj adaptivních hodnoticích nástrojů stal prioritou vodohospodářského managementu.

Výzkum se zaměřil na dvě klíčové biologické složky: fytoobentos a makrozoobentos. Ostatní složky (fytoplankton, makrofyta, ryby) byly ve vysychavých vodních útvarech vyhodnoceny jako nerelevantní. Pro obě hodnocené složky byl vyvinut specifický multimetrický index, který integruje metriky jako saprobní index, nároky na kyslík či druhovou diverzitu a následně klasifikuje tok do pěti tříd ekologického stavu od velmi dobrého po zničený. Metodický přístup byl založen na rozsáhlém terénním vzorkování 60 vybraných lokalit napříč Českou republikou, které reprezentovaly různé úrovně environmentálního stresu (eutrofizace, organické znečištění, hydromorfologické změny). Při vývoji metodiky byla využita také data od podniků povodí a z již ukončených projektů.

Klíčovým aplikačním výstupem celého projektu je certifikovaná metodika pro hodnocení ekologického stavu vysychavých toků. Tato metodika definuje postupy pro odběr vzorků, laboratorní zpracování a především matematický aparát pro výpočet výsledného stavu. Zpráva také obsahuje postup výběru vysychavých vodních útvarů, na kterých je výsledná metodika uplatněna. Výstupy projektu jsou přímo využitelné pro státní správu v oblasti ochrany vod, správce povodí a pro budoucí cykly plánování v oblasti vod, kde umožní objektivnější cílení nápravných opatření a efektivnější ochranu biodiverzity toků v podmínkách měnícího se klimatu.

## 2 Executive Summary

This final research report documents the progress and results of the project "Assessment of the Ecological Status of Intermittent Streams Based on Biological Quality Components" (EKOSVYST), conducted between 2023 and 2026. The primary motivation for the project was that existing methodologies for assessing the ecological status of surface waters in the Czech Republic, developed under the Water Framework Directive (WFD), are not fully applicable to intermittent streams. In these ecosystems, natural disruptions to flow continuity often lead standard biotic indices to misinterpret them as anthropogenic pollution. In the context of ongoing climate change, which is increasing the frequency and intensity of drought episodes even in previously perennial streams, the development of adaptive assessment tools has become a priority for water management.

The research focused on two key biological components: phytobenthos and benthic invertebrates. Other components (phytoplankton, macrophytes, and fish) were deemed irrelevant for intermittent water bodies. For both components, a multimetric index was developed, integrating metrics such as the saprobic index, oxygen requirements, and species diversity, and subsequently classifying the stream into one of five ecological status classes, ranging from "high" to "bad." The methodological approach was based on extensive field sampling at 60 selected sites across the Czech Republic, representing various levels of environmental stress (eutrophication, organic pollution, and hydromorphological changes). The development of the methodology also utilised data from river basin authorities and previously completed research projects.

The key application output of the project is a certified methodology for assessing the ecological status of intermittent streams. This methodology defines procedures for sampling, laboratory processing, and, most importantly, the mathematical framework for calculating the final status. The report also includes a procedure for selecting intermittent water bodies to which the resulting methodology is applied. The project outputs are directly applicable to state administration in water protection, to river basin managers, and to future water planning cycles. They will enable more objective targeting of remedial measures and more effective protection of stream biodiversity under changing climatic conditions

### 3 Úvod

V současnosti je ekologický stav vysychavých vodních toků/vodních útvarů v ČR hodnocen pomocí metodik ([https://www.mzp.cz/cz/prehled\\_akceptovanych\\_metodik\\_tekoucich\\_vod](https://www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod)), které byly vytvořeny pouze pro permanentní (stále tekoucí) toky a vysychavé vodní toky v nich byly opomenuty. To vede k situaci, kdy vysychavý antropogenně nezasazený tok nedosáhne při hodnocení dobrého ekologického stavu. Metriky používané pro hodnocení i výsledný ekologický stav dosahují ve vysychavých tocích nižších (horších) hodnot při srovnatelné antropogenní zátěži (Wilding et al. 2018, Crabot et al. 2021, Polášek et al. in prep.). Při vyhodnocení provedených opatření dle §26 zákona č. 254/2001 Sb. pak nejsou splněny cíle ochrany vod v programu opatření a měly by tak být přešetřeny a upraveny programy pro zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod. Řešení projektu bylo tedy zaměřeno k přenastavení environmentálních cílů (referenčních podmínek) a relevantnějšímu hodnocení uvedeného typu povrchových vod, což umožní navrhnout a realizovat vhodná mitigační opatření a naopak identifikovat případy, kdy žádná zvláštní opatření nejsou vhodná. Cílem projektu dle jeho zadání bylo: „vytvořit metodiku hodnocení ekologického stavu vysychavých toků pomocí biologických složek kvality a doplnit tak stávající systém sledování a hodnocení ekologického stavu vodních útvarů dle Rámcové směrnice o vodách o validní metodiku pro vysychavé toky, které budou se změnou klimatu stále více rozšířené.“

#### 4 Aktuální stav poznání

V současnosti je problematika vysychavých toků řešena především v oblasti mediteránu (projekt TRivers, Munné et al. 2021), ale dostává se do povědomí i v dalších oblastech Evropy (Stubbington et al. 2018). Souvisí to s postupující klimatickou změnou, kdy úplné vysychání toků je možné pozorovat i v oblastech mírného pásu (Datry et al. 2014, Stubbington et al. 2017). Ve střední Evropě je proto při hodnocení stavu na vysychavé toky nahlíženo jako na toky pereniální (permanentní) a tímto způsobem jsou spravovány (Acuña et al. 2014, Stubbington et al., 2018). Potřeba cílené správy a managementu vysychavých toků byla přitom identifikována po celém světě (Datry et al. 2017, Marshall et al. 2018). V podmínkách České republiky je podkladem pro plánování v oblasti vod hodnocení stavu vodních útvarů (Tužil et al. 2018, Mičaník et al. 2020). Hodnocení (ekologického) stavu vodních útvarů je nedílnou součástí plánů povodí, které se zpracovávají v souladu příslušnými ustanoveními zákona č. 254/2001 Sb., o vodách. Naplňuje se tak rámec stanovený Směrnicí evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES („Rámcová směrnice“). Při hodnocení stavu vodního útvaru se používá hodnocení chemického a ekologického stavu, při čemž ekologický stav je založen na hodnocení pomocí biologických složek kvality. Nicméně i krátkodobé vyschnutí toku může znatelně změnit složení fyto-bentosu (B-Béres et al. 2022, Tornés et al. 2022) či makrozoobentosu (Datry et al. 2014b, Hille et al. 2014, Lancaster & Ledger 2015). Následná interpretace ekologického stavu, který je založen a kalibrován na permanentních tocích tak může vést k zavádějícím výsledkům (Munné & Prat, 2009, Menció & Mas-Pla 2010, Wilding et al. 2018, Crabot et al. 2021). Při vyhodnocení stavu povrchových vod se uplatňuje princip „one out – all out“, tzn. pro výsledné hodnocení je určující nejhorší ze sledovaných složek. Změna složení společenstva důsledkem i krátkodobé ztráty povrchového toku, může znamenat zhoršení ekologického stavu, i když je sledovaný vodní útvar antropogenně neovlivněný. Zmíněný problém byl již identifikován ve středomoří (Soria et al. 2020), analogicky se dá očekávat u vysychavých toků i v oblasti střední Evropy. V tomto případě je nutné vyvinout specifické metriky, které umožní tyto toky hodnotit (Stubbington et al. 2022). Problém hodnocení ekologického stavu vysychavých toků byl zjištěn např. na Slovensku (Makovinská J. pers. comm.), v Maďarsku (Várbíró G. pers. comm.) či v Rumunsku (Jula G. pers. comm.). Metody hodnocení ekologického stavu si však nastavují jednotlivé členské státy samostatně a metoda hodnocení ekologického stavu vysychavých toků není v ČR vytvořena. Její vznik však může navázat na probíhající evropské výzkumy, jichž se členové týmu účastní. Vliv vysychání na ekologický stav toku (ve smyslu „Rámcové směrnice o vodách“) nebyl v podmínkách ČR doposud prozkoumán a projekt si klade za cíl tuto mezeru v poznání vyplnit.

#### 5 Výběr sledovaných složek

Při zjišťování a hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích jsou monitorovány různé biologické složky (Horký 2011), konkrétně: makrozoobentos, fyto-bentos, fytoplankton, makrofyta, ryby. Protože nemá smysl některé biologické složky na vysychavých tocích monitorovat (viz zdůvodnění níže), byl proveden výběr a sledovány byly jen některé.

Makrozoobentos se jako základní složka hodnocení ekologického stavu sleduje na všech monitorovacích místech provozního a situačního monitoringu. Díky vysoké míře znalosti o autekologii jednotlivých druhů je stěžejní skupinou pro bioindikaci široké škály stresorů působících ve vodním prostředí včetně hodnocení stavu tekoucích vod z hlediska Rámcové směrnice o vodách (Směrnice 2000/60/ES). Tato složka je navíc z hlediska znalosti dopadu vysychání jednou z nejprobádanějších vůbec; zpracovatelským týmem byla v předchozích projektech vyvinuta certifikovaná Metodika retrospektivní bioindikace epizod vyschnutí toků na základě analýzy makrozoobentosu (Pařil et al. 2015), která byla následně aktualizována do mezinárodně využívané metody (Straka et al. 2019). Makrozoobentos byl vybrán jako složka vhodná pro sledování a přípravu metodiky.

Fytobentos je také jednou ze složek používaných pro hodnocení ekologického stavu menších vodních toků, ovšem znalosti o životních nárocích a vlastnostech jednotlivých druhů fytobentosu nejsou tak vysoké jako u makrozoobentosu. Dokáže však dobře reflektovat změny v zatížení živinami a lehce odbouratelnými organickými látkami. Z hlediska vysychání toků mu nebyla dosud věnována taková pozornost jako makrozoobentosu, nicméně potenciál jeho využití z hlediska bioindikace ve vysychavých tocích je stále více využíván (Falasco et al. 2016, Béres et al. 2019, Stubbington et al. 2019, Novais et al. 2020). Dle analýzy odborné literatury lze konstatovat, že fytobentos je vhodný indikátor vysychavých toků, kdy je řešen ve více než 40 publikacích. Dle geografické příslušnosti sledovaných regionů lze informace rozdělit do 3 skupin: Evropa - zejména pak Maďarsko (B-Béres et al. 2021, B-Béres et al. 2014, Kókai et al. 2015, Lukacs et al. 2021, Robson et al. 2013, Stenger-Kovács et al. 2023, Svensson et al. 2014, Tapolczai et al. 2016, Várbíró et al. 2020), Nový Zéland/Austrálie (Biggs 2002, Robson et al. 2013) a nakonec výběr indikátorů napříč různými státy (Pfister et al. 2015). Fytobentos byl vybrán ke sledování a na základě vyhodnocení získaných dat byl využit pro hodnocení ekologického stavu vysychavých toků.

Fytoplankton se v případě hodnocení ekologického stavu vodních útvarů sleduje na místech lokalizovaných na vodních útvarech, které mají 7.-9. řád toku dle Strahlera. Jedná se o velké, hlubší toky (dolní toky řek), kde existuje možnost rozvoje fytoplanktonu v proudnici, odkud se odebírají vzorky. Takové toky však v podmínkách střední Evropy nevysychají a nemá tedy smysl tvořit metodiky na jejich hodnocení. V menších tocích, kde reálně hrozí riziko vysychání (cca do 5. řádu toku dle Strahlera) přirozeně nedochází k rozvoji fytoplanktonu a proto tato složka nebyla do vzorkovacího schématu zařazena.

Společenstvo makrofyt ve vysychavých tocích je formováno frekvencí, rozsahem a trváním zaplavené fáze, v kombinaci s faktory jako typ substrátu, zastínění břehovou vegetací, mocnost sedimentů, dostupnost živin a kyslíku (Baldwin & Mitchel 2000). Z důvodu střídání sucha a doby zaplavení jsou společenstva makrofyt ve vysychavých tocích jen chudá, tvořená jen několika krátkověkými nebo vůči suchu odolnými druhy (Rodwell et al. 1995, Sabater et al. 2017). Stubbington et al. (2020) upravili standardní britskou metodiku pro potřeby vysychavých toků, nicméně tato metodika nebyla schopna rozlišit lokality s dobrou a špatnou kvalitou vody, ačkoliv určitý potenciál rostlinného společenstva indikovat ovlivněné lokality byl prokázán (Stubbington

et al. 2019). V metodice hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky makrofyta (Kočí et al. 2011) se nedoporučuje provádět hodnocení podle této složky v tocích 1.-3. řádu dle Strahlera. Důvodem je vysoké zastínění těchto toků a nízký výskyt vodních makrofyt. Pokud je nám známo, nebyl dosud žádný systematický průzkum vodních makrofyt na vysychavých tocích v ČR proveden a neexistují relevantní data, která by mohla ukázat, zda je možné makrofyta využít k bioindikaci ve vysychavých tocích. Makrofyta tedy byla v rámci projektu sledována a byl zhodnocen jejich potenciál pro využití pro hodnocení ekologického stavu vysychavých toků. Nakonec však nebyla vybrána jako vhodná indikační skupina z toho důvodu, že se nevyskytovala v dostatečném zastoupení jedinců a druhů, které by umožňovalo jejich vyhodnocení a následné stanovení ekologického stavu (viz str. 16 a Příloha č. 3).

Klíčovou skupinou používanou k hodnocení ekologického stavu toku dle RSV jsou ryby, které však mají z hlediska využití na vysychavých tocích jistá omezení vyplývající z možnosti úplného lokálního vyhynutí populace po rozsáhlejších vyschnutí toku. Rybí společenstva vysychavých toků jsou proto výrazně chudší než ta v permanentních tocích, a zároveň mohou hostit některé ke stresu tolerantější druhy s širokou ekologickou nikou, případně také invazní druhy (Ferreira et al. 2007). Časové změny v dostupnosti vodních habitatů na vysychavých tocích jsou pro rybí společenstva klíčová (Cid et al. 2017). S postupným vysycháním přítomné ryby mohou uváznout na vysychajících sedimentech, kde umírají (žádná z evropských ryb není plně adaptována k přežití vyschnutí, Kerezszy et al. 2017). V průběhu suché fáze mohou ryby přežívat v izolovaných tůňkách, kde jejich přežití limituje zhoršující se kvalita vody, kompetice o zdroje a predace. Zbytkové tůně mohou být jen dočasné, ale některé mohou přetrvat až do znovuzaplavení, a potom slouží jako refugia pro druhy, které jsou schopné přítomné podmínky tolerovat. Tyto tůně a přítomné permanentní úseky pak umožňují rybám rychle kolonizovat dříve vyschlé toky (Magoulick & Kobza 2003, Marshall et al. 2016). Využití ryb při biomonitoringu vysychavých toků je však značně limitované, zejména z důvodu, že běžně využívané metriky jako druhová bohatost, abundance, hustota či biomasa jsou ve vysychavých tocích značně nespolehlivé a závislé na časovém období, které uplynulo od konce suché fáze. Příklady z mediteránu, kde byly v rámci RSV aplikovány multimetrické rybí indexy pro posouzení ekologické kvality vysychavých toků ukazují, že odpovědi kandidátských metrik na antropogenní ovlivnění byly slabé a velice proměnlivé (Stubbington et al. 2020). Jediné dostupné informace o rybích populacích vysychavých toků v rámci ČR pocházejí z projektu TITSMZP703. Sledováno v něm bylo celkem 15 lokalit vysychavých toků a důraz byl kladen zejména na vliv přítomnosti malých vodních nádrží na populace ryb. Výsledky ukázaly, že stabilní a samoudržitelné společenstvo bylo přítomno jen v toku, kde nedošlo k úplnému vyschnutí. Na sledovaných tocích, které v předchozí sezoně prokazatelně vyschly, nebyly ryby zjištěny vůbec, případně druhové složení neodpovídalo charakteru toku. Nalezené ryby pocházely z malých vodních nádrží ležících na sledovaných vysychavých tocích a byly ve většině případů zjištěny hlavně pod nádrží, výjimečně vytahovaly i do úseku nad nádrží (Jurajda et al. 2019a). Biologická složka ryby se sleduje na monitorovacích místech lokalizovaných na vodních útvech, které mají řád toku dle Strahlera roven nebo vyšší než 4. Pro toky 1.-3. řádu není hodnocení stanoveno, protože na těchto malých tocích není vhodné využívat rybí společenstvo jako bioindikátor (Jurajda et al. 2006, Jurajda et al. 2019b). Přestože

někdy dochází i k vysychání toků 4.-5. řádu, hlavní zastoupení vysychavých toků je zejména v menších tocích. Ze všech výše uvedených důvodů proto nebyly ryby vybrány ke sledování na vysychavých tocích a tato biologická složka nebude využita při hodnocení ekologického stavu vysychavých toků.

## 6 Dataset určený pro konstrukci metodiky

Pro konstrukci metodiky bylo nezbytné mít k dispozici dostatečně velký dataset vzorků z vysychavých toků s různým typem a mírou antropogenního zatížení. Tento dataset umožnil nastavení hodnotících parametrů, pomocí kterých výsledná metodika pracuje. Při konstrukci metodiky jsme se snažili využít všech dostupných dat z různých zdrojů, která je možná získat, aby vytvářená metodika byla dostatečně robustní. V zásadě byly k získání dat využity tři zdroje:

- 1) Data z již ukončených projektů, které se problematikou vysychání vodních toků zabývaly.
- 2) Data od podniků povodí.
- 3) Data získaná v průběhu řešení projektu

### 6.1 Data z již ukončených projektů

Bylo provedeno zhodnocení již ukončených projektů a na základě určených kritérií byl vypracován seznam již existujících vzorků, které byly k tvorbě metodiky využitelné. Aby bylo možné data pro tvorbu metodiky využít, musely být příslušné biologické složky odebrány a zpracovány dle platných metodik pro hodnocení ekologického stavu dle RSV ([https://www.mzp.cz/cz/prehled\\_akceptovanych\\_metodik\\_tekoucich\\_vod](https://www.mzp.cz/cz/prehled_akceptovanych_metodik_tekoucich_vod)) a bylo nutné znát hydrologickou situaci (trvání období vyschnutí), která na příslušné lokalitě panovala před odebráním vzorků. Zároveň bylo třeba mít informace o míře ovlivnění lokality (znečištění, hydromorfologické úpravy toku). Potenciálně využitelná data byla získána v rámci 4 projektů:

- Vysychání toků v období klimatické změny: predikce rizika a biologická indikace epizod vyschnutí jako nové metody pro management vodního hospodářství a údržby krajiny (TA02020395)
- Klimaticky podmíněná homogenizace vodních bezobratlých testovaná na třech modelových systémech a historických datech (GA20-17305S)
- Vysychání toků a biodiverzita tekoucích vod: vliv přírodních podmínek a antropogenních zásahů (TITSMZP703)
- Validace bioindikačních metod jako nástrojů pro udržitelný management středoevropských vysychavých toků a přenos těchto metod do praxe (LTC17017)

Z projektů zaměřených na vysychavé toky byla k dispozici data z 51 vzorkovacích lokalit (Tab. 1). Jednalo se o 184 vzorků makrozoobentosu, 78 vzorků fytozobentosu. Na 13 lokalitách vysychavých toků byl proveden průzkum ryb. K většině lokalit byly k dispozici i základní údaje o základním chemickém složení vody a jejím znečištění/eutrofizaci (BSK5, chloridy, sírany, živiny – N, P, TOC).

Tab. 1: Seznam v minulosti zpracovaných vzorků z vysychavých toků. Jednotlivé roky ukazují, zda byl v daném roce zpracovaný alespoň jeden vzorek dané složky po prokazatelném předchozím vyschnutí toku.

Projekt	Místo odběru	Makrozoobentos	Fytobentos	Ryby	Chemie	Souřadnice
TA02020395, GA20-173055, TITSMZP703	Kameničná, Helvíkovice	2014, 2015, 2016	2020		2020	50°55'1.340"N, 16°25'29.812"E
TA02020395	Obloučník, Vápenná	2013, 2014, 2015, 2016				50°15'5.378"N, 17°6'22.210"E
TA02020395	Žejdlík, Třebívlice	2013, 2014, 2015, 2016				50°28'2.068"N, 13°54'18.178"E
TA02020395, GA20-173055	Žejbro, Dolívka	2013, 2014, 2015, 2016, 2020				49°49'4.212"N, 16°0'15.428"E
TA02020395, GA20-173055	Gránický p., Znojmo	2013, 2014, 2015, 2016, 2020				48°51'59.920"N, 16°1'34.269"E
TA02020395, GA20-173055, TITSMZP703	Křepička, Medlice	2013, 2015, 2020	2019		2019	48°59'28.371"N, 16°6'53.833"E
TA02020395, GA20-173055, TITSMZP703, LT C1.7017	Járkovec, Lučina	2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019	2019	2019	2018, 2019	48°51'42.732"N, 17°23'51.318"E
TA02020395, GA20-173055, TITSMZP703	Kazivec, Suchovské Mlýny	2013, 2016, 2020	2019		2019	48°53'45.622"N, 17°34'31.696"E
TA02020395, GA20-173055, TITSMZP703, LT C1.7017	Sudoměřický p., Mlýny	2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020	2019	2019	2018	48°50'37.478"N, 17°18'48.701"E
TA02020395	Upižský p., Dobříš	2013, 2016				49°48'19.5"N, 14°09'12.8"E
TA02020395	Voznický p., Voznice nad	2013, 2016				48°48'28.5"N, 14°12'06.6"E
TA02020395, GA20-173055, TITSMZP703	Rakovec, Račice	2013, 2014, 2015, 2016	2019		2020	49°17'59.3"N, 16°50'20.3"E
TA02020395	Tyterský p., U Rozvědčika	2016				50°00'26.2"N, 13°49'01.6"E
TA02020395, GA20-173055, TITSMZP703	Zhrta, Jankovice	2013, 2014, 2016, 2019, 2020	2019			49°21'22.808"N, 17°37'42.469"E
LT C1.7017	LB Svodnice	2018			2018	48°55'31.424"N, 17°33'30.331"E
LT C1.7017	Okluky NAD	2018			2018	48°55'10.519"N, 17°37'45.369"E
LT C1.7017	Okluky POD	2018			2018	48°57'16.282"N, 17°36'53.362"E
LT C1.7017	Radějovka POD	2018			2018	48.8670817N, 17.3349597E
LT C1.7017, TITSMZP703	Slavkovský p., Boršice	2018, 2019	2019		2018	48°56'24.283"N, 17°35'5.938"E
LT C1.7017	Sudoměřický pod ČOV	2018			2018	48.8688714N, 17.2450211E
TITSMZP703	Moštěnka, Libosváry	2019	2019		2019	49.4352706N, 17.7334092E
TITSMZP703	Deštná Ráztoka, Osíčko	2019	2019		2019	49.4305561N, 17.7683208E
TITSMZP703	Židelná, Horní Lapač	2019	2019		2019	49.2969300N, 17.6267567E
TITSMZP703	Kozinec, Loukov	2019	2019		2019	49.4125333N, 17.7003300E
TITSMZP703	Kroužský p., Černín	2019	2019		2019	48.9827933N, 16.0372392E
TITSMZP703	Moštěnka, Moravany – Kameňák	2019	2019		2019	49.0528081N, 17.1799086E
TITSMZP703	Slavkovský p., Hlinsko p. H.	2019	2019		2019	49.3715100N, 17.6344142E
TITSMZP703	Kozrákka, Hlinsko p. H.	2019	2019		2019	49.3790094N, 17.6253350E
TITSMZP703	Daněš, Strachotice	2019	2019		2019	48.7875547N, 16.1610661E
TITSMZP703	Teplice	2019	2019		2019	48.835819N, 17.5127312E
TITSMZP703	Sudoměřický potok pod MVN	2019	2019	2019	2019	48.8473075N, 17.3010825E
TITSMZP703	Zhrta nad MVN	2019	2019	2019	2019	49.3528372N, 17.6457250E
TITSMZP703	Zhrta pod MVN	2019	2019	2019	2019	49.3530889N, 17.6427208E
TITSMZP703	Lubná nad MVN	2019	2019	2019	2019	48.9441642N, 17.6820514E
TITSMZP703	Lubná pod MVN	2019	2019	2019	2019	48.9505519N, 17.6810644E
TITSMZP703	PBP Třešňůvky nad MVN	2019	2019	2019	2019	49.0810189N, 17.8035447E
TITSMZP703	PBP Třešňůvky pod MVN	2019	2019	2019	2019	49.0785594N, 17.8001544E
TITSMZP703	Klanečnice nad MVN	2019	2019	2019	2019	48.9064222N, 17.6716231E
TITSMZP703	Klanečnice pod MVN	2019	2019	2019	2019	48.9080300N, 17.6773796E
TITSMZP703	Raková nad	2019	2019		2019	48.7821806N, 17.3808925E
TITSMZP703	Raková pod	2019	2019		2019	48.7791686N, 17.3452575E
TITSMZP703	Fryštácký potok nad	2019	2019		2019	49.3121994N, 17.6724781E
TITSMZP703	Fryštácký potok pod	2019	2019		2019	49.3105872N, 17.6707989E
TITSMZP703	Rudický potok nad	2019	2019		2019	49.0413125N, 17.7622025E
TITSMZP703	Rudický potok pod	2019	2019		2019	49.0353522N, 17.7661936E
TITSMZP703	Čtidružický potok, Blížkovice	2019	2019		2019	48.9846806N, 15.8342014E
TITSMZP703	Radějovka nad MVN	2019	2019	2019	2019	48.8673831N, 17.4124372E
TITSMZP703	Radějovka pod MVN	2019	2019	2019	2019	48.8677272N, 17.4065564E
TITSMZP703	Žďárná NAD	2020	2019		2020	49.4952311N, 16.7694056E
TITSMZP703	Olešnická, Stará Oleška	2020	2019		2020	50.8020128N, 14.3276117E
TITSMZP703	Luční p., Obora u Cerhonic	2020	2019		2020	49.4071289N, 14.0561681E

## 6.2 Data od podniků povodí

Důležitým zdrojem informací o vysychavých tocích jsou správci povodí. Jednotlivé podniky povodí byly v roce 2023 osloveny s žádostí o informaci, zda se s vysycháním vodních toků při jejich monitoringu setkávají. Podniky povodí systematicky informace o vysychání toků neshromažďují, nicméně se s ním pravidelně setkávají a mají přehled o rozsahu výskytu tohoto fenoménu. Nejjednodušší cestou, jak získat ucelené informace o tom, kde k vyschnutí dochází, je získat přehled o nerealizovaných vzorcích pro základní chemický rozbor, které se nepodařilo kvůli vyschnutí odebrat. Pracovníci povodí Moravy s.p. a Povodí Labe s.p. v případě, že vzorek z toku nebylo možné odebrat, uvedou do poznámky důvod. Povodí Labe, s.p. neodebralo v letech 2015-2023 vzorky z 93 toků z důvodu vyschnutí. Povodí Moravy, s.p. neodebralo v letech 2013-2023 vzorky ze 138 toků z důvodu vyschnutí. Povodí Ohře, s.p. v letech 2016-2018 neodebralo vzorky z 51 toků z důvodu vyschnutí, v letech 2022-23 neodebralo vzorky z 37 toků (neuvádí důvod). Povodí Vltavy s.p. poskytlo informace o 7 tocích, které byly vyschlé v letech 2015 a 2018. Povodí Odry, s.p. uvedlo, že při hodnocení ekologického stavu nemají problém s vysycháním vodních toků.

Na základě informací od ČHMÚ o přehledu odebraných vzorků pro potřeby hodnocení ekologického stavu vod a na základě informací o vysychání od podniků povodí bylo vytipováno 49 lokalit, na kterých již v minulosti byly odebrány biologické vzorky (makrozoobentos nebo fytoobentos) poté co došlo k vyschnutí a znovuzaplavení toku (Tab. 2). Tato data jsou potenciálně také využitelná pro konstrukci a validaci metodiky a jednotlivé podniky povodí (Povodí Labe s.p., Povodí Moravy s.p.) udělily souhlas s nakládáním s těmito daty pro účely projektu. Došlo tak k rozšíření datasetu využitelného pro nastavení metodiky.

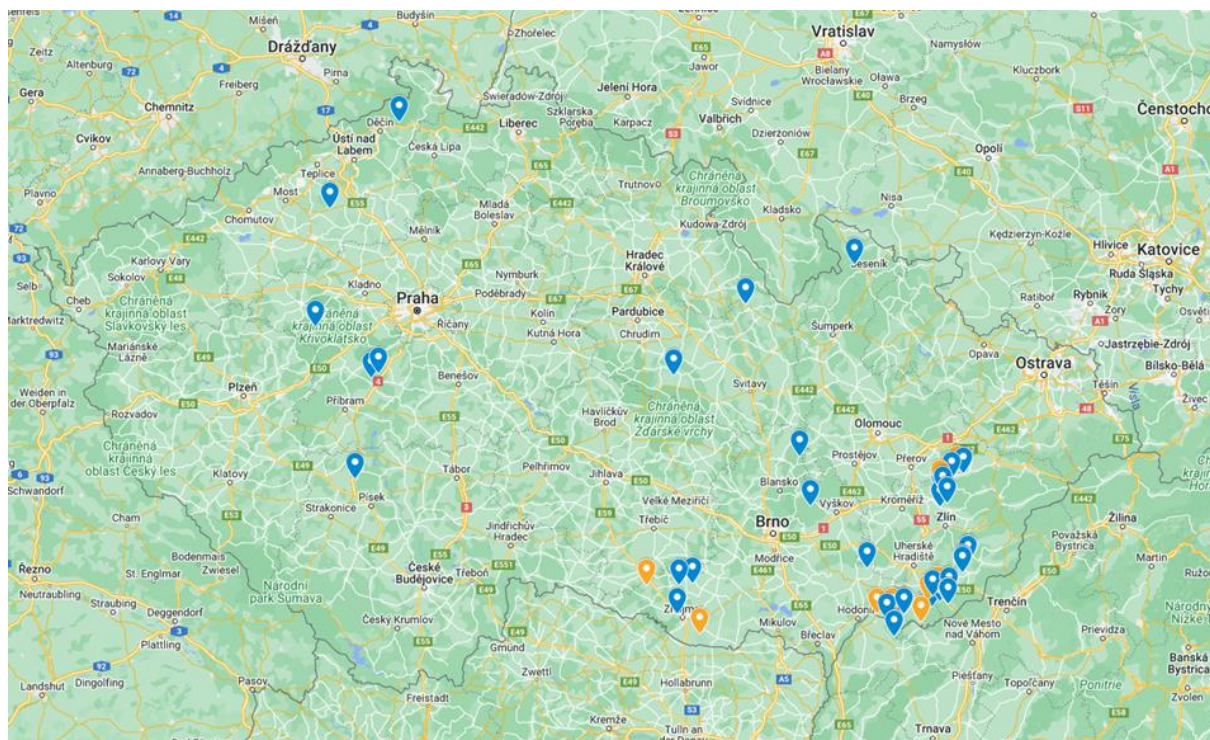
Tab. 2: Seznam zpracovaných vzorků makrozoobentosu a fytoobentosu, které byly odebrány po předchozím vyschnutí toku. Vzorky byly odebrány a zpracovány příslušnými podniky povodí.

Povodí	Místo odběru	Makrozoobentos	Fytoobentos
Povodí Labe	Bačovka Libice nad Cídlínou	2017	2017
Povodí Labe	Bobr státní hranice	2016, 2019	2016, 2019
Povodí Labe	Brteveský potok Dobruška	2015, 2018	2015, 2018
Povodí Labe	Černý potok Královec	2015, 2018	2015, 2018
Povodí Labe	Hostačovka Vilémov	2018	
Povodí Labe	Klejnářka Chedrbí	2018	2018
Povodí Labe	Králický potok Nový Bydžov	2019	2019
Povodí Labe	Krounka Dolý	2018	2018
Povodí Labe	Porák Jičín	2019	
Povodí Labe	Rokytenka Žamberk	2018	2018
Povodí Labe	Slubice Vítanov	2018	2018
Povodí Labe	Stříbrný potok Svínary	2017	
Povodí Labe	Třebovka nad Hvězdou	2019	2019
Povodí Labe	Úlibický potok Tuřský Mlýn	2019	
Povodí Labe	Vrchlice Malešov	2016, 2019	2015, 2019
Povodí Labe	Vrchlice nad Hamerákem	2019	
Povodí Labe	Zadní Lodranťka Kladina	2017	2017
Povodí Labe	Zlatý potok České Meziříčí	2016	
Povodí Moravy	Balínka Oslavany	2014, 2017	2014, 2017
Povodí Moravy	Balínka Oslavany nad	2018	2018
Povodí Moravy	Benkovský potok Střeň	2014, 2017	2014, 2017
Povodí Moravy	Bílá voda nad ponorem toku	2018	2019
Povodí Moravy	Brodečka (Drahanský potok) Myslejovice	2018	2018
Povodí Moravy	Dlouhá řeka Nedakonice	2019	2019
Povodí Moravy	Hloučela Prostějov (ústí)	2014	2014
Povodí Moravy	Jevišovka nad Ctídrožickým potokem	2018	2018
Povodí Moravy	Kleštíněk ústí	2018	2018
Povodí Moravy	Kuřimka Chudčice pod	2019	2019
Povodí Moravy	Malá Haná Opatovice - přítok	2018	
Povodí Moravy	Moutnický potok (Borkovanský) pod mostem silnice Moutnice-Blučna	2017, 2018	2017, 2018
Povodí Moravy	Okarecký potok nad mostem silnice Náměšť nad Oslavou-Vícenice	2014, 2017	2014, 2017
Povodí Moravy	Panenský potok Kvasice	2017	2017
Povodí Moravy	Panenský potok ústí	2018	2018
Povodí Moravy	Plenkovičský potok km 7.0 - 19.7 nad mostem na pravém břehu	2015, 2018	2015, 2018
Povodí Moravy	Radějovka Petrov nad	2017, 2018	2017, 2018
Povodí Moravy	Sudoměřický potok Sudoměřice	2018	2018
Povodí Moravy	Svatoslavský potok pod mostem na silnici Uhřínov-Horní Heřmanice	2017	2017
Povodí Moravy	Veverka pod PP od Vrtačky nad dřevěným mostem	2019	2019
Povodí Moravy	Vlára nad Svíborgou	2019	2019
Povodí Moravy	Vrbka Babice	2018	2018
Povodí Moravy	Vřesůvka nad Valovou pod PP	2018	2018
Povodí Moravy	Žbánovský potok Žárovice	2018	2018
Povodí Moravy	Litava (Cézava) pod Litenčickým potokem	2016, 2019	2016, 2019
Povodí Moravy	Punkva Sloup	2013, 2016, 2018, 2019	2013, 2016, 2018, 2019
Povodí Moravy	Ctídrožický potok 0.8- 11.7 nad mostem na pravém břehu	2013, 2016, 2018, 2019	2016
Povodí Moravy	Sítka (Huzovka) Benátky	2016, 2019	2016, 2019
Povodí Moravy	Bílý potok Veverská Bítýška nad	2016	2016
Povodí Moravy	Rouchovanka ústí	2019	2019
Povodí Moravy	Štěpánovičský potok Jaroměřice nad Rokytinou, levý břeh pod mostem	2019	2019

### 6.3 Data získaná v průběhu řešení projektu

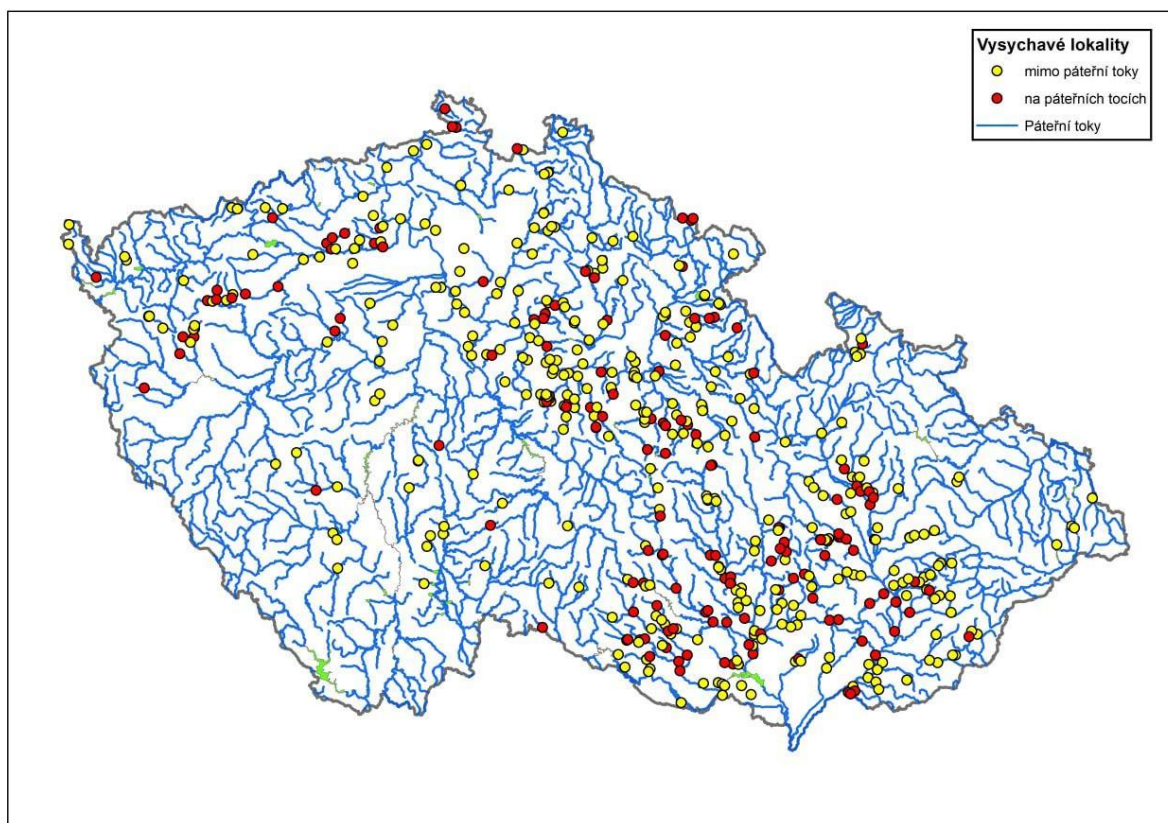
Předchozí výzkumy zaměřené na vysychavé toky se zaměřovaly převážně na neznečištěné vysychavé toky a geograficky se soustředily především na území jižní Moravy, kde dochází nejčastěji k vysychání (Obr. 1). Na území Čech byl prováděn výzkum jen na vysychavých tocích čistých, které jsou minimálně ovlivněné. Pro vývoj metodiky je však nutné pokrýt celý gradient od

neznečištěných referenčních po zničené vodní toky a bylo vhodné mít k dispozici údaje z celého území ČR. V létě 2023 tedy probíhalo terénní šetření zaměřené na nalezení vhodných lokalit, které byly v průběhu řešení projektu sledovány a ze kterých byla získána doplňující data. Primárně byly tedy hledány vysychavé toky, které jsou antropogenně ovlivněné (znečištění, morfologie) a nachází se na území Čech. Pro tyto účely byl vytvořen seznam vodních toků, na kterých byla v minulosti pozorována úplná ztráta povrchového odtoku. Tento seznam byl založen na databázi, kterou dlouhodobě udržuje a doplňuje doc. Petr Pařil (Masarykova Univerzita) a která byla doplněna o informace o vysychavých tocích získaných od správců vodních toků.



Obr. 1: Rozložení lokalit na kterých probíhaly předchozí výzkumy vysychavých toků. Modrou barvou jsou označeny lokality, které jsou jen minimálně antropogenně ovlivněny. Oranžovou barvou jsou označeny lokality ovlivněné znečištěním.

Vyschnutí vodního toku (které je definované jako přerušení kontinuity povrchového toku s možností výskytu zbytkových tůní - viz certifikovaná metodika Pařil et al. 2015) bylo na území ČR od roku 2000 prokazatelně pozorováno nejméně na 546 místech, přičemž nejméně 180 těchto míst bylo lokalizováno na páteřních tocích vodních útvarů (Obr. 2). K vysychání toků dochází prakticky po celém území ČR, s výjimkou hraničních pohoří např. Šumava, Krušné hory, Krkonoše a Jeseníky. Na základě tohoto podkladu byly uskutečněny terénní výjezdy, na kterých byly vytipovávány vhodné lokality ke sledování. Potenciálně vhodné lokality byly osazeny záznamovou technikou (fotopasti, dataloggery se záznamem teploty a konduktivity), aby bylo potvrzeno jejich vysychání. Celkem bylo prověřeno více než 90 lokalit. Z nich byly vybrány lokality vhodné ke sledování a doplnění datasetu.



Obr. 2: Přehledová mapa ČR s místy, kde bylo v období 2000-2023 zaznamenáno vysychání vodních toků (nejedná se o hydrologické sucho, ale úplné přerušení povrchového odtoku).

### 6.3.1 Základní chemický rozbor vody

Odběr vzorků, jejich konzervace a manipulace s nimi se prováděla v souladu s ČSN EN ISO 5667 a ISO 19458. Chemické analytické práce a měření použité při realizaci monitoringu povrchových vod byly realizovány v systému kvality podle ČSN EN ISO/IEC 17025 „Všeobecné požadavky na způsobilost zkušebních a kalibračních laboratoří“ v platném znění.

Pro sledování byly vybrány fyzikálně-chemické a chemické ukazatele, které jsou používané pro hodnocení ekologického stavu pro potřeby plánování v oblasti vod. Vybrány byly tyto ukazatele: teplota vody, rozpuštěný kyslík, nasycení kyslíkem, biochemická spotřeba kyslíku (BSK<sub>5</sub>), pH, KNK<sub>4,5</sub>, elektrická vodivost, nerozpuštěné látky (NL<sub>105</sub>), živiny (dusičnany, dusičnanový dusík, amoniak, amoniakální dusík, celkový fosfor, fosforečnany, fosforečnanový fosfor), sírany a chloridy.

Odběr vzorků probíhal během běžného průtoku mimo období vyschnutí v létě. V roce 2023 probíhal odběr vzorků až po zaplavení lokalit, tj. až v listopadu a prosinci. V roce 2024 byly na většině lokalit provedeny čtyři odběry. Na lokalitách, kde byly v minulosti již pravidelné odběry pro chemické analýzy provedeny, byl proveden jen jeden kontrolní odběr v podzimním období. V roce 2025 již odběry vzorků pro chemické analýzy neprobíhaly. Výsledky fyzikálně-chemických rozborů vody jsou uvedeny v Příloze č. 1.

### 6.3.2 Vyhodnocení hydromorfologického stavu vybraných vodních toků

Z důvodu stanovení míry poškození lokalit, byla vedle chemického znečištění sledována i míra hydromorfologické degradace. Pro sledování byly vybrány primárně ty lokality, kde existoval dostatek dalších údajů (o biologických složkách, fyz.-chem. parametrech) a kde zároveň nebylo v minulosti hydromorfologické vyhodnocení provedeno. V roce 2024 a 2025 bylo provedeno sledování hydromorfologie na 19 tocích. Terénní mapování i následná analýza hydromorfologického stavu byla provedena podle metodiky hydroekologického monitoringu HEM (Langhammer 2014). Konkrétně se jednalo o detailní terénní průzkum zájmových úseků vodních toků, přičemž během průzkumu jsou hodnoceny dílčí ukazatele a je pořizována fotodokumentace pro následné ověření zjištěných výsledků či jejich doplnění.

Do hodnocení dle metodiky Hydroekologického monitoringu HEM vstupuje celkem 17 ukazatelů, které jsou sdružené do 4 skupin (KOR – Koryto a trasa toku, DNO – Parametry dna toku a podélného profilu, PBZ – Břeh a příbřežní zóna a INU – Inundační území). Jednotlivé ukazatele jsou pro potřeby sjednocení rozsahu zjištěných hodnot skórovány, podle postupu uvedeného blíže ve zmíněné metodice. Vypočítané výsledné hodnoty pro jednotlivé skupiny indikátorů a dále i výsledný hydromorfologický stav (HMS\_skore) a jeho příslušná třída (HMS\_trida), jsou uvedeny v Tab. 3. Rozmezí intervalů pro jednotlivé třídy hydromorfologického stavu vychází z ČSN EN 15843. Zpráva z provedeného průzkumu je přiložena ke zprávě jako Příloha č. 2.

Tab. 3: Přehled hodnot analyzovaných charakteristik a výsledných hodnot hydromorfologického stavu ve sledovaných úsecích vodních toků stanovených dle metodiky HEM

Vodní tok	KOR	DNO	PBZ	INU	HMS_skore	HMS_trida
Hluboký p.	2,60	1,35	1,05	0,75	<b>1,44</b>	<b>1</b>
Kamenecká svodnice	4,20	2,60	3,05	2,10	<b>2,99</b>	<b>3</b>
Košátecký p.	2,50	0,75	2,90	3,40	<b>2,39</b>	<b>2</b>
Gránický p.	1,30	0,60	1,00	1,85	<b>1,19</b>	<b>1</b>
Moutnický p.	2,50	1,00	3,10	3,30	<b>2,48</b>	<b>2</b>
Plenkovický p.	3,70	3,10	2,25	2,10	<b>2,79</b>	<b>3</b>
Ctidružický p.	2,80	1,70	1,50	1,50	<b>1,88</b>	<b>2</b>
Sudoměřický p.	4,00	2,30	3,15	2,25	<b>2,93</b>	<b>3</b>
Radějovka	1,50	0,90	1,40	2,50	<b>1,58</b>	<b>2</b>
LB Svodnice	1,50	0,90	0,90	2,10	<b>1,35</b>	<b>1</b>
Okluky NAD	1,90	1,25	1,50	0,60	<b>1,31</b>	<b>1</b>
Okluky POD	3,60	3,10	1,80	0,80	<b>2,33</b>	<b>2</b>
Panenský p.	3,50	1,20	2,70	3,15	<b>2,64</b>	<b>3</b>
Zorkovický p.	1,30	1,80	1,20	3,40	<b>1,93</b>	<b>2</b>

Novodvorský p.	5,05	1,75	3,80	3,30	<b>3,48</b>	<b>3</b>
Punkva	3,30	2,10	4,70	5,00	<b>3,78</b>	<b>4</b>
Benkovský p.	1,35	0,70	1,00	1,60	<b>1,16</b>	<b>1</b>
Jahodovský p.	3,25	1,80	3,90	3,65	<b>3,15</b>	<b>3</b>
Žejbro	1,35	0,60	1,10	1,60	<b>1,16</b>	<b>1</b>

### 6.3.3 Fytobentos

Odběry vzorků fytobentosu se prováděly dle platné metodiky v jarní a podzimní sezoně vždy v období zaplavení toku (Marvan & Heteša 2006). V případě fytobentosu byl odebrán epiliton, tedy společenstvo rozsivek a řas narůstajících na kamenech (popř. náhradních pevných substrátech). Odběr byl prováděn seškrabáním nárostů z 5 kamenů (u každého z plochy cca 10x10 cm) sesbíraných v proudnici z reprezentativního úseku toku. V případě, že nebyly v toku k dispozici kameny, byl odebrán epifyton, tedy společenstvo rozsivek a řas narůstajících na ponořených částech rostlin. Odebraný vzorek byl poté bez prodlení transportován do laboratoře ke zpracování.

Zpracování vzorků fytobentosu je prováděno dvoufázově, nejprve pomocí tzv. prescreeningu a následně vypálením rozsivkového preparátu. Hlavním účelem prescreeningu je zachycení nerozsivkové části fytobentosu, popsání velkých, lehce determinovatelných rozsivek a posouzení poměru živých a mrtvých buněk. Vypálení preparátu se provádí pomocí 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> po dobu minimálně 5 dní, preparát je uzavřen syntetickou pryskyřicí Naphrax. Po vyschnutí je preparát prohlížen pod zvětšením 1000x za použití imerzního objektivu a oleje. Jednotlivé taxony rozsivek jsou hodnoceny abundantní stupnicí dle platné metodiky (viz výše).

Výsledné determinace byly následně přepsány do databázového a hodnotícího software používaného podniky povodí (Labsystém). Výsledky determinací z podzimu 2023 a jara 2024 jsou uvedeny v Příloze č. 1.

### 6.3.4 Makrofyta

V roce 2024 proběhl v letních až podzimních měsících botanický průzkum 27 vybraných vysychavých vodních toků (Obr. 3). Lokality byly rozmístěny napříč celou Českou republikou v nížinách až pahorkatinách. Hlavním cílem bylo zaznamenat co možná nejúplnější spektrum druhů cévnatých rostlin a mechorostů rostoucích v korytě daných vysychavých toků a posoudit potenciál vodních makrofyt k indikaci ekologického stavu.



Obr. 3: Přehled lokalit, na kterých proběhl průzkum makrofyt.

Celkem bylo zaznamenáno 134 taxonů cévnatých rostlin – 99 bylin, 8 juvenilních dřevin a 27 mechorostů. Na třech lokalitách nebyly nalezeny žádné taxony (Panenský, Košátecký a Dobřemilický potok). Druhově nejbohatší byl Hrubý potok (36 taxonů) a dále Radějovka (30 taxonů). Z kategorie vodních makrofyt (Kočí et al. 2011) bylo však zaznamenáno pouze 6 druhů. Z cévnatých rostlin to byly *Callitriche hamulata* (2 výskyty), *Lemna minor* (3), *Persicaria amphibia* (1) a *Sparganium erectum* (1). Z mechorostů se k vodním makrofytům řadí *Fontinalis antipyretika* (6) a *Rhynchostegium riparioides* (15). Cévnaté makrofyty byly nalezeny na 6 lokalitách, vždy jen po jednom druhu na lokalitu/vodní tok. Vodní mechorosty se na lokalitách opakovaly častěji, byly na 16 lokalitách/vodních tocích, většinou po jednom ze dvou druhů této kategorie.

Z provedeného průzkumu vyplývá, že k indikaci stavu malých vysychavých vodních toků České republiky dle metodiky Kočí et al. (2011) však vodní makrofyty použít nelze, protože se zde zpravidla kvůli většímu zástinu nevyskytují, nebo jsou zde pouze 1-2 druhy vodních mechorostů. Kompletní výsledky a interpretace provedeného průzkumu jsou uvedeny v Příloze č. 3.

### 6.3.5 Makrozoobentos

Odběry vzorků makrozoobentos probíhají v jarní a podzimní sezoně vždy v období zaplavení toku metodou PERLA (Kokeš & Němejcová 2006). Jedná o semikvantitativní odběr na reprezentativním úseku toku po dobu tří minut tzv. kick-samplingem pomocí ruční sítě o velikosti ok 0,5 mm. 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.

Odebrané vzorky makrozoobentosu byly přebrány pod preparačním stereomikroskopem a pomocí pinzety byly vybrány všechny přítomné organismy a vytříděny do zkumavek podle jednotlivých taxonomických skupin. Zkumavky byly následně předány jednotlivým specialistům

na dané taxonomické skupiny. Determinace se následně provádí pomocí mikroskopické techniky na základě morfologických znaků do co nejnižší úrovně.

Před odebráním vzorků je nutné, aby byla lokalita nejméně 14 dní zaplavená, z důvodu kolonizace koryta vodními bezobratlými a zahájení vývoje přítomných dormantních stadií. V roce 2023 bylo proto nutné podzimní vzorky odebírat až koncem listopadu a začátkem prosince z důvodu dlouhotrvající suché periody. V případě Gránického potoka a Křepičky bylo možné vzorkování uskutečnit až v lednu 2024 jelikož se toky zaplavily až před Vánoci. Další vzorkovací kampaň proběhla na jaře 2024. Výsledky determinací makrozoobentosu jsou uvedeny v Příloze č. 1.

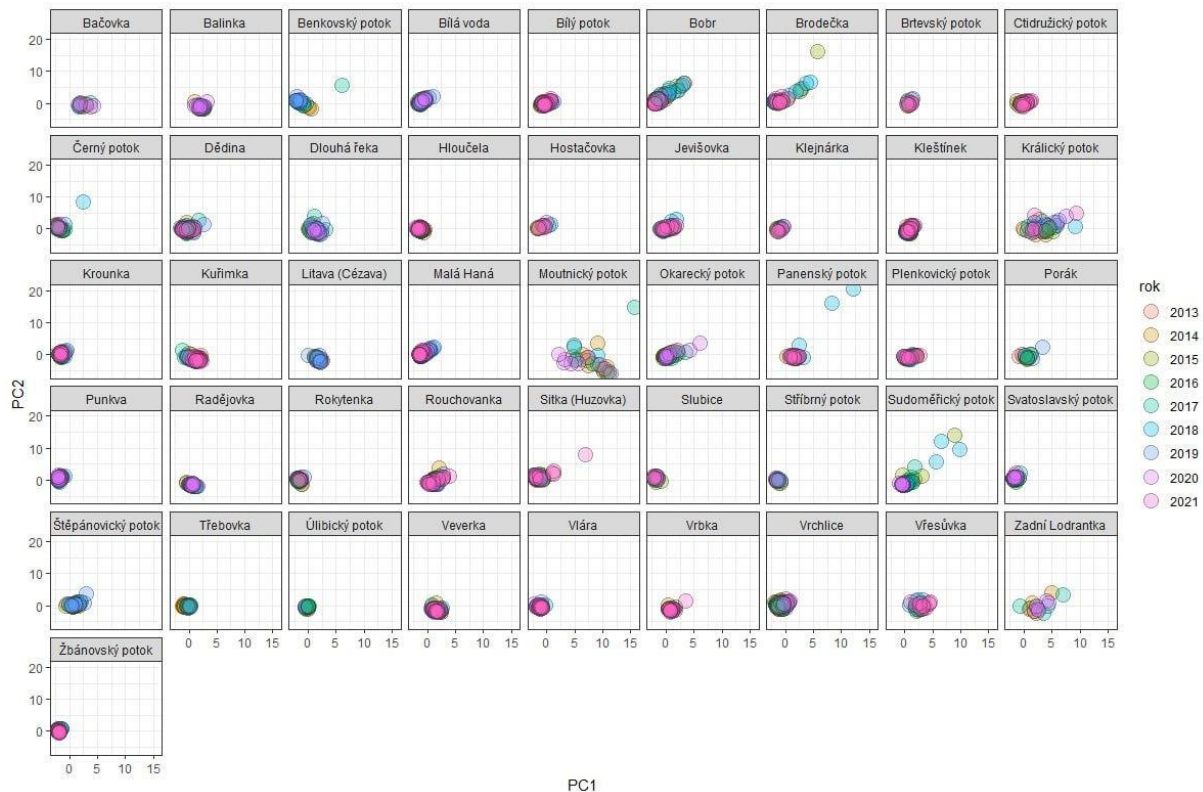
#### **6.4 Souhrnný popis analyzovaných dat**

Pro nastavení a ověření metodiky byl vytvořen testovací soubor dat. Pro tvorbu metodiky byla využita data o fyzikálně-chemických vlastnostech vody, hydromorfologii toků, taxonomickém složení makrozoobentosu a fytoobentosu z celkem 151 lokalit ležících na 98 vodních tocích. 18 lokalit bylo sledováno v rámci projektu, data z 51 lokalit pocházela od podniků Povodí a 82 lokalit z předcházejících řešených projektů. K dispozici byly údaje o fyzikálně-chemických vlastnostech vody ze 3794 vzorků. Hydromorfologické údaje byly k dispozici pro 110 lokalit. Dataset k makrozoobentosu obsahoval údaje o 499 324 jedincích, kteří byly určeni v 1049 taxonech v celkem 476 vzorcích. Determinační úroveň byla většinou do druhové či rodové úrovně. Dataset k fytoobentosu obsahoval údaje o 860 taxonech obsažených v celkem 391 vzorcích. I u fytoobentosu byla dodržena především druhová či rodová determinační úroveň.

### **7 Vývoj metodiky hodnocení vysychavých vodních útvarů**

#### **7.1 Stanovení gradientu poškození lokalit**

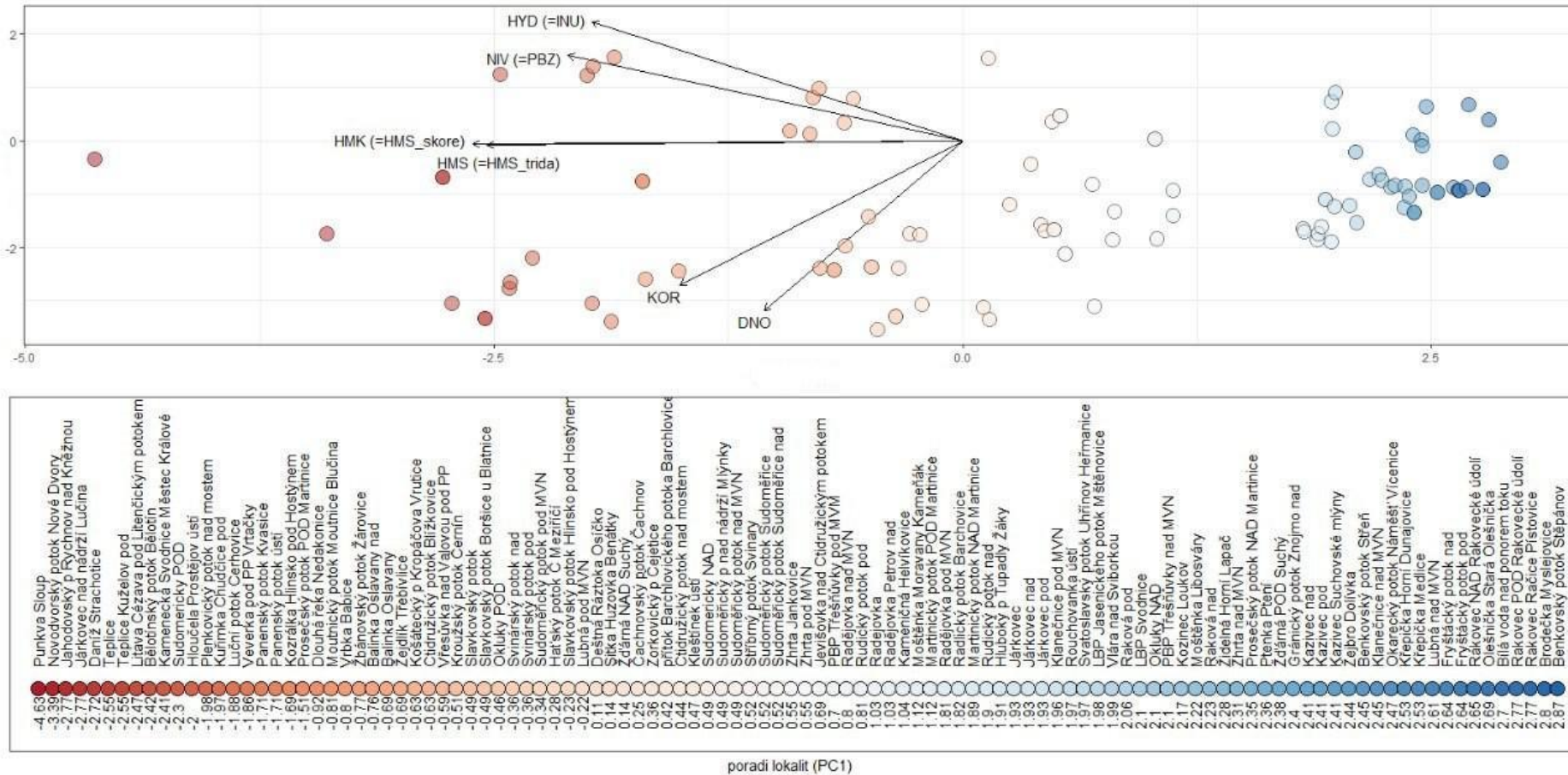
Pro vytvoření metodiky bylo nutné stanovit míru poškození lokalit, ze kterých pocházely biologické vzorky. Pro posouzení poškození lokalit (od zničených po referenční) byly vybrány dva gradienty – gradient odrážející zatížení živinami a rozložitelnými organickými látkami („chemický“) a gradient odrážející hydromorfologickou kvalitu („hydromorfologický“). Protože „chemická“ data jsou měřena opakovaně v rámci různých let, nejprve byla provedena analýza hlavních komponent (PCA) na lokalitách, které obsahovaly data z delších časových řad (Obr. 4). Na výsledném grafu je vidět, že na většině lokalit je pozice lokality v ordinačním diagramu víceméně stabilní a v rámci sledovaného období se příliš neliší. Pro stanovení fyz.-chemického gradientu byla tedy následně použita data ze všech dostupných let.



Obr. 4: PCA provedená na lokalitách, kde probíhaly odběry pro chemické analýzy opakovaně v průběhu let.

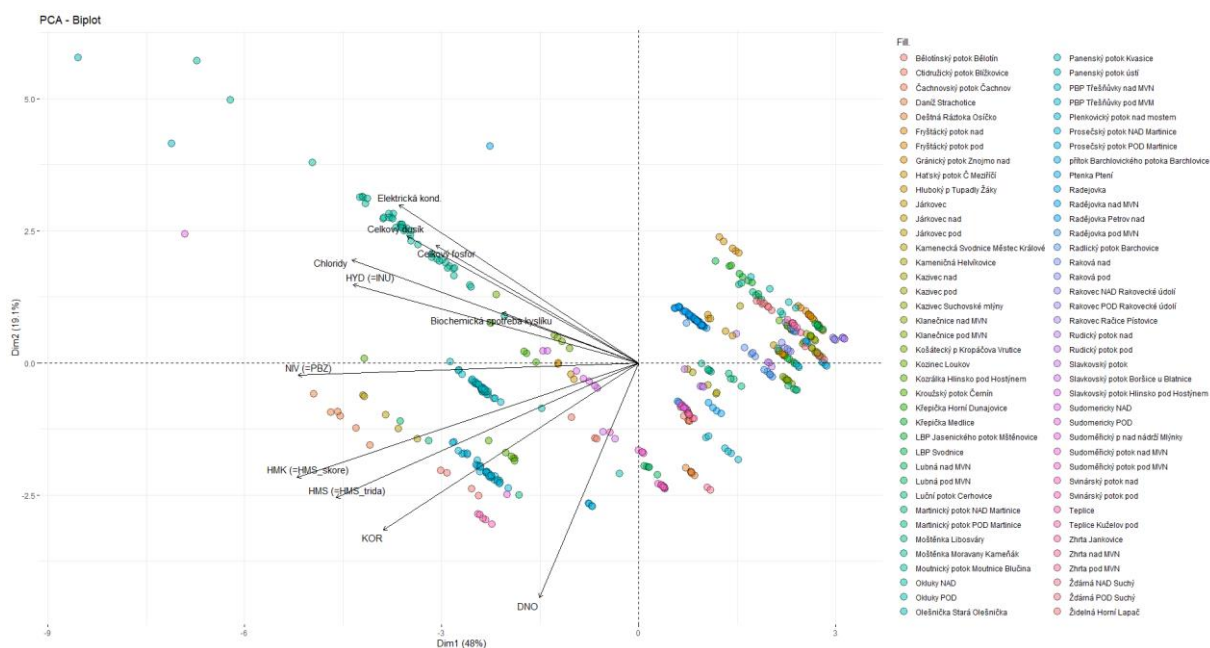
Fyz.-chemický gradient poškození lokalit byl stanovený pomocí PCA. Do analýzy vstupovaly základní údaje o živinách (fosfor, dusík), biochemická spotřeba kyslíku, vodivost a množství chloridů (Obr. 5). Na ordinačním diagramu je vidět, že jednotlivé parametry jsou spolu částečně korelované a je možné využít první osu jako ukazatel poškození lokality. Pro každou lokalitu byla stanovena míra zatížení na tomto gradientu jako pozice centroidu lokality na první PCA ose. Podobným způsobem bylo stanoveno i poškození lokalit na hydromorfologickém gradientu poškození lokalit. PCA provedená na parametrech zjištěných v rámci hydroekologického monitoringu HEM (Langhammer 2014) tak byla využita pro stanovení míry poškození lokalit (Obr. 6).



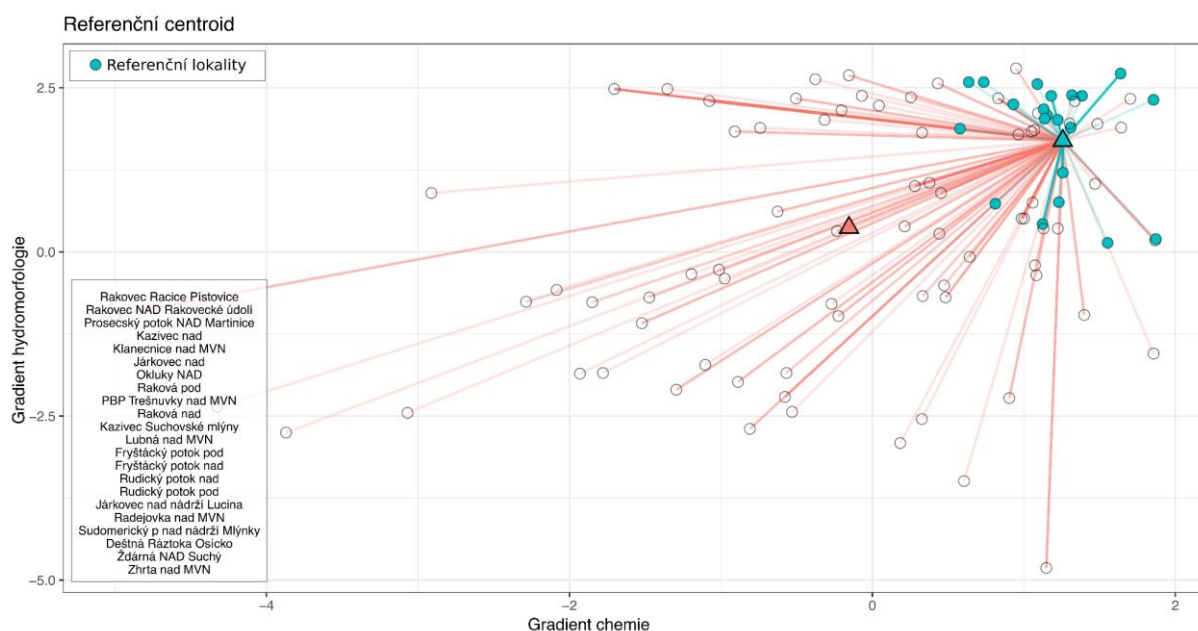


Obr. 6: PCA provedená na všech lokalitách testovacího datového souboru na základě údajů o hydroekologickém stavu. Jednotlivé sledované parametry jsou sdruženy do skupin KOR – koryto a trasa toku, DNO – parametry dna toku a podélného profilu, PBZ – břeh a příbřežní zóna, INU – inundační území). Jako gradient míry „hydromorfologického“ poškození byla použita první PCA osa.

Pro posouzení zda nejsou gradienty poškození lokalit („fyz.-chemický“ a „hydromorfologický“) spolu příliš korelovány byla provedena společná PCA. Na výsledném ordinačním diagramu (Obr. 7) je možné pozorovat, že zatímco parametry „fyz.-chemické“ (elektrická vodivost, celkový dusík, celkový fosfor, chloridy, biochemická spotřeba kyslíku) jsou spolu poměrně těsně korelovány, parametry hydromorfologické jsou více rozptýlené. Nicméně hlavní hydromorfologický ukazatel (celkové skóre – HMS skóre) směřuje víceméně kolmo na parametry chemické. Má tedy smysl hodnotit a posuzovat oba gradienty zvlášť, neboť každý ukazuje na poškození daného toku jiným způsobem.



Obr. 7: Parametry chemické a hydromorfologické spolu na ordinačním diagramu vytvořeném na základě PCA.



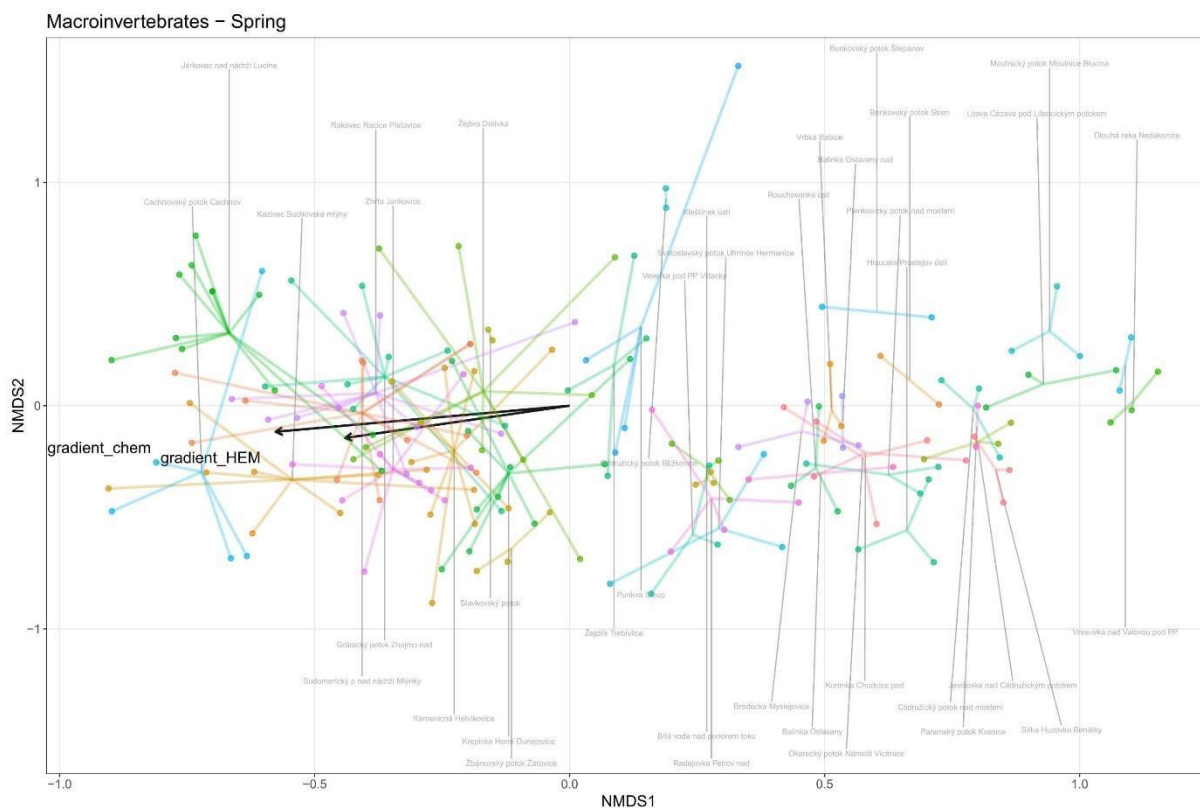
Obr. 8: Pozice referenčních lokalit v prostoru daném chemickým a hydromorfologickým gradientem.

Pro účely vyhodnocení vztahu mezi gradientem poškození lokalit a novým hodnocením ekologického stavu byly pro srovnání vybrány referenční lokality. Byl vypočten jejich centroid v prostoru daném fyz.-chemickým a hydromorfologickým gradientem (Obr. 8) a následně byla pro všechny lokality vypočtena vzdálenost od "referenčního stavu" (vzdálenost od daného centroidu). Vzdálenost od referenčního stavu tak představuje metriku, která implementuje oba sledované gradienty narušení lokalit lidskou činností (fyz.-chemický a hydromorfologický).

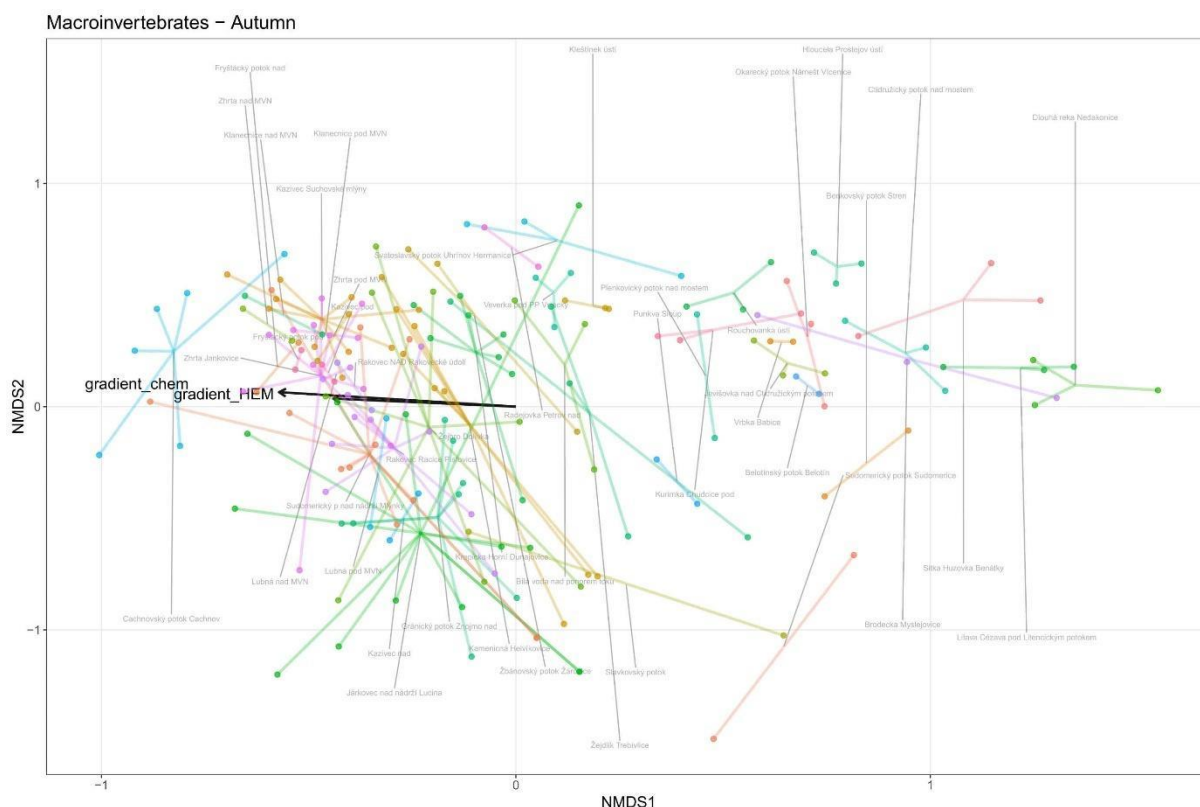
## 7.2 Stabilita společenstev v čase

Dostatečná podobnost společenstev v průběhu let umožnila vytvoření dostatečně spolehlivé multimetricky, která bude hodnotit toky konzistentně v čase. Důvodem je značná variabilita v délce a intenzitě sucha mezi jednotlivými roky a při tvorbě metodiky vyvstala obava, zda společenstva odrážejí celkový charakter lokality anebo jsou více ovlivněny aktuálním trváním a intenzitou sucha. Z tohoto důvodu byly shromážděny vzorky makrozoobentosu z lokalit, kde docházelo k opakovanému vzorkování po dobu více let. Podobnost jednotlivých vzorků ze stejné lokality je znázorněna na NMDS ordinačním diagramu. Vzorky odebrané z jedné lokality v různých letech jsou zde spojeny pomocí propojovacích čar do tvaru hvězdicovitých „pavouků“ s jejich centroidem. Na grafu znázorňujícím jarní vzorky (Obr. 9) je dobře patrné, že lokality se rozložily podél obou vybraných gradientů a zároveň zůstávají relativně stabilní v čase. Tzn. lokality v pravé části grafu (více antropogenně poškozené) se v průběhu let víceméně nemísí s lokalitami zachovalými (v levé části grafu). Toto oddělení je dobře patrné na vzorcích odebraných v jarním období. Bohužel v podzimním období se již vzorky překrývají v daleko větší míře (Obr. 10). Roli zde hraje pravděpodobně meziročně rozdílné trvání období sucha a nestejný čas vzorkování od znovuzaplavení lokalit. Společenstva vzorkovaná na stejné lokalitě v různých letech tak zachycují rozdílnou fázi rekolonizace lokality bezobratlými. V jarním období již tento rozdíl není patrný. Nicméně na podzim je konzistence v čase silně ovlivněna načasováním

vzorkování ve vztahu ke konci vyschnutí. V praxi bude tento problém ještě výraznější, protože vzorky analyzované na Obr. 10 pochází především z projektových dat, kdy docházelo ke vzorkování minimálně 3 týdny po zaplavení. Tento interval u vzorkování pro rutinní monitoring není možné garantovat. Doporučujeme proto pro hodnocení ekologického stavu vysychavých vodních útvarů **nepoužívat podzemní vzorky**, ale metodiku založit jen na vzorcích odebraných na jaře, kdy je stabilita výsledného hodnocení vyšší.



Obr. 9: Pozice jarních vzorků makrozoobentosu z jednotlivých let s centroidem dané lokality (lokality stejnou barvou) na prvních dvou NMDS osách. Do grafu jsou pasivně vloženy oba sledované gradienty fyz-chemického a hydromorfologického poškození.



Obr. 10: Pozice podzimních vzorků makrozoobentosu, z lokalit z jednotlivých let s centroidem dané lokality (lokalita stejnou barvou) na prvních dvou NMDS osách. Do grafu jsou pasivně vloženy oba sledované gradienty fyz.-chemického a hydromorfologického poškození.

### 7.3 Výpočet kandidátských metrik a jejich vztah ke gradientům prostředí

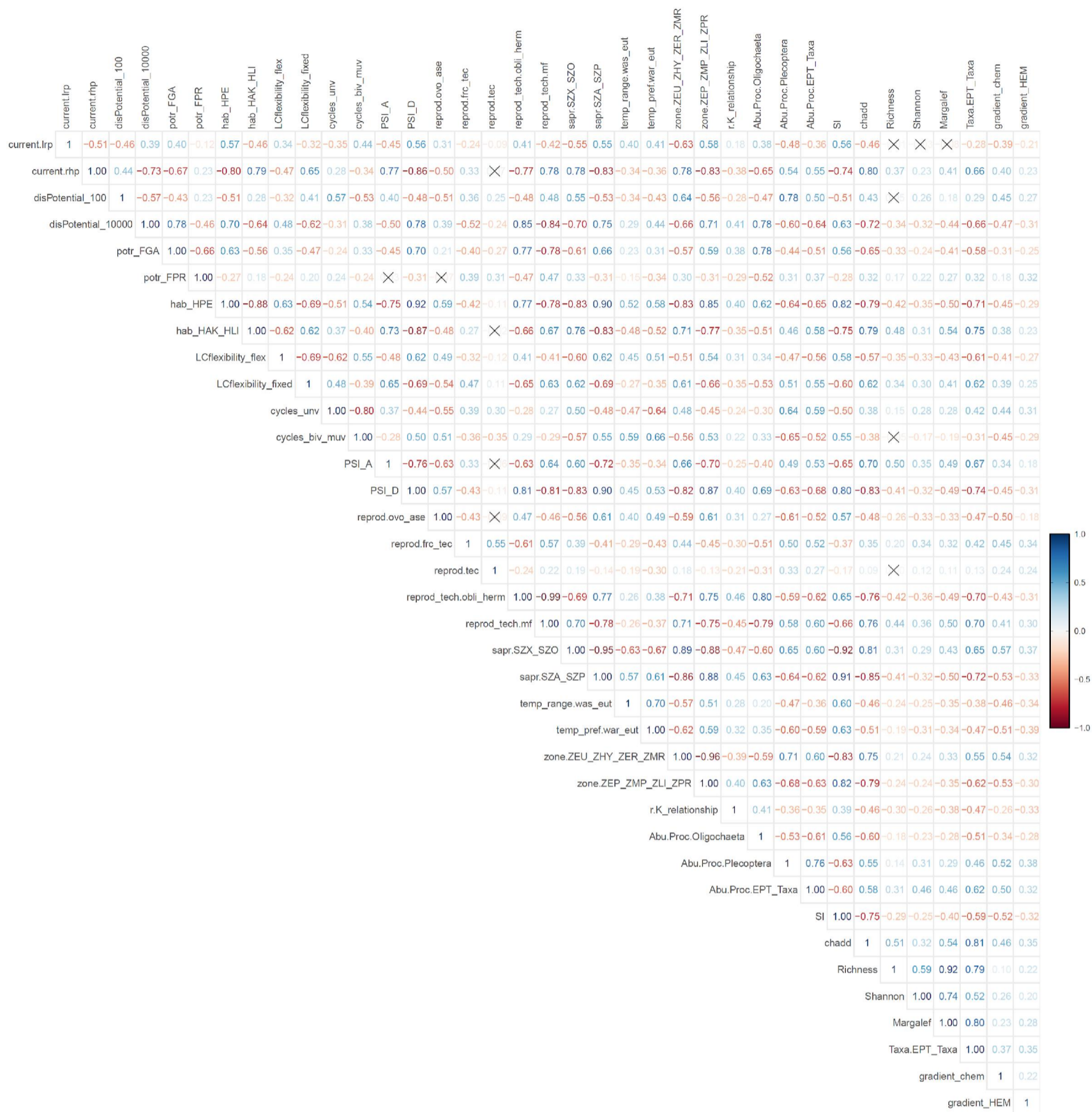
Pro všechny vzorky testovacího datasetu byla spočítána sada různých kandidátských metrik, které popisují vlastnosti společenstev makrozoobentosu a fytozobentosu. Tyto metriky byly založeny na parametrech společenstva, zejména na jeho vlastnostech („species traits“), poměrech zastoupení různých taxonomických skupin, případně na diverzitních indexech. Jako podkladová databáze „species traits“ byly využity údaje z databáze z projektů Biosucho, Riverchange, online evropské databáze freshwaterecology.info a software pro hodnocení fytozobentosu Omnidia. Základní sada kandidátských metrik se skládala z 37 metrik pro makrozoobentos (Tab. 4) a 23 pro fytozobentos (Tab. 5). Pro tvorbu výsledné multimetricky byla nejprve vytvořena korelační matice a byl porovnán vztah mezi jednotlivými metrikami a dvěma hodnocenými gradienty prostředí (hydromorfologie a fyz.-chem. proměnné). Výsledné korelace jsou uvedeny na Obr. 11 a Obr. 12.

Tab. 4: Přehled kandidátských metrik pro makrozoobentos, které byly testovány pro tvorbu finální multimetricky.

Zkratka	Trait	Kategorie
current.lrp	current preference	limno- to rheophil
current.rhp	current preference	rheophil
disPotential_100	Dissemination potential	10-100m
disPotential_10000	Dissemination potential	>1000m
potr_FGA	MZB - potravní preference	gatherers/collectors
potr_FPR	MZB - potravní preference	predators
hab_HPE	MZB - mikrohabitatové preference	pelal
hab_HAK_HLI	MZB - mikrohabitatové preference	akal + lithal
LCflexibility_flex	Life cycle flexibility	Flexible
LCflexibility_fixed	Life cycle flexibility	Strictly fixed
cycles_unv	Reproductive life cycles per year	univoltine
cycles_biv_muv	Reproductive life cycles per year	bivoltine + multivoltine
PSI_A	Proportion of Sediment-sensitive Invertebrates	Highly sensitive
PSI_D	Proportion of Sediment-sensitive Invertebrates	Highly insensitive
reprod.ovo_ase	Reproduction	ovoviviparity + asexual reproduction
reprod.frc_tec	Reproduction	clutches, free + clutches, terrestrial
reprod.tec	Reproduction	clutches, terrestrial
reprod_tech.obli_herm	Reproduction technique	Obligat parthenogenesis+ Hermafrodite
reprod_tech.mf	Reproduction technique	Male & Female
sapr.SZX_SZO	MZB - saprobita	xenosaprobic + oligosaprobic
sapr.SZA_SZP	MZB - saprobita	a-mesosaprobic + polysaprobic
temp_range.cos	Temperature range preference	cold stenotherm
temp_range.was_eut	Temperature range preference	eurytherm + warm stenotherm
temp_pref.vco_cod_mod	Temperature preference	very cold + cold + moderate
temp_pref.war_eut	Temperature preference	warm + eurytherm
zone.ZEU_ZHY_ZER_ZMR	MZB - vazba na říční zónaci	eucrenal + hypocreanal + epirhithral + metarhithral
zone.ZEP_ZMP_ZLI_ZPR	MZB - vazba na říční zónaci	epipotamal + metapotamal + littoral + profundal
r.K_relationship	r- K-strategy	
SAL.freshwater	salinity preference	freshwater (< 0,5)
Abu.Proc.Oligochaeta	% abundance of Oligochaeta	
Abu.Proc.Plecoptera	% abundance of Plecoptera	
SI	Saprobni index	
chadd	DEHI index sensu Chadd et al. 2017	
Richness	Taxa richness	
Shannon	Shannon-Wiener index	
Margalef	Margalef index	
Taxa.EPT_Taxa	Nunbre of EPT taxa	

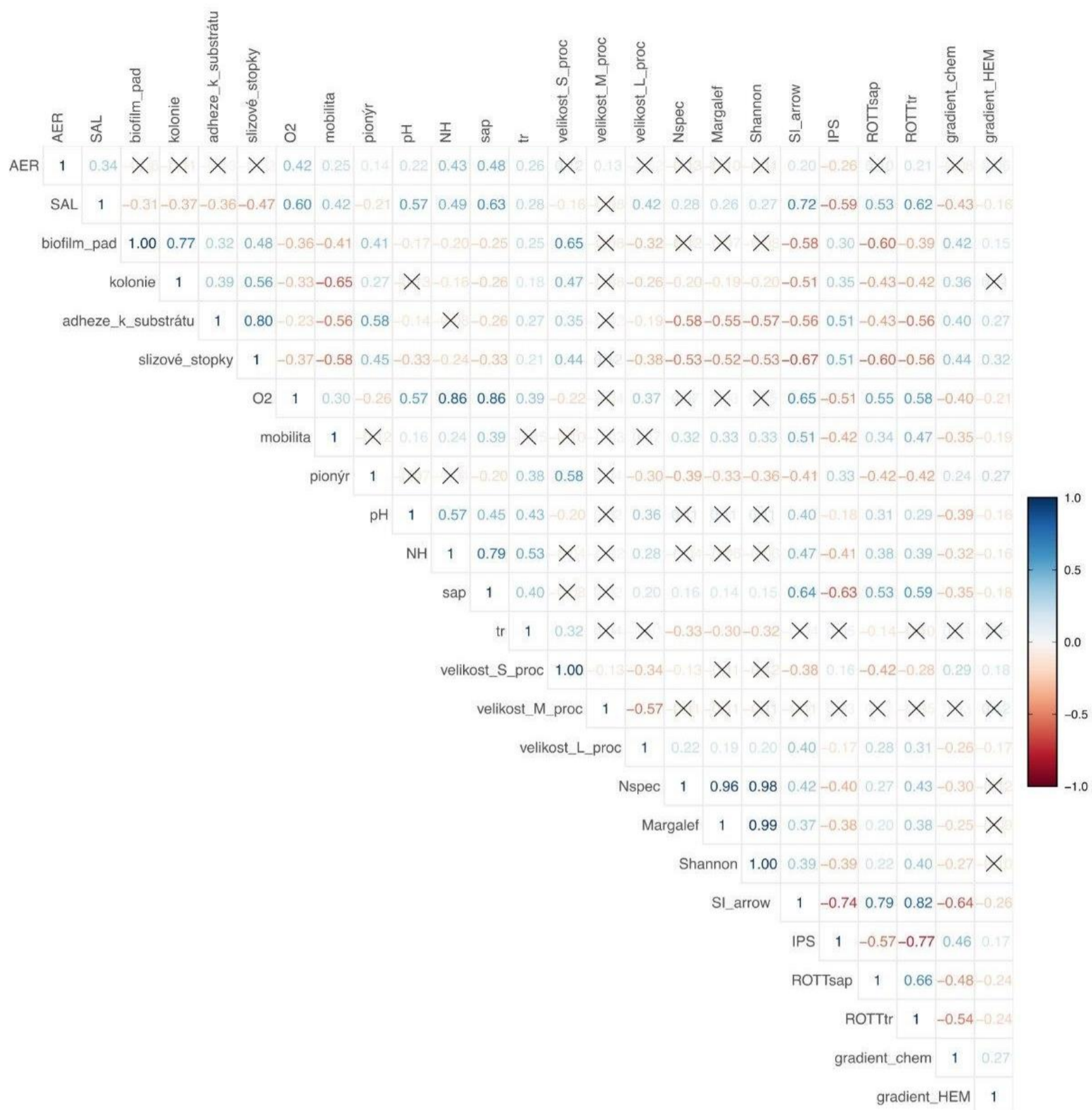
Tab. 5: Přehled kandidátských metrik pro fyto-bentos, které byly testovány pro tvorbu finální multimetriky.

Zkratka	Trait
AER	Aerophily
SAL	Salinity
biofilm_pad	living form
kolonie	living form
adheze_k_substrátu	přisedlost
slizové_stopy	přítomnost slizových stopek
O2	nároky na kyslík
mobilita	schopnost pohybu
pionýr	pionýrský taxon
pH	vazba na pH (van Dam)
NH	nitrogen heterotrophs (van Dam)
sap	saprobity (van Dam)
tr	trofie (van Dam)
velikost_S_%_zastoupení	small (Berthon et al. 2011)
velikost_M_%_zastoupení	medium (Berthon et al. 2011)
velikost_L_%_zastoupení	large (Berthon et al. 2011)
Nspec	počet taxonů
Margalef	Margalefův index diverzity
Shannon	Shannon-Wienerův index diverzity
SI_arrow	saprobní index
IPS	Indice de Polluo-Sensibilité, Cemagref 1982-91 & Omidia (1982-91)
ROTTsap	Rott et al. saprobic index (1997)
ROTTtr	Rott et al. Trophic index (1999)



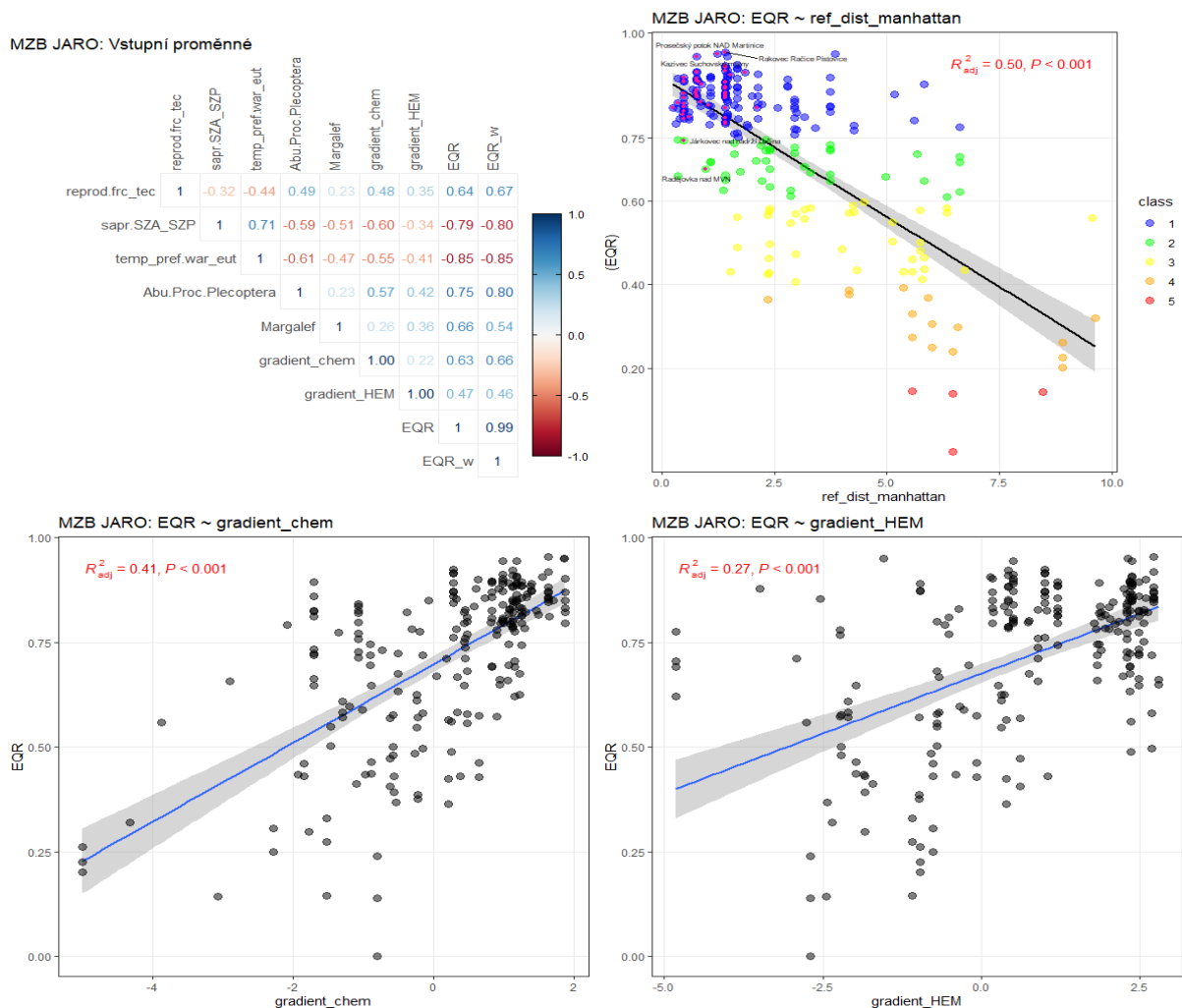
Obr. 11: Korelační matice vybraných metrik společenstva makrozoobentosu spočítaná na testovacím datasetu.

## Program Prostředí pro život



Obr. 12: Korelační matice vybraných metrik společenstva fyto-bentosu spočítaná na testovacím datasetu.

Jako vhodné kandidáty pro výslednou multimetricku byly vybrány ty metriky, které vykazovaly vysoký korelační koeficient s hodnocenými gradienty, nebyly navzájem příliš korelované a zároveň dávaly biologický smysl. Následně byla hledána taková kombinace metrik, která by co nejlépe reagovala na hodnocené gradienty. Vybrány byly pro makrozoobentos: Reprodukční strategie, Saprobity, Teplotní preference, Procentuální zastoupení pošvatek, Margalefův index diverzity (Obr. 13). Pro kombinaci jednotlivých metrik do jednotného multimetrického indexu bylo nezbytné metriky standardizovat na bezrozměrná skóre EQR (ukazatel ekologické kvality) s hodnotami od 0 do 1. Horní mez korespondovala s 95% percentilem dané metriky v hodnoceném datasetu, spodní mez s 5% percentilem. Výsledný multimetrický index potom kombinuje jednotlivé metriky do jedné proměnné, při čemž dílčí EQR mohou mít při hodnocení různé váhy. To se v našem případě neukázalo jako účelné. Jako nejvhodnější se ukázalo upravit rozložení hodnocených dat pomocí mocnné transformace. Analogicky byly pro fytoobentos vybrány metriky a jejich EQR: Salinita, Nároky na kyslík, Saprobni index (Obr. 14).

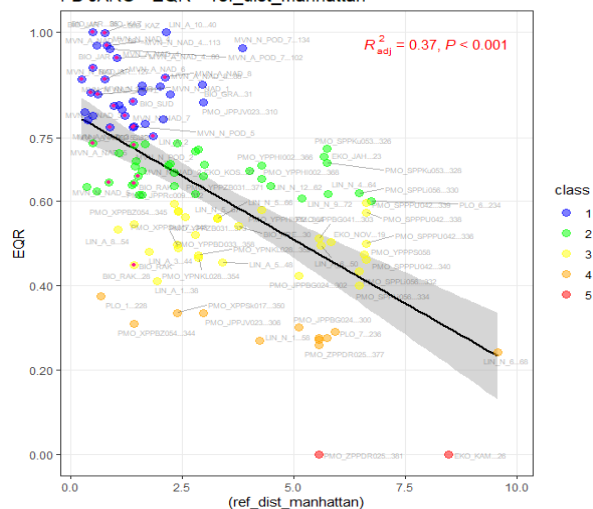


Obr. 13: Korelační matice pro metriky vybrané pro hodnocení ekologického stavu pomocí makrozoobentosu (vlevo nahoře) v jarním období. Vztah mezi výsledným EQR a „fyz.-chemickým“ gradientem (vlevo dole) a hydromorfologickým gradientem (vpravo dole). Vztah mezi výsledným EQR a vzdáleností od centroidu referenčních lokalit (vpravo nahoře).

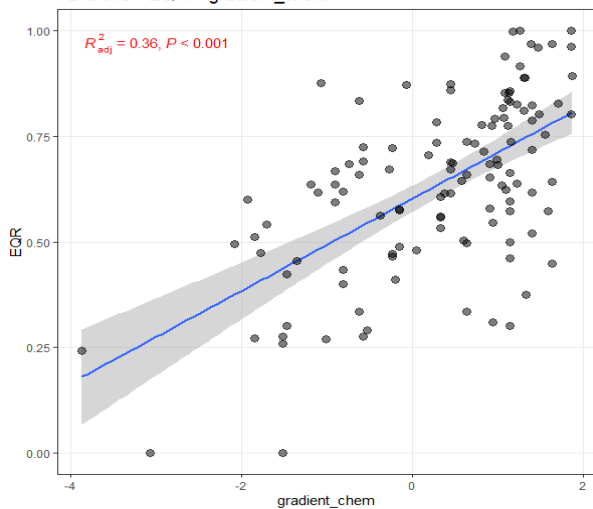
FB JARO - Vstupní proměnné



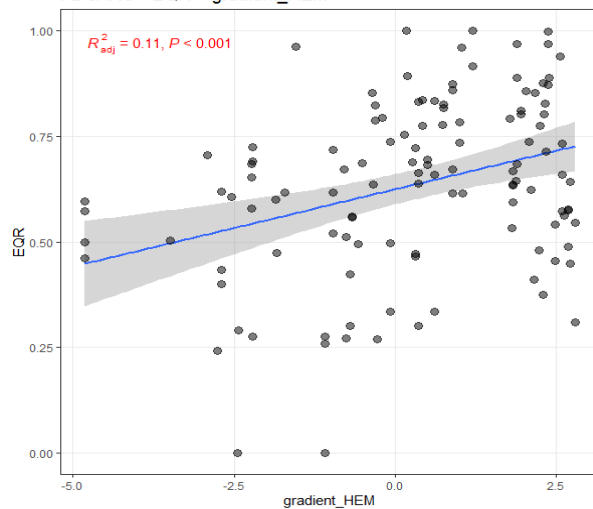
FB JARO - EQR ~ ref\_dist\_manhattan



FB JARO - EQR ~ gradient\_chem

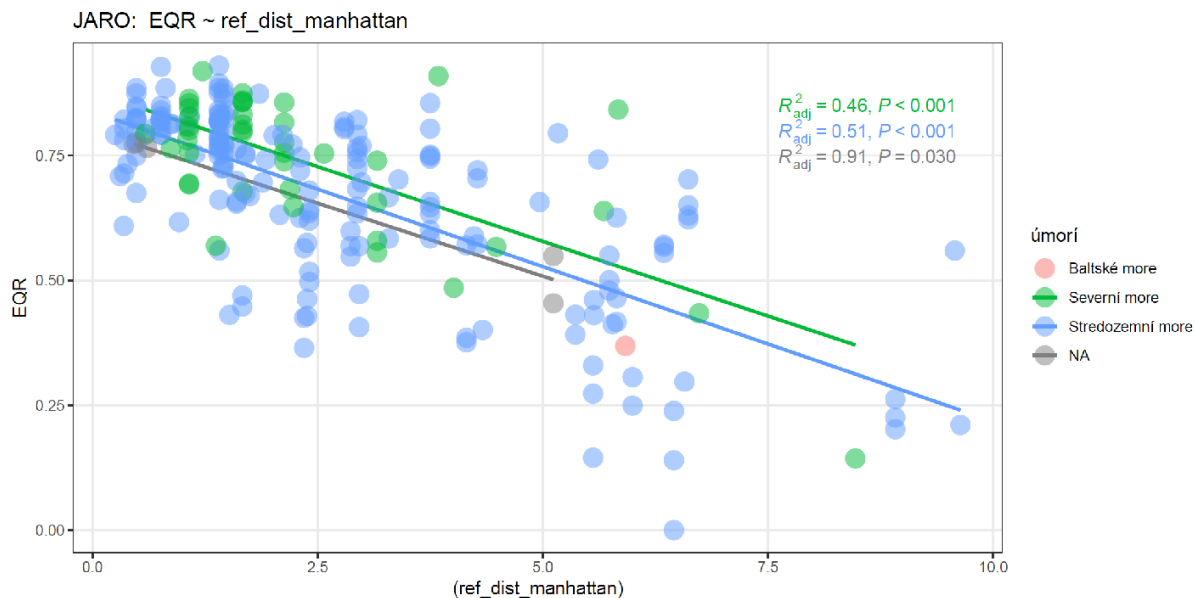


FB JARO - EQR ~ gradient\_HEM

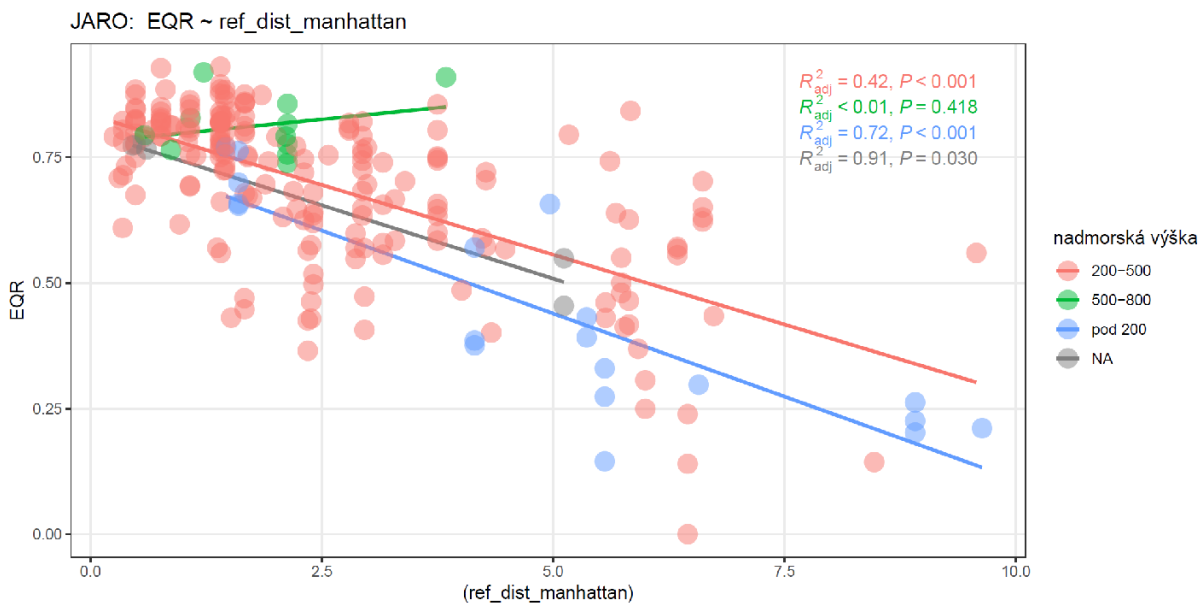


Obr. 14: Korelační matice pro metriky vybrané pro hodnocení ekologického stavu pomocí fyto-bentosu (vlevo nahoře) pro jarní období. Vztah mezi výsledným EQR a „fyz.-chemickým“ a hydromorfologickým gradientem (dole). Vztah mezi výsledným EQR a vzdáleností od centroidu referenčních lokalit (vpravo nahoře).

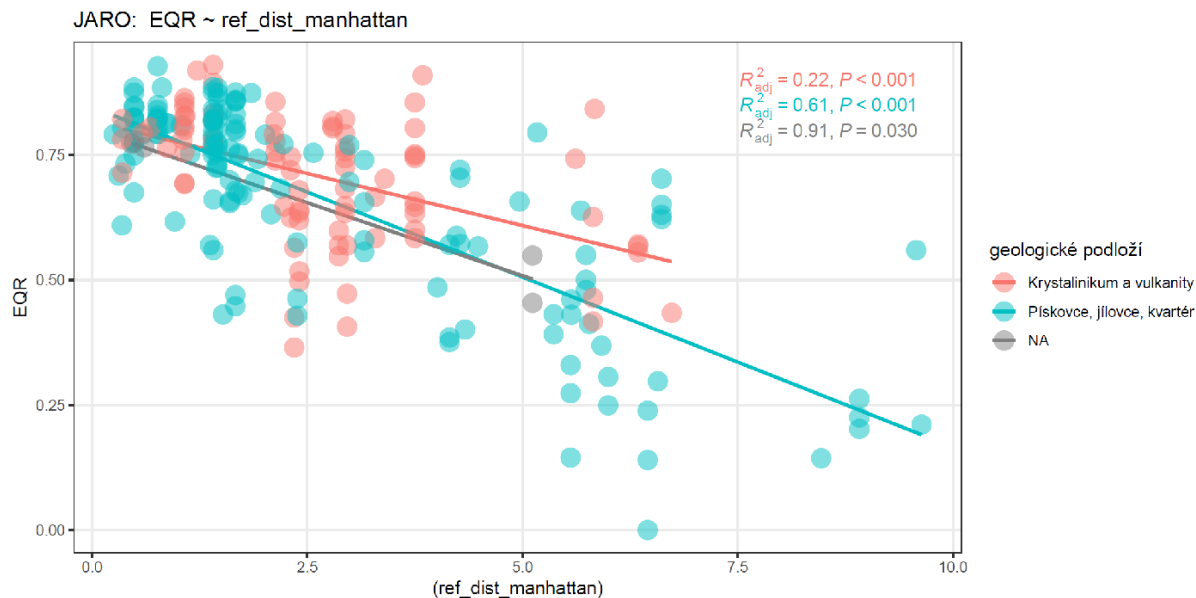
Dostatečně rozsáhlý dataset umožnil porovnat, zda je nutné rozlišovat více typů vysychavých toků dle jejich abiotických charakteristik. Dataset byl proto rozdělen na skupiny dle základních typologických parametrů (kategorie nadmořské výšky, úmoří, geologie, řád toku dle Strahlera) a byl porovnáván vztah mezi EQR a sledovanými gradienty v rámci skupin. Jelikož nebyly pozorovány žádné významné rozdíly mezi skupinami, není tudíž nutné ani vhodné rozdělovat vysychavé toky pro účely hodnocení do více různých typů (Obr. 15, Obr. 16, Obr. 17, Obr. 18).



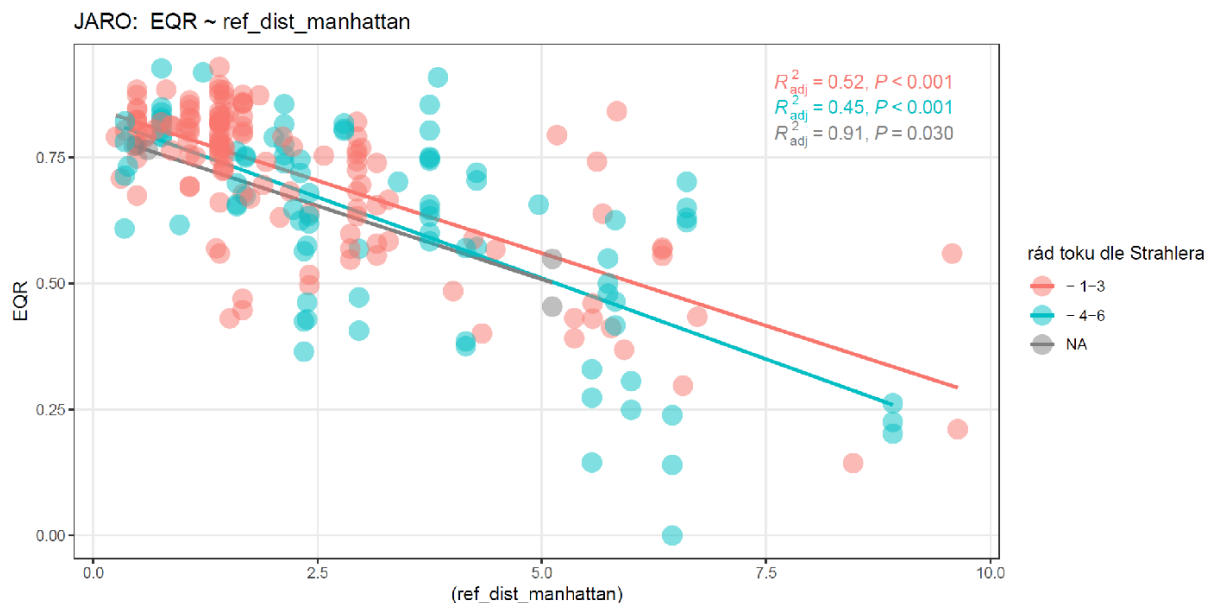
Obr. 15: Porovnání vztahu mezi vypočítaným EQR a vzdáleností od referenčního společenstva pro různá úmoří pro jarní vzorky. Vztah je pro různá úmoří prakticky stejný.



Obr. 16: Porovnání vztahu mezi vypočítaným EQR a vzdáleností od referenčního společenstva pro různé kategorie nadmořských výšek. Vztah je pro toky v 200-500m.n.m. a pro toky < 200 m.n.m. prakticky stejný. Mírně se vymykají toky nad 500 m n. m., dataset pro tento rozsah nadm. výšky (500-800 m n.m.) se však skládá jen z malého počtu lokalit (čtyři toky).



Obr. 17: Porovnání vztahu mezi vypočítaným EQR a vzdáleností od referenčního společenstva pro různá geologická podloží.



Obr. 18: Porovnání vztahu mezi vypočítaným EQR a vzdáleností od referenčního společenstva pro různé kategorie toků dle řádu toku (dle Strahlera).

## 7.4 Výsledný multimetrický index

Multimetrické indexy patří mezi nejpoužívanější nástroje pro klasifikaci stavu ekosystémů sladkých a brakických povrchových vod. Multimetrický index kombinuje tři a více jednotlivých metrik, jejichž výsledky jsou nakonec spojeny do multimetrického výsledku. Různé druhy metrik (např. druhové bohatosti, podílu citlivých a tolerantních taxonů, trofické struktury společenstva

atd.), které odráží různé podmínky prostředí, jsou kombinovány do jednoho multimetrického indexu.

V dubnu 2011 vydal Evropský výbor pro normalizaci (CEN) technickou zprávu CEN/TR 16151:2011 Water quality – Guidance on the design of Multimetric Indices, která je návodem pro navrhování multimetrických indexů. V České republice byl multimetrický index pro hodnocení ekologického stavu tekoucích vod sestaven v souladu s touto normou.

Ideální metrika by měla být smysluplně interpretovatelná a citlivá na cílový stresor. Hodnoty potenciálně vhodné metriky musí vykazovat významný vztah ke gradientu daného stresoru. Tento vztah/korelace může být pozitivní nebo negativní, může být buď napříč celým gradientem stresoru nebo naměřený na jeho části (např. pouze od středního po velmi dobrý stav lokalit). Součástí multimetrického indexu by se neměly stát metriky, které spolu silně korelují, to znamená, že jsou tzv. redundantní.

Pro kombinaci jednotlivých metrik do jednotného multimetrického indexu bylo nezbytné metriky standardizovat na bezrozměrná skóre EQR (ukazatel ekologické kvality) s hodnotami od 0 do 1. Horní mez by měla korespondovat s horním limitem hodnoty metriky v souladu s referenčními podmínkami. Východiskem pro její odvození je nejvyšší hodnota metriky v testovacím datasetu (pro eliminaci odlehlých hodnot byla použita hodnota 95% percentilu dané metriky), jež byla použita k nastavení hranice stavů Velmi dobrý a Dobrý tj. VD/D (platí u metrik, jejichž hodnota klesá se zvyšujícím se zatížením). Dolní mez odpovídá hodnotě metriky v nejhorším stavu pro metriky, jejichž hodnota klesá se zvyšujícím se zatížením (pro nastavení dolních jednotlivých metrik mezí byly použity hodnoty 5% percentilu z testovacího datasetu).

Hodnoty EQR se získají použitím následujících vzorců:

$$EQR = \frac{\text{výsledek metriky} - \text{dolní mez}}{\text{horní mez} - \text{dolní mez}}$$

pro metriky klesající se zvyšujícím se zatížením (Margalefův index diverzity, Procentuální zastoupení pošvatek, Reprodukční strategie) a:

$$EQR = 1 - \frac{\text{výsledek metriky} - \text{dolní mez}}{\text{horní mez} - \text{dolní mez}}$$

pro metriky stoupající se zvyšujícím se zatížením (Saprobita, Teplotní preference pro makrozoobentos a saprobní index, salinita a nároky na kyslík pro fytobentos).

Všechny hodnoty větší než 1 jsou zaokrouhleny na 1 a hodnoty nižší než 0 jsou zaokrouhleny na 0. Horní mez (Tab. 6, Tab. 7) koresponduje s horním limitem hodnoty metriky v souladu s referenčními podmínkami. Dolní mez odpovídá hodnotě metriky v nejhorším stavu pro metriky, jejichž hodnota klesá se zvyšujícím se zatížením. Na testovacím souboru dat byly hledány možnosti, jak vylepšit výsledné hodnocení pomocí přidělení různých vah jednotlivým metrikám. To se ovšem neukázalo jako účelné a ve výsledné multimetrice mají všechny dílčí metriky stejnou váhu. Naopak se ukázalo jako vhodné upravit rozložení hodnocených dat pomocí mocninné transformace. Výsledná hodnota multimetrického indexu je potom druhou odmocninou

aritmetického průměru EQR skóre dílčích metrik. Výsledný multimetrický index pro makrozoobentos je tedy:

$$MMI = \sqrt{\frac{EQR_{Plecoptera} + EQR_{Margalef} + EQR_{Sapr} + EQR_{Temp\_pref} + EQR_{Reprod}}{5}}$$

Tab. 6: Horní a dolní meze metrik vybraných pro kombinaci do multimetrického indexu pro makrozoobentos a jejich hraniční hodnoty tříd stavů (VD -- velmi dobrý, D – dobrý, S – střední, P – poškozený, Z – zničený)

Název metriky	Zkratka	horní mez	VD/D	D/S	S/P	P/Z	dolní mez
Procentuální zastoupení pošvatek	Plecoptera	87,44	69,95	52,46	34,98	17,49	0
Margalefův index diverzity	Margalef	10,75	9,41	8,06	6,72	5,37	4,03
Saprobity	Sapr	48,03	40,75	33,47	26,19	18,91	11,63
Teplotní preference	Temp_pref	75,6	69,1	62,61	56,11	49,62	43,12
Reprodukční strategie	Reprod	25	20	15	10	5	0

Výsledný multimetrický index pro fytoobentos je:

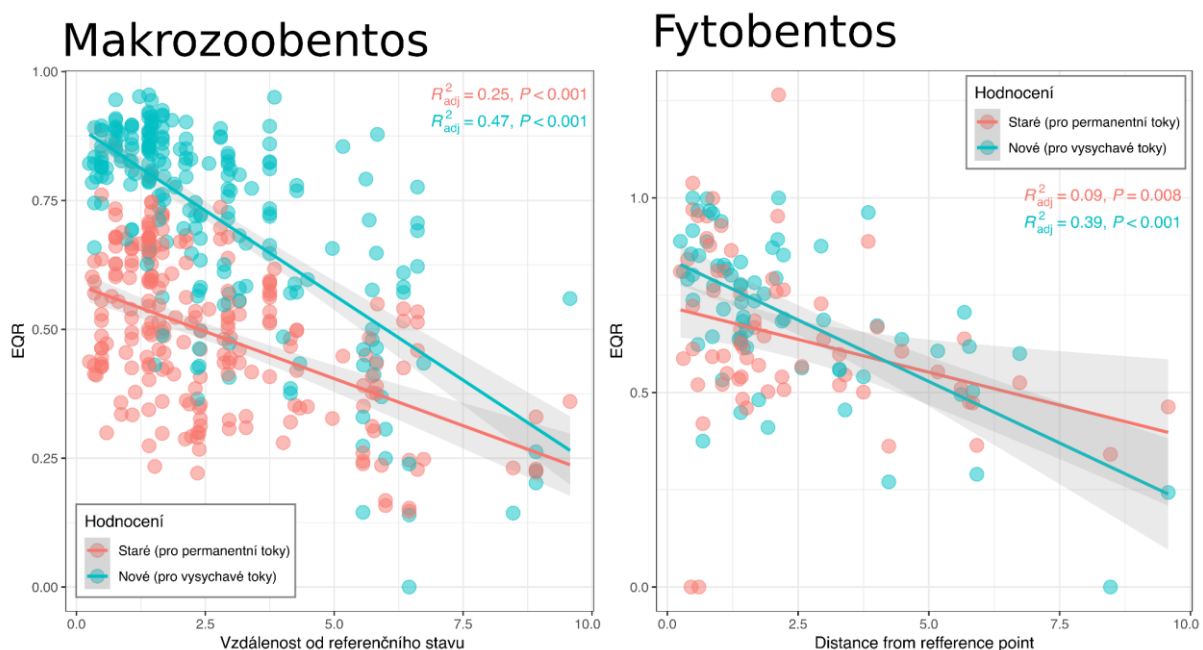
$$MMI = \sqrt{\frac{EQR_{SI} + EQR_{SAL} + EQR_{O_2}}{3}}$$

Tab. 7: Horní a dolní meze metrik vybraných pro kombinaci do multimetrického indexu pro hodnocení ekologického stavu pomocí fytoobentosu na vysychavých vodních útvarech a jejich hraniční hodnoty tříd stavů (VD – velmi dobrý, D – dobrý, S – střední, P – poškozený, Z – zničený).

Název metriky	Zkratka	horní mez	VD/D	D/S	S/P	P/Z	dolní mez
Saprobny index	SI	2,01	1,84	1,66	1,49	1,31	1,14
Salinita	SAL	2,36	2,22	2,09	1,96	1,83	1,69
Nároky na kyslík	O <sub>2</sub>	2,5	2,26	2,02	1,78	1,54	1,3

## 7.5 Srovnání nové metodiky s metodikou pro permanentní toky

Aktuálně jsou všechny vodní útvary v ČR hodnoceny pomocí metodik vyvinutých ve stále tekoucích vodách. Cílem projektu bylo vytvoření metodiky, která by reflektovala specifický charakter vysychavých toků a nepodhodnocovala ekologický stav, který se existuje na zachovalých vysychavých lokalitách. Při srovnání nové metodiky a stávajících metodik se ukázalo, že hodnocení pomocí nové metodiky výrazně lépe odráží pozici lokalit na gradientu poškození (Obr. 19). U makrozoobentosu je zlepšení téměř dvojnásobné a u fytozobentosu dokonce více než čtyřnásobné.



Obr. 19: Porovnání hodnocení ekologického stavu původní metodiky pro permanentní toky a nově vytvořené metodiky pro vysychavé toky. Ukázán je vztah vzdálenosti od referenční lokality (jako ukazatel míry poškození) a ecological quality ratio (EQR). Síla vztahu ( $R^2$ ) je u nově vytvořené metodiky výrazně silnější než u původní metodiky

Nově vytvořený multimetrický index byl porovnán s doposud používanou metodikou pro permanentní nevysychavé toky (Obr. 20). Je zřejmé, že ve většině případů nově vytvořená metodika pro vysychavé toky zlepšuje hodnocení ekologického stavu oproti metodice předešlé, která byla vyvinuta pro toky nevysychavé. Tento posun je nejvýraznější u zachovalých vysychavých lokalit, které mají často charakter lokalit referenčních. U lokalit více poškozených je posun patrný méně, či vůbec. Některé silně poškozené vysychavé lokality byly novou metodikou dokonce zařazeny do horší třídy než metodikou klasickou.

Porovnání bylo provedeno i pro data nezávislá na testovacím datasetu (Obr. 21, Obr. 22). Nezávislá data pocházejí od jednotlivých podniků povodí, v jejichž působnosti se vyskytují nějaké vysychavé vodní útvary. Z porovnání je zřejmé, že oproti klasickému hodnocení biologická složka

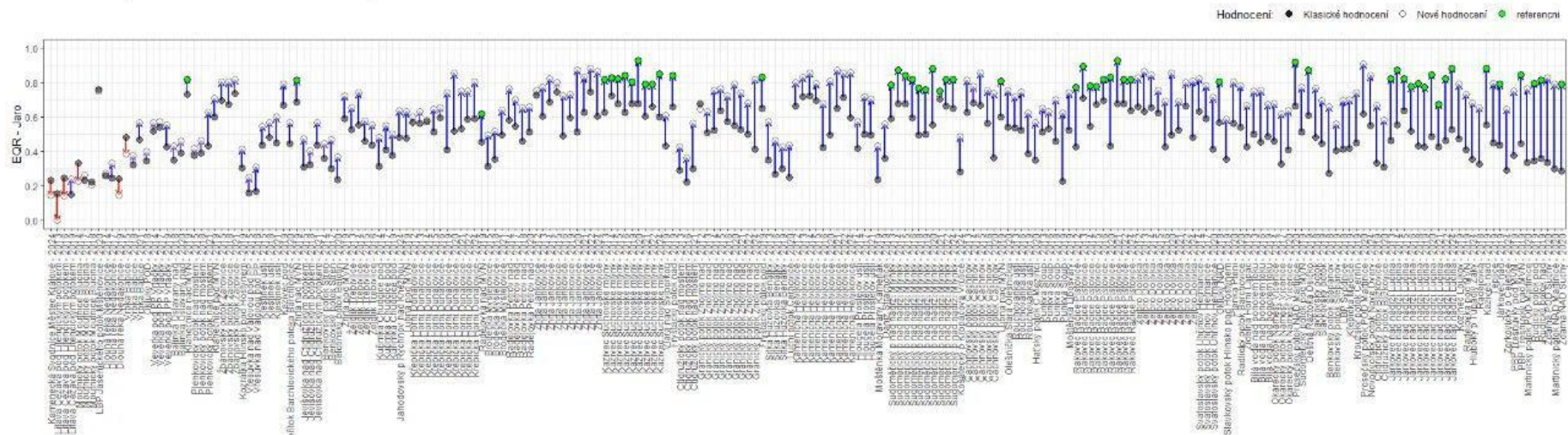
**T A**

**Č R**

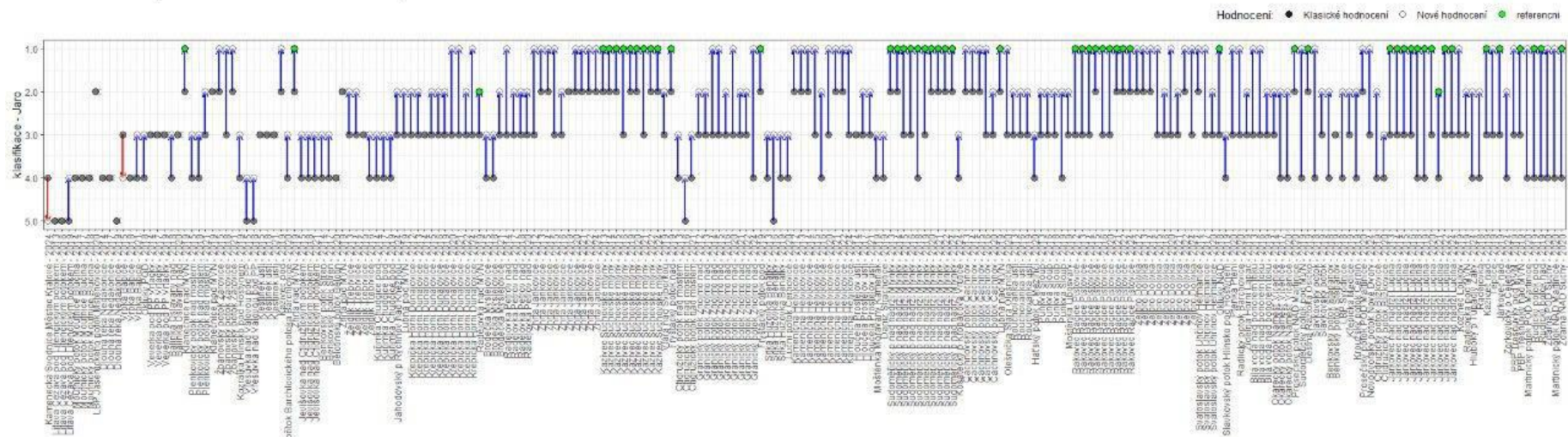
Program **Prostředí pro život**

makrozoobentos je hodnocena novou metodikou spíše lépe. Výjimkou je Velenický potok u Nymburka, který patří mezi lokality výrazně poškozené. U fytobentosu je trend méně patrný, většina vodních útvarů je hodnocena podobně, ale u některých došlo k lepšímu, ale i horšímu hodnocení.

Posun EQR (klasické hodnocení -> nové hodnocení)

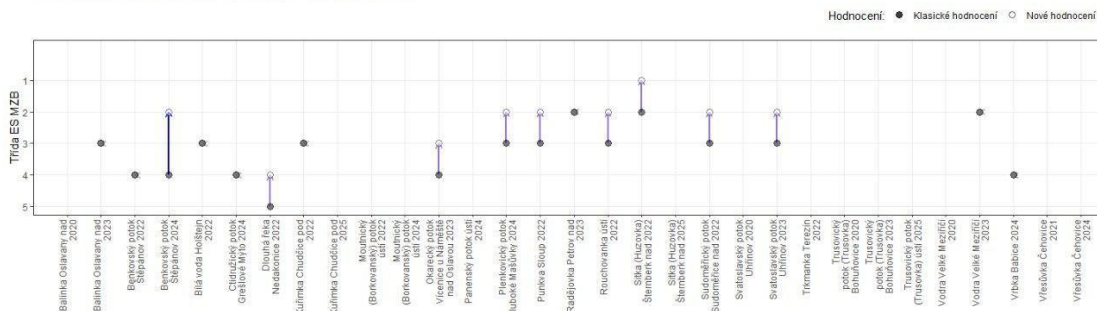


Posun klasifikace (klasické hodnocení -> nové hodnocení)

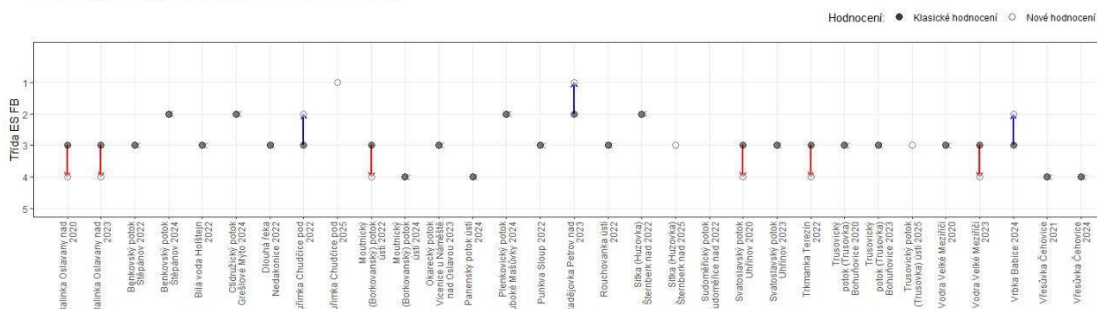


Obr. 20: Porovnání výsledného hodnocení ekologického stavu podle makrozoobentosu na testovacím datasetu podle stávajícího klasického hodnocení pro permanentní toky (Opatřilová et al. 2011) a podle nově vytvořené metodiky pro toky vysychavé. Znázorněn je posun mezi oběma metodikami – v horní části posun v EQR, ve spodní části posun mezi zařazením do třídy ekologického stavu.

Posun třídy ES MZB (klasické hodnocení -> nové hodnocení)

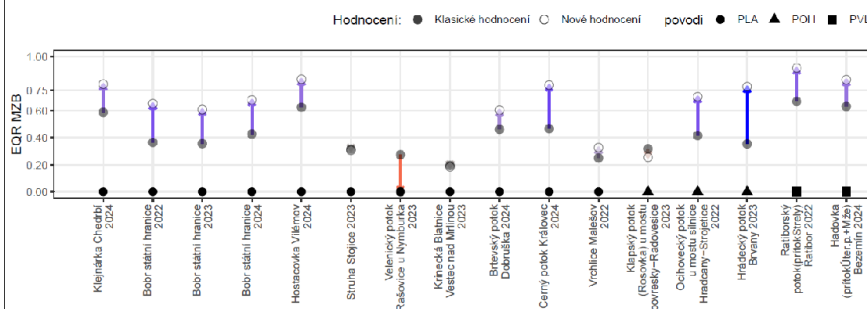


Posun třídy ES FB (klasické hodnocení -> nové hodnocení)

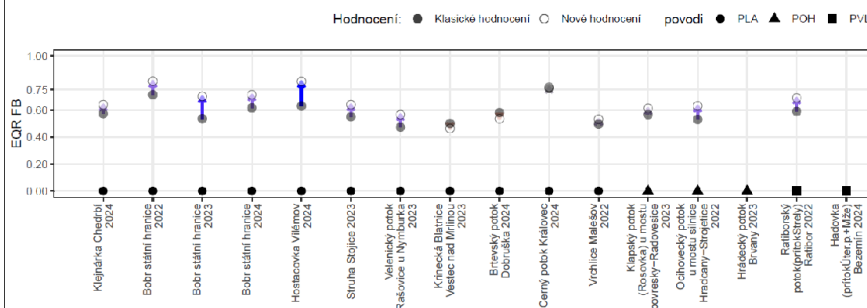


Obr. 21: Porovnání stávající metodiky a nově vytvořené metodiky pro makrozoobentos a fytozobentos pro reálné údaje z let 2022-2024 z Povodí Moravy.

Posun EQR MZB (klasické hodnocení -> nové hodnocení)



Posun EQR FB (klasické hodnocení -> nové hodnocení)



Obr. 22: Porovnání klasické metodiky a nově vytvořené metodiky pro makrozoobentos a fytozobentos pro reálné údaje z let 2022-2024 z Povodí Labe, Ohře a Vltavy.



rok		2024																																															
měsíc		4	4	4	4	5	5	5	5	6	6	6	6	7	7	7	7	8	8	8	8	9	9	9	9	10	10	10	10	11	11	11	11	12	12	12	12												
týden		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV												
tok	lokalizace																																																
Desná	Bořkov NAD ČOV																																																
Desná	Bořkov POD ČOV																																																
Gránický p.	Znojmo																																																
Hluboký p.	Tupadly-Žáky																																																
Jahodovský p.	Rychnov n. Kněžnou																																																
Járkovec	Lučina																																																
Kamenecká Svodnice	Městec Králové																																																
Kameničná	Helvíkovice																																																
Kazivec	Suchovské Mlýny																																																
Košátecký p.	Kropáčova Vrutice																																																
Křepička	Medlice																																																
Novodvorský p.	Nové Dvory																																																
Rakovec	Račice																																																
Sudoměřický p.	Mlýnky																																																
Zhrta	Jankovice																																																
Zorkovický p.	Čejetice																																																
Žejbro	Dolívka																																																

Obr. 24: Sledované profily a zaznamenané období úplného vyschnutí v roce 2024. Modrou barvou je označené zaplavení toku, oranžovou barvou vyschnutí toku. V případě, že nejsou k dispozici spolehlivé údaje, pole jsou nevybarvené.



Obr. 25: Sudoměřický potok v suché fázi (12.9.2024) a po zaplavení (15.9.2024).



Obr. 26: Hluboký potok v suché fázi (12.9.2024) a po zaplavení (14.9.2024).



zařazen do jedné z šesti kategorií vodnosti toku (viz Příloha č. 5). Vodní útvar je zařazen do typu Vysychavý, pokud je opakovaně mezi roky alespoň po dobu dvou měsíců *vodní stav* v kategorii edaphický-arheický (včetně). Pokud to dostatek dat umožňuje, je vhodné využít postup uvedený v Gallart et al. 2012. Jako vysychavý je potom zařazen útvar, který spadá do kategorie intermittent-pools nebo intermittent-dry (sensu Gallart et al. 2012). Pokud je nějaký útvar zařazený do kategorie episodic-ephemeral (což v podmínkách ČR nepředpokládáme) potom se zde hodnocení pomocí biologických složek neprovádí. Jako podpůrný údaj pro posouzení vysychavosti je možné spočítat index Biosucho založený na makrozoobentosu (Pařil et al. 2015), a který je schopen určit do jaké míry je společenstvo formováno vysycháním (lze vyhodnotit jak jarní tak i podzimní vzorky, u nichž je hodnocení relevantnější). Jako vysychavé vodní útvary nemohou být zařazeny ty, kde je vysychání způsobeno antropogenními vlivy např. čerpáním vody z toku, převody vody apod. Vodní útvary, kde je vysychání způsobeno přímým vlivem člověka jsou hodnocené podle Metodiky hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) (Marvan et al. 2011, Opatřilová et al. 2011, Janáč et al. 2019, Kočí et al. 2011). Aktuální seznam vysychavých vodních útvarů je uveden v Tab. 8. Na řadě dalších vodních útvarů bylo sice opakovaně také pozorováno vysychání, přesto však nedostatek dostupných údajů v současnosti neumožnil jejich jednoznačné zařazení mezi vysychavé vodní útvary. Těmto by měla být věnována zvýšená pozornost z hlediska pravidelného sledování vodních stavů a jejich zařazení by mělo být přezkoumáno po zajištění dodatečných dat o výskytu suchých epizod (Tab. 9).

Tab. 8: Seznam vysychavých vodních útvarů kategorie řeka, který byl vytvořen na základě dostupných podkladů.

Název útvaru	Povodí	ID útvaru
Benkovský potok (Písečné) od pramene po ústí do toku Morava	Morava	MOV_0420
Ctidružický potok od pramene po ústí do toku Jevišovka	Morava	DYJ_0220
Dlouhá řeka (Morávka) od pramene po ústí do toku Odlehčovací rameno Moravy, Vnorovy – Uherský Ostroh	Morava	MOV_1360
Hrádecký potok od pramene po ústí do Ohře	Ohře	OHL_0700
Klejnárka od pramene po Paběnický potok včetně	Labe	HSL_1270
Moutnický (Borkovanský) potok od pramene po ústí do toku Litava (Cézava)	Morava	DYJ_0770
Okarecký potok od pramene po ústí do toku Oslava	Morava	DYJ_1070
Panenský potok od pramene po ústí do toku Morava	Morava	MOV_1150
Plenkovický potok od pramene po ústí do toku Jevišovka	Morava	DYJ_0240
Punkva od pramene po ponor	Morava	DYJ_0600
Radějovka od pramene po ústí do toku Morava	Morava	MOV_1410
Ratibořský potok od pramene po vzdutí nádrže Žlutice	Vltava	BER_0570
Rosovka od pramene po ústí do Ohře	Ohře	OHL_0720
Sudoměřický potok od pramene po ústí do toku Radějovka	Morava	MOV_1400
Velenický potok od pramene po ústí do toku Mrlina	Labe	HSL_1550
Vrchlice od pramene po vzdutí nádrže Vrchlice	Labe	HSL_1280

Tab. 9: Seznam vodních útvarů kategorie řeka, na kterých bylo opakovaně pozorováno vysychání, a kterým je třeba věnovat zvýšenou pozornost a pravidelně sledovat vodní stav.

Název útvaru	Povodí	ID útvaru
Balinka od pramene po ústí do toku Oslava	Morava	DYJ_1090
Bílá voda od pramene po Marianínský potok včetně	Morava	DYJ_0610
Bobr od pramene po státní hranici	Labe	LNO_0030
Brložský potok od pramene po ústí do Labe	Labe	HSL_1160
Brtevský potok od pramene po ústí do toku Dědina	Labe	HSL_0810
Černý potok od pramene po státní hranici	Labe	LNO_0040
Hadovka od pramene po ústí do toku Úterský potok	Vltava	BER_0140
Hostačovka od pramene po Babský potok včetně	Labe	HSL_1220
Kolešovický potok od pramene po ústí do toku Rakovnický potok	Vltava	BER_0750
Křinecká Blatnice od pramene po ústí do toku Mrlina	Labe	HSL_1560
Kuřimka od pramene po vzdutí nádrže Brno	Morava	DYJ_0460
Ležák od pramene po Kvítecký potok včetně	Labe	HSL_1070
Lodrantka od pramene po ústí do toku Loučná	Labe	HSL_0900
Očihovecký potok od pramene po ústí do toku Blšanka	Ohře	OHL_0640
Oldřichovský potok od pramene po ústí do toku Lužická Nisa	Labe	LNO_0160
Rouchovanka od pramene po ústí do toku Rokytná	Morava	DYJ_1150
Struha od pramene po Mlýnský potok včetně	Labe	HSL_1130
Svatoslavský potok od pramene po ústí do toku Balinka	Morava	DYJ_1030
Trkmanka od pramene po Spálený potok	Morava	DYJ_1210
Trusovický potok (Trusovka) od pramene po ústí do toku Morava	Morava	MOV_0480
Vodra od pramene po ústí do toku Oslava	Morava	DYJ_1050
Vrbka od pramene po ústí do toku Morava	Morava	MOV_1250
Vřesůvka od pramene po ústí do toku Valová	Morava	MOV_0930
Zadní Lodrantka od pramene po ústí do toku Loučná	Labe	HSL_0910

## 10 Závěr

Předložená Souhrnná výzkumná zpráva dokumentuje proces vývoje a validace nové metodiky pro hodnocení ekologického stavu vysychavých vodních toků v podmínkách České republiky. Dosavadní praxe, která na tyto specifické ekosystémy nahlížela jako na toky permanentní, se ukázala jako nevyhovující, neboť vedla k systematickému podhodnocování jejich ekologického stavu i u lokalit bez antropogenní zátěže.

Na základě analýzy literatury a terénních dat byl potvrzen vysoký bioindikační potenciál makrozoobentosu a fytobentosu, které byly navrženy jako relevantní biologické složky pro jejich hodnocení. Naopak složky ryby, makrofyta a fytoplankton byly pro potřeby hodnocení malých vysychavých toků vyhodnoceny jako méně spolehlivé či nerelevantní. Podařilo se shromáždit unikátní soubor dat z více než 540 lokalit s doloženým vysycháním napříč celým územím ČR.

Tento dataset pokrývá gradient od referenčních lokalit až po toky silně zasažené znečištěním a hydromorfologickými úpravami. Hlavním výstupem projektu je návrh specifických metrik a úprava referenčních podmínek tak, aby zohledňovaly stres způsobený ztrátou povrchového průtoku. To umožní v praxi rozlišit toky s výskytem suchých epizod ale bez dalších vlivů člověka (znečištění, degradace hydromorfologie) od toků, ve kterých jsou kromě vysychání přítomny i další negativní lidské zásahy jako je právě znečištění či nevhodná regulace. Výstupy projektu přímo reagují na potřeby vodohospodářské praxe v období postupující klimatické změny. Implementace navržené metodiky do systému monitoringu dle Rámcové směrnice o vodách (RSV) zajistí objektivnější hodnocení stavu vodních útvarů a umožní efektivnější plánování zmírňujících opatření. Tím se zaplňuje mezera v ochraně tekoucích vod v České republice, u nichž je nutná adaptace stávajících přístupů vzhledem k probíhající změně klimatu.

## 11 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. <https://doi.org/10.1126/science.1246666>.
- Baldwin, D.S., Mitchell, A.M., 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. *Regul. Rivers: Res. Manage.* 16, 457-467. [https://doi.org/10.1002/1099-1646\(200009/10\)16:5%3C457::AID-RRR597%3E3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1099-1646(200009/10)16:5%3C457::AID-RRR597%3E3.0.CO;2-B)
- B-Béres, V., P. Török, Z. Kókai, E. T. Krasznai, B. Tóthmérész & I. Bácsi, 2014. Ecological diatom guilds are useful but not sensitive enough as indicators of extremely changing water regimes. *Hydrobiologia* 738(1):191-204 doi:10.1007/s10750-014-1929-y.
- Beres, B. V., Tóthmérész, B., Bácsi, I., Borics, G., Abonyi, A., Tapolczai, K., ... & Török, P. 2019. Autumn drought drives functional diversity of benthic diatom assemblages of continental intermittent streams. *Advances in Water Resources*, 126: 129-136.
- B-Béres, V., C. Stenger-Kovács, P. Török & E. Török-Krasznai, 2021. Are recent protection strategies sufficient for maintaining diverse freshwater benthic diatom assemblages? *Ecol Indic* 127 doi:ARTN 10778210.1016/j.ecolind.2021.107782.
- B-Béres V, Kókai Z, Várбірó G, Mustazhapova G, Csabai Z, Perneckner B, Borics G, Bácsi I and Boda P (2022) Flow Intermittence Drives the Benthic Algal Composition, Biodiversity and Diatom-Based Quality of Small Hilly Streams in the Pannonian Ecoregion, Hungary. *Front. Ecol. Evol.* 10:834548. doi: 10.3389/fevo.2022.834548
- Biggs, B. J. F. & R. A. Smith, 2002. Taxonomic richness of stream benthic algae: Effects of flood disturbance and nutrients. *Limnol Oceanogr* 47(4):1175-1186 doi:DOI 10.4319/lo.2002.47.4.1175.
- Cid, N., Bonada, N., Carlson, S., Grantham, T., Gasith, A., Resh, V., 2017. High variability is a defining component of Mediterranean-climate rivers and their biota. *Water* 9, 52. <https://doi.org/10.3390/w9010052>

- Crabot J., Dolédec S., Forcellini M. & Datry T. (2021): Efficiency of invertebrate-based bioassessment for evaluating the ecological status of streams along a gradient of flow intermittence. *Ecological Indicators* 133: 108440
- Datry, T., Larned, S. T., Tockner, K., 2014. Intermittent rivers: A challenge for freshwater ecology. *BioScience* 64, 229-235. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit027>
- Datry, T., Larned, S. T., Fritz, K. M., Bogan, M. T., Wood, P. J., Meyer, E. I., Santos, A. N., 2014b. Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. *Ecography* 37, 69-104. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00287.x>
- Datry, T., Boulton, A. J., Bonada, N., Fritz, K., Leigh, C., Sauquet, E., Tockner, K., Hugueny, B., Dahm, C. N., 2017. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. *Journal of Applied Ecology* 55, 353-364. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12941>
- Falasco, E., Piano, E., & Bona, F., 2016. Suggestions for diatom-based monitoring in intermittent streams. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 417, 38.
- Ferreira, T., Caiola, N., Casals, F., Oliveira, J.M., De Sostoa, A., 2007b. Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Manag. Ecol.* 14, 519-530. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00581.x>
- Gallart F. et al. (2012): A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(9), pp.3165-3182.
- Hille, S., Kristensen, E. A., Graeber, D., Riis, T., Jørgensen, N. K., Baattrup-Pedersen, A., 2014. Fast reaction of macroinvertebrate communities to stagnation and drought in streams with contrasting nutrient availability. *Freshwater Science* 33, 847-859. <https://doi.org/10.1086/677554>
- Horký P. (2011). Metodika pro výběr a hodnocení reprezentativnosti monitorovacích míst pro zjišťování a hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologických složek. MŽP, Praha, 6pp.
- Chapin T. P., Todd A. S., & Zeigler M. P. 2014. Robust, low-cost data loggers for stream temperature, flow intermittency, and relative conductivity monitoring. *Water Resour. Res.* 50, 6542-6548.
- Jurajda, P., Slavík, O., Adámek, Z., 2006. Metodika odlovu a zpracování vzorku plůdkových společenstev tekoucích vod. Schválená metodika. Zpracováno pro MŽP
- Jurajda P., Šlapanský L., Jurajdová Z., Janáč M. 2019a. Ichtyologický průzkum lokalit vysychavých toků v rámci projektu TA ČR (TITSMZP703). Ústav biologie obratlovců, Brno, 10pp.
- Jurajda, P., Slavík, O., Adámek, Z., Janáč, M., 2019b. Metodika odlovu a zpracování vzorku plůdkových společenstev tekoucích vod. Aktualizace metodického postupu z r. 2006. Zpracováno pro MŽP.

- Kerezszy, A., Gido, K., Magalhães, M.F. Skelton, P.H., 2017. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: Fishes. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.), Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, pp. 273–298. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00010-3>
- Kočí, M., Grulich, V., Opatřilová, L. & Horký, P. (2011): Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky makrofyta. – MŽP, Praha.
- Kókai, Z., I. Bácsi, P. Török, K. Buczkó, E. T-Krasznai, C. Balogh, B. Tóthmérész & V. B-Béres, 2015. Halophilic diatom taxa are sensitive indicators of even short term changes in lowland lotic systems. *Acta Bot Croat* 74(2):287-302 doi:10.1515/botcro-2015-0025.
- Kokeš J. & Němejcová D. 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla. VUV TGM, 10 pp.
- Lancaster, J., Ledger, M. E., 2015. Population-level responses of stream macroinvertebrates to drying can be density-independent or density-dependent. *Freshwater Biology* 60, 2559-2570. <https://doi.org/10.1111/fwb.12643>
- Langhammer, J. (2014): HEM - Metodika typově specifického hodnocení hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. 59 s.
- Lukacs, A., I. Bacszi, Z. Nemes-Kókai, G. Borics, G. Varbír, E. T-Krasznai & V. B-Béres, 2021. Strong influence of climatic extremes on diversity of benthic algae and cyanobacteria in a lowland intermittent stream. *Ecohydrology* 14(4) doi:ARTN e2286
- Magoulick, D.D., Kobza, R.M., 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biol.*, 48, 1186–1198. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01089.x>
- Marshall, J.C., Menke, N., Crook, D.A., Lobegeiger, J.S., Balcombe, S.R., Huey, J.A., Fawcett, J.H., Bond, N.R., Starkey, A.H., Sternberg, D., Linke, S., 2016. Go with the flow: the movement behaviour of fish from isolated waterhole refugia during connecting flow events in an intermittent dryland river. *Freshwater Biol.* 61, 1242–1258. <https://doi.org/10.1111/fwb.12707>
- Marshall, J.C., Acuña, V., Allen, D.C., Bonada, N., Boulton, A.J., Carlson, S.M., Dahm, C.N., Datry, T., Leigh, C., Negus, P., Richardson, J.S., 2018. Protecting U.S. temporary waterways. *Science*, 361, 856-857. DOI: 10.1126/science.aav0839
- Marvan P. & Heteša J. 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků fytozobentosu tekoucích vod. MŽP, 9 pp.
- Marvan P. et al. (2011): Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky fytozobentos. MŽP, Praha, 18 pp. (aktualizace 2018)
- Menció, A., Mas-Pla, J., 2010. Influence of groundwater exploitation on the ecological status of streams in a Mediterranean system (Selva Basin, NE Spain). *Ecological Indicators* 10, 915-926. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.02.001>

- Mičaník T., Vyskoč P., Prchalová H., Polášek M., Němejcová D., Durčák M. & Richter P. 2020. Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice pro 3. plánovací období plánů povodí. VTEI 6: 4-18.
- Munné, A., Bonada, N., Cid, N., Gallart, F., Solà, C., Bardina, M., Rovira, A., Sierra, C., Soria, M., Fortuño, P., Llorens, P., Latron, J., Estrela, T., Fidalgo, A., Serrano, I., Jiménez, S., Vega, R., & Prat, N. (2021). A Proposal to Classify and Assess Ecological Status in Mediterranean Temporary Rivers: Research Insights to Solve Management Needs. *Water*, 13(6), 767. <https://doi.org/10.3390/w13060767>
- Munné, A., Prat, N., 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with IBMWP index. *Hydrobiologia* 628, 203-225. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9757-1>
- Novais et al. 2020 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137462>
- Opatřilová L. et al. (2011): Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky makrozoobentos. MŽP, Praha, 24pp.
- 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.
- Pfister, L., C. E. Wetzel, N. Martínez-Carreras, J. F. Iffly, J. Klaus, L. Holko & J. J. McDonnell, 2015. Examination of aerial diatom flushing across watersheds in Luxembourg, Oregon and Slovakia for tracing episodic hydrological connectivity. *J Hydrol Hydromech* 63(3):235-245 doi:10.1515/johh-2015-0031.
- Polášek M., Loskotová B., Straka M., Polášková V., Stubbington R, Datry T. & Pařil P. (in prep). Interactive effects of flow intermittency and pollution on macroinvertebrate-based bioassessment in temperate streams.
- Robson, B. J., E. T. Chester, B. D. Mitchell & T. G. Matthews, 2013. Disturbance and the role of refuges in mediterranean climate streams. *Hydrobiologia* 719(1):77-91 doi:10.1007/s10750-012-1371-y.
- Rodwell, J.S. (Ed.), 1995. *British Plant Communities, Volume 4, Aquatic Communities, Swamps and Tall-herb Fens*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 283 p.
- Sabater, S., Timoner, X., Bornette, G., De Wildes, M., Stromberg, J.C., Stella, J.C., 2017. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: algae and vascular plants. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, pp. 189–216. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00016-4>
- Soria M, Gutiérrez-Cánovas C, Bonada N, et al. Natural disturbances can produce misleading bioassessment results: Identifying metrics to detect anthropogenic impacts in intermittent rivers. *J Appl Ecol*. 2020;57:283–295. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13538>

- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (Úř. věst. L 327, 22.12.2000, s. 1–73).
- Stenger-Kovács, C., V. B. Béres, K. Buczkó, K. Tapolczai, J. Padisák, G. B. Selmečzy & E. Lengyel, 2023. Diatom community response to inland water salinization: a review. *Hydrobiologia* 850(20):4627-4663 doi:10.1007/s10750-023-05167-w.
- 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: 105486.
- Stubbington, R., England, J., Wood, P. J., Sefton, C. E. M., 2017. Temporary streams in temperate zones: recognizing, monitoring and restoring transitional aquatic-terrestrial ecosystems. *Wiley Interdisciplinary Reviews, Water* 2017, 4, Article e1223 <https://doi.org/10.1002/wat2.1223>
- Stubbington R., Chadd R., Cid N., Csabai Z., Miliša M., Morais M., Munné A., Pařil P., Pešić V., Tziortzis I., Verdonschot R. C. M. & Datry T. 2018. Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: Current practice and priorities to enhance ecological status assessments, *Science of The Total Environment*, 618: 1096-1113. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.137>.
- Stubbington, R., Paillex, A., England, J., Barthès, A., Bouchez, A., Rimet, F., Sánchez-Montoya, M.M., Westwood, C.G., Datry, T., 2019. A comparison of biotic groups as dryphase indicators of ecological quality in intermittent rivers and ephemeral streams. *Ecol. Indic.* 97, 165–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.061>
- Stubbington R., Barthés A. et al., 2020. 4. Community Ecology and Biomonitoring in IRES. In: Magand C. et al. (eds.), *Intermittent rivers and ephemeral streams: what water managers need to know*. Technical report – Cost ACTION CA 15113.10.5281/zenodo.3888474, pp. 58-84.
- Stubbington, R., Sarremejane, R., Laini, A., Cid, N., Csabai, Z., England, J., Munné, A., Aspin, T., Bonada, N., Bruno, D., Cauvy-Fraunie, S., Chadd, R., Dienstl, C., Fortuño Estrada, P., Graf, W., Gutiérrez-Cánovas, C., House, A., Karaouzas, I., Kazila, E., ... Datry, T. (2022). Disentangling responses to natural stressor and human impact gradients in river ecosystems across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 59, 537–548. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14072>
- Svensson, F., J. Norberg & P. Snoeijs, 2014. Diatom Cell Size, Coloniality and Motility: Trade-Offs between Temperature, Salinity and Nutrient Supply with Climate Change. *Plos One* 9(10) doi:ARTN e10999310.1371/journal.pone.0109993.
- Tapolczai, K., A. Bouchez, C. Stenger-Kovács, J. Padisák & F. Rimet, 2016. Trait-based ecological classifications for benthic algae: review and perspectives. *Hydrobiologia* 776(1):1-17 doi:10.1007/s10750-016-2736-4.

- Tornés, E., Alándež-Rodríguez, J., Corrochano, A. *et al.* Impacts of climate change on stream benthic diatoms—a nation-wide perspective of reference conditions. *Hydrobiologia* **849**, 1821–1837 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04829-5>
- Tušil P., Richter P., Vyskoč P., Filippi R. & Durčák M. 2018. Hodnocení stavu útvarů povrchových vod v České republice za období 2013–2015, VTEI 6: 26-33
- Várbíró, G., G. Borics, M. H. Novais, M. M. Morais, F. Rimet, A. Bouchez, K. Tapolczai, I. Bácsi, P. Usseglio-Polatera & V. B-Béres, 2020. Environmental filtering and limiting similarity as main forces driving diatom community structure in Mediterranean and continental temporary and perennial streams. *Sci Total Environ* 741 doi:ARTN 14045910.1016/j.scitotenv.2020.140459
- Wilding N. A., White J. C., Chadd R. P., House A. & Wood P. J. (2018): The influence of flow permanence and drying pattern on macroinvertebrate biomonitoring tools used in the assessment of riverine ecosystems. *Ecological Indicators* 85: 548-555.