Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Botanika

Bc. Jan Špička

Diverzita a ekologické preference rozsivek minerálních pramenů Slavkovského lesa

Diversity and ecological preferences of diatoms in mineral springs of the Slavkovský forest.

Diplomová práce

Doc. Mgr. Jana Kulichová, Ph.D.

Praha, 2026

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce, ani její podstatná část nebyla použita k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 28. 4. 2026

Jan Špička

Prohlášení o využití nástrojů umělé inteligence

Při parafrázování vybraných částí textu za účelem zlepšení jejich srozumitelnosti byly využity nástroje umělé inteligence, konkrétně modely ChatGPT (chatgtp.com), NotebookLM (notebooklm.google.cz) a Perplexity (perplexity.com).

V Praze, 28. 4. 2026

Jan Špička

Poděkování

Rád bych poděkoval své školitelce Janě Kulichové za odborné vedení, cenné připomínky a podporu během zpracování této práce. Dále děkuji celému algologickému oddělení Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy za pomoc a skvělé zážitky, kterých nebylo málo. Velké poděkování patří také mému otci, bez jehož pomoci by nebylo možné navštívit a odebrat tak široké spektrum lokalit. V neposlední řadě děkuji své skvělé přítelkyni za podporu a trpělivost během celého mého studia.

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá diverzitou a strukturou společenstev rozsivek v minerálních pramenech Slavkovského lesa, které představují specifické prostředí charakteristické kombinací nízké teploty, zvýšeného obsahu železa a často i vyšší mineralizace. Cílem práce bylo zhodnotit druhovou diverzitu těchto společenstev, identifikovat indikátorové druhy jednotlivých typů pramenů a posoudit význam environmentálních a prostorových faktorů při jejich utváření.

Na celkem 118 lokalitách bylo zaznamenáno 373 taxonů rozsivek, přičemž většina měla nízké frekvence výskytu a pouze malý podíl vykazoval široké rozšíření. Analýzy druhového složení ukázaly nízké procento vysvětlené variability, tento obecný nesignál v datech mohl být způsoben vysokým podílem těchto "vzácných druhů". Vedle obecných analýz zaměřených na strukturu společenstev byly provedeny také analýzy na úrovni jednotlivých druhů, které umožnily identifikaci indikačních druhů pro jednotlivé typy pramenů a současně zhodnocení (ne)použitelnosti ekologických indikačních hodnot podle Van Dama (1994) pro takto specifické prostředí. Byly identifikovány druhy charakteristické pro určité typy prostředí, například *Epithemia gibba* pro více mineralizované prameny nebo *Navicula cincta* a *N. digitoconvergens* pro silně mineralizované prameny typu Cl–Na–SO_4. Druh *Pinnularia ferrophila* dosahoval nejvyšších abundancí v pramenech typu Mg–Fe–HCO_3, nicméně jeho výskyt napříč různými typy pramenů naznačuje, že není na tento typ prostředí striktně vázán.

Získané výsledky naznačují, že struktura společenstev rozsivek v minerálních pramenech není určována pouze měřenými environmentálními filtry, ale je významně ovlivněna i dalšími procesy. Vysoký podíl nevysvětlené variability poukazuje na význam stochastických procesů a neměřených faktorů prostředí, jako je heterogenita mikrohabitatů, antropogenní vlivy, zastínění či biotické interakce. Společenstva rozsivek jsou tak nejspíše formována kombinací fyzikálně-chemických podmínek (např. pH, mineralizace, obsah CO_2 a železa), biotických interakcí, disperzních procesů a dalších neměřených faktorů.

Klíčová slova: ekologie společenstev, prostorová heterogenita, protista, řasy, šíře ekologické niky, unikátní habitaty

Abstract

This thesis focuses on the diversity and structure of diatom communities in mineral springs of the Slavkovský les region, which represent a specific environment characterized by a combination of low temperature, elevated iron concentrations, and often higher mineralization. The aim of the study was to evaluate species diversity, identify indicator species for different spring types, and assess the role of environmental and spatial factors in shaping these communities.

A total of 373 diatom taxa were recorded across 118 sites, with most species occurring at low frequencies and only a small proportion being widely distributed. Analyses of species composition revealed a low proportion of explained variability, which may be attributed to the high share of these "rare species" in the dataset. In addition to general analyses focusing on community structure, species-level analyses were also conducted, enabling the identification of indicator species for individual spring types and an evaluation of the applicability of ecological indicator values according to Van Dam (1994) in such a specific environment. Several taxa were identified as characteristic of particular habitat types, for example *Epithemia gibba* for more mineralized springs, and *Navicula cincta* and *N. digitoconvergens* for strongly mineralized Cl–Na–SO_4-type springs. The species *Pinnularia ferrophila* reached its highest abundances in Mg–Fe–HCO_3-type springs; however, its occurrence across multiple spring types suggests that it is not strictly restricted to this environment.

The results indicate that the structure of diatom communities in mineral springs is not determined solely by measured environmental filters but is also strongly influenced by additional processes. The high proportion of unexplained variability points to the importance of stochastic processes and unmeasured environmental factors, such as microhabitat heterogeneity, anthropogenic impacts, shading, and biotic interactions. Overall, diatom communities in these systems are likely shaped by a combination of physico-chemical conditions (e.g., pH, mineralization, CO_2 and iron content), biotic interactions, dispersal processes, and other unmeasured factors.

Keywords: Algae, community ecology, ecological niche breadth, protists, spatial heterogeneity, unique habitats

Obsah

1 Úvod 1
1.1 Ekologie společenstev 1
1.1.1 Neutrální vs. nikový model biodiverzity 1
1.1.2 Teorie ubikvitního rozšíření mikroorganismů 3
1.1.3 Prostorová struktura a disperze 4
1.1.4 Environmentální filtrace 5
1.2 Bentická řasová společenstva 7
1.2.1 Rozsivky jako vhodná modelová skupina 8
1.3 Studovaná oblast 8
1.3.1 CHKO Slavkovský les 8
1.4 Minerální prameny 9
1.4.1 Dělení minerálních pramenů 9
1.4.2 Vznik minerálních pramenů 10
1.5 Cíle práce 12
2 Metodika 13
2.1 Charakter zkoumané oblasti 13
2.2 Odběr vzorků 13
2.3 Hydrochemické analýzy 14
2.4 Zpracování získaných vzorků 15
2.5 Druhová determinace a kvantifikace abundance 16
2.6 Statistické zpracování dat 16
2.6.1 Jednorozměrné statistické analýzy 16
2.6.2 Analýzy vlivu environmentálních a prostorových faktorů 18
2.6.3 Ekologická indikace společenstev a indikátorové druhy 20
3 Výsledky 23
3.1 Základní charakteristika 23

3.2 Akumulační křivka počtu druhů 25
3.3 Mantelovy testy 26
3.4 Rozklad vysvětlené variability 28
3.5 Klasifikace lokalit na základě měřených environmentálních proměnných 29
3.6 Vztah druhového složení k měřeným environmentálním proměnným 30
3.7 Ekologické indikátorové hodnoty společenstev 34
3.8 Indikátorové druhy 36
4 Diskuse 37
4.1 Indikační druhy a jejich vazba k typům minerálních pramenů 39
4.2 Faktory utvářející strukturu společenstev rozsivek 42
5 Závěr 47
6 Zdroje 48
7 Přílohy 61
7.1 Seznam příloh 61
7.2 Seznam elektronických příloh 61

1 Úvod

1.1 Ekologie společenstev

1.1.1 Neutrální vs. nikový model biodiverzity

V současné ekologii společenstev představují nikové a neutrální modely dva základní, často protikladné myšlenkové proudy vysvětlující mechanismy udržení biodiverzity a struktury společenstev. Zatímco tradiční niková teorie staví na deterministických procesech, moderní neutrální teorie zdůrazňuje roli náhody a stochasticity (Chesson, 2000; Hubbell, 2001; Chave, 2004).

1.1.1.1 Neutrální model biodiverzity

V současnosti bylo navrženo více než deset různých variant neutrálních modelů, přičemž jednotlivé přístupy se liší ve svých predikcích týkajících se role klíčových ekologických faktorů (Matthews & Whittaker, 2014). Nejvýznamnější a nejčastěji využívaný je Hubbellův neutrální model (Hubbell, 2001) který je založen na třech základních parametrech: 1) velikosti lokální komunity (J), 2) míře imigrace, respektive disperze (m), a tzv. základním čísle diverzity (θ), které závisí na velikosti metakomunity (J_m) a míry speciace (v) (Hubbell, 2001).

Hubbellova neutrální teorie předpokládá, že společenstva jsou saturována jedinci a že vstup nového jedince je možný pouze po uvolnění místa v důsledku zániku jiného jedince. Tento mechanismus, známý také jako předpoklad s nulovým součtem (*zero-sum assumption*), vede k neustálým změnám v relativní početnosti jednotlivých druhů v čase (Leibold et al., 2004; Matthews & Whittaker, 2014). Druhy náležející ke stejné trofické úrovni obsazují uvolněná místa ve společenstvu náhodně, přičemž pravděpodobnost jejich uchycení je dána zejména jejich abundancí v okolí a schopností disperze (Hubbell, 2001; Matthews & Whittaker, 2014). V rámci tohoto přístupu je diverzita i prostorové rozšíření druhů vysvětlováno především stochastickými procesy, jako jsou dynamika speciace a extinkce či náhodné šíření, nikoli diferenciací ekologických nik (Chave, 2004). Neutrální model metaspolečenstev navíc předpokládá funkční ekvivalenci druhů, tedy jejich stejnou fitness v rámci jedné trofické úrovně, a zároveň zanedbává význam stabilizačních procesů ve společenstvu (MacArthur & Wilson, 1967; Chave, 2004) Tyto stabilizační procesy jsou naopak klíčovým prvkem nikových modelů, kde vnitrodruhová konkurence musí převyšovat tu mezidruhovou (Chesson, 1991; Hubbell, 2001).

1.1.1.2 Nikový model biodiverzity

Alternativní nikový model (*niche-based model*) vychází z předpokladu, že struktura lokálních společenstev je primárně určována kombinací abiotických podmínek prostředí a komplexních biotických interakcí mezi jednotlivými druhy (Adler et al., 2006; Wiens et al., 2010). Zásadním principem tohoto přístupu je existence rozdílných ekologických nik, kdy se druhy liší svými nároky a schopnostmi využívat dostupné zdroje (Chase & Mayers, 2011). V důsledku těchto rozdílů reagují jednotlivé druhy odlišně jak na variabilitu vnějších faktorů, tak na přítomnost ostatních členů společenstva (Kneitel & Chase, 2004).

V tomto pojetí jsou lokální společenstva formována zejména deterministickými procesy (Chase & Mayers, 2011). Mezi nejdůležitější patří environmentální filtr (viz kapitola 1.1.4), při němž vlastnosti daného stanoviště selektují druhy z regionálního fondu na základě jejich specifických funkčních znaků (*traits*) (Chase, 2010; Chase & Mayers, 2011). Na tento proces navazují biotické interakce, jako je kompetice, predace či mutualismus, které finálně určují schopnost druhu v daném prostředí dlouhodobě prosperovat (Vellend, 2010).

Klíčovým mechanismem, který v rámci nikové teorie vysvětluje udržení biodiverzity a koexistenci druhů, je stabilizace. Ta nastává v situaci, kdy negativní vliv vnitrodruhové konkurence převyšuje konkurenci mezidruhovou, což vede k mechanismu negativní hustotní závislosti (*density dependence*), kdy se s rostoucí početností daného druhu snižuje jeho relativní růstová rychlost, čímž dochází k omezení jeho dominance a zabránění kompetitivnímu vyloučení ostatních druhů (Chesson, 2000). V případech, kdy složení společenstva vykazuje úzkou korelaci s měřenými environmentálními proměnnými, hovoříme o převaze nikových mechanismů, což se v rámci teorie metaspolečenstev označuje jako třídění druhů (*species sorting*) (Zhou & Ning, 2017). Tato kontrola společenstva prostřednictvím selekce je typická zejména pro lokality s výrazným environmentálním stresem nebo specifickým chemismem (Grime, 1977; Weiher & Keddy, 1995; Várbíró et al., 2020). Pokud ale složení společenstev nekoreluje s naměřenými parametry prostředí, ale spíše je řízeno geografickou vzdáleností jednotlivých lokalit, lze usuzovat poté spíše na neutrální charakter společenstva (Hubbell, 2001).

Na obě tyto teorie lze nahlížet jako na extrémy, které leží na okrajích spektra, často se totiž ukazuje, že složení společenstev je ovlivňováno oběma mechanismy (např. Rominger et al., 2009). Je proto nutné považovat neutrální a nikový modely za krajní případy, mezi nimiž leží reálná společenstva (Leibold & McPeek, 2006; Adler et al., 2007).

1.1.2 Teorie ubikvitního rozšíření mikroorganismů

V ekologii mikroorganismů představuje teorie ubikvitního rozšíření jeden ze základních konceptů. Její podstatu definoval Lourens Baas-Becking (1934) slavnou tezí: "*everything is everywhere, but the environment selects*" (Becking, 1934; Finlay & Clarke, 1999; Finlay, 2002). Tato teorie předpokládá, že u organismů menších než přibližně 1 mm neexistují žádné významné geografické omezení v jejich šíření (Fenchel & Finlay, 2004). Široké, až globální rozšíření jednobuněčných organismů je pravděpodobně podmíněno jejich vysokou početností, efektivním pasivním šířením na velké vzdálenosti a schopností vytvářet dormantní stádia (Finlay et al., 2001).

Podle tohoto modelu je globální distribuce jednobuněčných organismů, jako jsou např. rozsivky, umožněna těmito faktory:

A. Malá velikost buňky a obrovské velikosti populací, které minimalizují pravděpodobnost náhodného vyhynutí
B. Snadná pasivní disperze různými vektory na velké vzdálenosti (pomocí větru, vody atd.)
C. Tvorba dormantních stádií, které umožní přežití při transportu a dokáží zajistit vytrvalost dané populace

Tato teorie říká, že disperze není limitujícím faktorem. Lokální složení společenstva je tedy výsledkem výhradně deterministických procesů, zejména silného environmentálního filtrování, kdy prostředí selektuje druhy z globálního fondu na základě jejich ekologické valence (Finlay, 2002; Fenchel & Finlay, 2004)

Rozsivky byly kdysi považovány za typické představitele kosmopolitních organismů. Nicméně toto pojetí se stále častěji zpochybňuje a poukazuje se na existenci výrazných biogeografických vzorců a prostorové struktury jejich společenstev (Soininen, 2007). Řada prací ukazuje, že i mikroskopické organismy mohou vykazovat omezenou schopnost disperze, a jejich rozšíření tak nemusí být globální (Sabbe et al., 2001; Potapova & Charles, 2002; Kociolek et al., 2004; Van de Vijver et al., 2005). Například vztah mezi druhovým bohatstvím rozsivek a environmentálními parametry, zejména pH, se mezi jednotlivými regiony liší, což naznačuje spíše regionální charakter metapopulací než jejich kosmopolitní rozšíření (Telford et al., 2006). Nesrovnalost s ubikvitním modelem vedl k vytvoření tzv. umírněného endemického modelu (Foissner, 2006), který říká, že cca 30 % všech protistních druhů je endemických.

1.1.3 Prostorová struktura a disperze

V ekologii společenstev rozsivek došlo v posledních desetiletích k zásadnímu posunu v chápání prostorových procesů (Passy, 2012; Soininen et al., 2016). Tradiční pohled, založený na hypotéze ubikvity (Baas-Beckingovo „vše je všude, prostředí vybírá“), předpokládal, že mikroskopické organismy díky svým obrovským populacím a snadné disperzi nemají žádnou biogeografii a jejich výskyt je určen výhradně lokálními podmínkami prostředí (Baas-Becking, 1934; Finlay, 2002). Současné studie jsou však s tímto konceptem v rozporu a ukazují, že i rozsivky vykazují jasnou prostorovou strukturu a biogeografické vzorce srovnatelné s makroorganismy (Např. Rühland et al., 2015; Pajunen et al., 2017).

Analýzy společenstev rozsivek v různých sladkovodních ekosystémech ukazují, že prostorová složka vysvětluje významnou část variability v jejich druhovém složení (Smith et al., 2005; Martiny et al., 2006; Soininen, 2007). Studie využívaly metodu dělení variability (VPA – *variation partitioning analysis*) a výsledkem bylo, že prostorové faktory obvykle zodpovídají za 20–31 % celkové vysvětlitelné variability společenstev (Potapova & Charles, 2002; Soininen et al., 2004; Soininen, 2007). Interpretace těchto hodnot je ale problematická, protože rozdělení variability mezi environmentální a prostorovou složku může být ovlivněno tím, jaké environmentální proměnné byly zahrnuty do analýzy. Některé neměřené faktory prostředí mohou být prostorově autokorelované, a jejich vliv tak může být částečně přisuzován geografické vzdálenosti. Naopak část variability může zůstat zahrnuta v nevysvětlené složce.

Existence takto silné prostorové struktury naznačuje, že disperze rozsivek není neomezená a že společenstva jsou ovlivněna historickými faktory, evolučními procesy a limitovaným šířením (Martiny et al., 2006). Podobnost společenstev pak s rostoucí geografickou vzdáleností klesá (tzv. *distance-decay* vztah), což odráží postupnou ztrátu konektivity mezi lokalitami (Martiny et al., 2006).

1.1.3.1 Metaspolečenstva a mechanismy disperze

Koncept metaspolečenstev nahlíží na lokální společenstva jako na soubor vzájemně propojených lokalit, mezi nimiž dochází k disperzi organismů (Leibold et al., 2004; Leibold & Chase, 2018). Dynamika těchto systémů lze popsat pomocí čtyřech složek: tříděním druhů (*species sorting*), masovými efekty (*mass effects*), neutrální dynamikou a dynamikou stanovišť (*patch dynamics*). Tyto mechanismy se liší především v tom, jak silně druhy reagují na lokální podmínky prostředí, a v intenzitě disperze mezi jednotlivými stanovišti (Leibold & Chase, 2018).

Třídění druhů je u rozsivek nejspíše dominantním mechanismem, kdy prostředí selektuje druhy na základě jejich ekologických nik. Tento proces je nejsilnější v měřítku, kde je disperze dostatečná k tomu, aby se druhy dostaly na vhodná stanoviště, ale nikoli tak vysoká, aby došlo k homogenizaci (Wetzel et al., 2012; Soininen et al., 2019). Masové efekty se projevují zejména v malých prostorových měřítkách, kde je vysoká konektivita, kde přísun jedinců z okolních lokalit umožňuje druhům přežívat i na stanovištích, která jsou pro ně suboptimální (Benito et al., 2018; Soininen et al., 2019). Neutrální dynamika je významná pouze ve větších měřítkách, kde disperzní bariéry a geografická izolace vedou k náhodnému uspořádání společenstev, které neodpovídá environmentálním gradientům (Soininen et al., 2019).

Zajímavý je rozdíl mezi prostorovou strukturou taxonomického a funkčního složení. Zatímco taxonomické složení společenstev často vykazuje silnou korelaci s geografickou polohou a regionální historií, složení funkčních znaků (např. velikost buněk) lépe odráží globální environmentální gradienty bez ohledu na prostorovou izolaci lokalit (Soininen et al., 2016). To naznačuje, že environmentální filtr působí univerzálně na funkční vlastnosti, zatímco identita konkrétních druhů v prázdných nikách je často výsledkem náhodné disperze a historických událostí (McGill et al., 2006; Soininen et al., 2016).

1.1.4 Environmentální filtrace

Environmentální filtrace představuje klíčový mechanismus v ekologii společenstev, při němž dochází k selekci druhů z regionálního fondu (*species pool*) na základě jejich funkčních vlastností, které určují jejich schopnost uspět v daných lokálních podmínkách (Zobel, 1997; Zhou & Ning, 2017). V rámci hierarchického modelu formování společenstev by měl každý taxon projít sérií omezení: historickým filtrem (určujícím regionální evoluční fond), disperzním filtrem (určujícím schopnost kolonizace) a nakonec lokálním environmentálním filtrem (Hillebrand & Blenckner, 2002). Tento finální environmentální filtr je tvořen kombinací abiotických faktorů prostředí (fyzikálně-chemické parametry) a také biotických interakcí (Soininen, 2007; Vellend, 2010; Valyi et al., 2016). Biotické i abiotické faktory fungují tudíž jako „filtry“, které z prostředí vylučují potenciální druhy (Belyea & Lancaster, 1999).

Aby druh tímto filtrem úspěšně prošel, musí disponovat specifickými funkčními znaky, které odpovídají selektivním tlakům daného stanoviště (Zobel, 1997; Soinen, 2007). Hlavním znakem silného environmentálního filtrování je tzv. konvergence znaků (*trait convergence*), kdy jsou si přítomné druhy ve svých funkčních charakteristikách podobnější, než by odpovídalo

náhodnému výběru z fondu druhů (Díaz et al., 2007; Zorger et al., 2019). Tento proces dominuje zejména v ekosystémech s extrémními podmínkami, což odpovídá hypotéze „*stress-dominance*“, podle níž s rostoucím environmentálním stresem význam filtru narůstá, zatímco vliv biotických interakcí (např. kompetice) klesá (Grime, 1977; Weiher & Keddy, 1995; Coyle et al., 2014).

Rozsivky představují vhodnou modelovou skupinu pro studium těchto mechanismů díky diverzitě, kterou vykazují, krátké generační době, a především úzké environmentální toleranci k řadě faktorů prostředí (Soininen, 2016; Teittinen et al., 2017). Variabilita v pH a vodivosti je považována za primární faktor distribuce rozsivek, neboť přímo regulují fyziologické procesy buněk (Verb & Vis, 2000; Potapova & Charles, 2003; Soinen, 2007). V minerálních pramenech, které jsou charakteristické specifickým a stabilním chemismem, fungují tyto faktory jako striktní filtr, který do společenstva propustí pouze specialisty s úzkou environmentální preferencí (Soininen, 2007). Pokud prostředí je stresující nebo narušené, tak environmentální filtr upřednostňuje určité kombinace znaků, jako je např. malá velikost buněk, pionýrské taxony (Biggs et al., 1998; Passy, 2007; Pinho et al., 2019). Tyto vlastnosti poskytují konkurenční výhodu v prostředí, kde je limitujícím faktorem stres, způsobený např. velkou koncentrací iontů a malým obsahem živin (Várbíró et al., 2020).

Podle Beachera (2024) paradigma environmentální filtrace předpokládá, že biotické a abiotické faktory působí následujícím způsobem:

A. **Závislost na prostorovém měřítku** (abiotické faktory převládají na regionální až globální úrovni, zatímco biotické působí především lokálně)
B. **Časová posloupnost** (abiotické faktory nejprve formují rozšíření druhů v biogeografickém měřítku, následně biotické interakce strukturují společenstva)
C. **Nezávislost** (předpokládá se, že tyto faktory nepůsobí vzájemně)
D. **Exkluzivní charakter** (filtry fungují primárně jako mechanismus, který vylučuje druhy)
E. **Binární výsledek** (Druh buď „projde“, nebo „neprojde“ filtrem)

Někteří autoři ale upozorňují, že tradiční pojetí environmentálního filtru může být příliš zjednodušené (Kraft et al., 2015; Leach et al., 2016; Cadotte & Tucker, 2017; Germain et al., 2018). Empirické studie ukazují, že biotické a abiotické faktory často působí komplexněji, než předpokládají klasický modely a jejich účinky se mohou vzájemně ovlivňovat bez ohledu na

prostorové či časové měřítko (Beacher, 2024). Tyto procesy navíc nemusí mít pouze charakter „filtru“ vylučujícího druhy, ale mohou zahrnovat i pozitivní interakce (např. facilitace) nebo působit nebinárně, například prostřednictvím změn fitness druhů bez jejich úplného vyloučení ze společenstva (Beacher, 2024).

Navzdory těmto poznatkům dosud nebyl navržen obecně přijímaný alternativní koncept, který by environmentální filtr nahradil (Beacher, 2024). Důvodem může být podle Beachera (2024) např. srozumitelnost, která je velice intuitivní, vysoká komplexita procesů, které utvářejí společenstva napříč různými prostorovými a časovými škálami (Chase & Myers, 2011; Zarnetske et al., 2012). Nesoulad mezi teoretickými předpoklady a empirickými důkazy je problematický v kontextu současných environmentálních změn, kdy kombinované působení biotických a abiotických faktorů může mít na biodiverzitu výraznější dopad než jejich jednotlivé efekty (Beacher, 2024).

1.2 Bentická řasová společenstva

Bentos podle definice Wetzela (1983) označuje společenstva organismů vázaná na rozhraní pevného substrátu a vodního prostředí. Tyto organismy osídlují široké spektrum typů substrátů, na nichž vytvářejí strukturálně i funkčně komplexní společenstva. Distribuce primárních producentů, mezi které patří sinice, řasy a vyšší vodní rostliny, je přitom zásadně ovlivněna dostupností světla. Dle dostupnosti světla lze bentické prostředí rozdělit na litorál (fotická zóna), kde převládá primární produkce a je zde dostatek světelného záření a na profundál (afotická zóna), kde je světelného záření méně a převládá tudíž naopak sekundární produkce (Round, 1981).

Oligotrofní vody, mezi které patří i prameniště představují specifické a ekologicky významné stanoviště, které hostí specializované druhy řas (Lange-Bertalot & Metzeltin, 1996). Prameniště jsou charakteristická nízkou koncentrací živin a vysokou environmentální heterogenitou, která je dána variabilitou faktorů, jako je geologické podloží, světelné podmínky, stabilita průtoku či rychlost proudění vody (Cantonati et al., 2012a). Prameniště představují tudíž vhodné prostředí pro výskyt specializovaných, často vzácných nebo ohrožených druhů, včetně taxonů vedených na červených seznamech (Cantonati et al., 2012a; Hoffman et al., 2018). Jsou to právě rozsivky, které zde plní klíčovou roli jako významní primární producenti a zároveň představují citlivé bioindikátory environmentálních změn (Smol et al., 2010; Cantonati et al., 2012b). Jejich druhové složení tak může poskytovat cenné informace o kvalitě vody, přítomnosti znečištění a celkovém stavu daného stanoviště (Cantonati et al., 2012b).

1.2.1 Rozsivky jako vhodná modelová skupina

Rozsivky (SAR, Stramenopila) jsou jednobuněčné řasy s křemičitou schránkou, které jsou nejspíše vůbec nejvíce rozšířenými a rozmanitými řasami (Tifanny & Nagy, 2019). Čítají až 60 tisíc morfologicky popsaných druhů, když vezmeme v potaz i druhy vyhynulé. Předpokládá se, že tato skupina čítá až 200 tisíc recentních druhů, z nichž většina čeká na svůj formální popis prostřednictvím metod zahrnujících analýzu DNA sekvencí (Mann et al., 2016; Saxena et al., 2021). Rozsivky mají obrovský význam jako primární producenti a také jsou významnou součástí biogeochemických cyklů uhlíku a křemíku (Mann et al., 2016). Rozsivky jsou vhodnou modelovou skupinou pro studium ekologických procesů, protože vykazují mimořádně vysokou druhovou i funkční diverzitu a zahrnují jak úzce specializované, tak široce tolerantní druhy přežívající i v extrémních podmínkách (Mann et al., 2017; Nakov et al., 2018). Rozsivky vázané na přítomnost substrátu neboli bentické rozsivky slouží po více než 50 let k biomonitoringu (Rimet, 2012; Khudher & AL-Jasimee, 2019; Masouras et al., 2021). Jejich citlivost k fyzikálně-chemickým faktorům a rychlé reakce na změny prostředí z nich činí spolehlivé bioindikátory (Round et al., 1990; Soininen & Teittinen, 2019).

1.3 Studovaná oblast

1.3.1 CHKO Slavkovský les

CHKO Slavkovský les byl zřízen výnosem ministerstva kultury ČSSR ze dne 3.5 1974. Tato Chráněná krajinná oblast leží v západních Čechách, a to na rozhraní Karlovarského a Plzeňského kraje. Chráněná krajinná oblast se rozprostírá na území Slavkovského lesa a Tepelské vrchoviny. Na východě zasahuje i do Doupovských hor. Její severozápadní část už spadá do oblasti Sokolovské a Chebské pánve. Západní hranici tvoří Českoleská pahorkatina. Celková rozloha CHKO Slavkovský les činí 611 km^2. Tato chráněná krajinná oblast, na rozdíl od jiných byla vyhlášena zejména díky západočeským lázním a minerálním pramenům (AOPK, 2026).

1.3.1.1 Geologické poměry

Území Slavkovského lesa leží na rozhraní bohemika a saxothuringika, jejichž kontakt je vymezen litoměřickým hlubinným zlomem se serpentinitovým pruhem. Geologickou stavbu tvoří především krystalinické komplexy (slavkovské a tepelské krystalinikum) a

mariánskolázeňský bazický komplex, který je považován za možný relikt oceánské kůry (AOPK, 2026).

Důležitou součástí jsou granity karlovarského plutonu a metamorfované horniny (svory, pararuly, kvarcity). V oblasti Horního Slavkova došlo ke greisenizaci. díky které zde můžeme najít i ložiska uranu. Z tohoto důvodu mohou být i některé minerální prameny slabě radioaktivní. Místy se uplatňují i třetihorní vulkanity a okrajově sedimenty Sokolovské a Chebské pánve (AOPK, 2026).

Reliéf má charakter náhorní plošiny, která se posetá hlubinnými zlomy, které souvisejí s třetihorní vulkanickou aktivitou. Ta se dodnes projevuje výskytem minerálních pramenů (zejména kyselek) a mofetů. Typické prvky reliéfu pro Slavkovský les jsou např. serpentinitové výchozy, rašeliniště a hluboce zařízlá údolí řek Teplé a Ohře (AOPK, 2026).

1.3.2.2 Hydrologie

Slavkovský les je charakteristický hustou říční sítí a velkým počtem povrchových i podzemních vod. Území má zásadní význam jak pro zásobování pitnou vodou. Slouží i jako oblast pro akumulaci podzemních a minerálních vod. V roce 1981 zde byla vyhlášena Chráněná oblast přirozené akumulace vod (CHOPAV) Chebská pánev a Slavkovský les. Významnou roli ve vodním režimu hrají rozsáhlé lesní porosty a mokřadní ekosystémy, včetně rašelinišť a podmáčených luk. Část území byla v roce 2012 zařazena na seznam Ramsarských mokřadů pod názvem Pramenné vývěry a rašeliniště Slavkovského lesa (AOPK, 2026).

Hydrologicky náleží většina území do povodí Ohře. Menší části pak patří do povodí Mže a Střely. Hlavním vodním tokem je řeka Teplá, která odvádí vodu z centrální části území a vlévá se v Karlových Varech do Ohře. Její význam doplňuje řada přítoků, které vytvářejí hustou odvodňovací síť (AOPK, 2026).

1.4 Minerální prameny

1.4.1 Dělení minerálních pramenů

Minerální pramen je přirozený vývěr podzemní vody na zemský povrch, přičemž tato voda se vyznačuje zvýšeným obsahem rozpuštěných látek a plynů ve srovnání s běžnou podzemní vodou (Freeze & Cherry, 1979). Minerální prameny se nejčastěji klasifikují podle chemického složení, které je podmíněno geologickým prostředím a vznikem. Podle chemismu se minerální

vody dělí podle převládajících iontů na hydrogenuhličitanové (HCO_3^-), síranové (SO_4^{2-}) a chloridové (Cl^-), přičemž se dále rozlišují podle dominantních kationtů, například vápenaté (Ca^{2+}), hořečnaté (Mg^{2+}) nebo sodné (Na^+). Často se také vyčleňují specifické typy, jako jsou vody uhličité neboli kyselky (s vysokým obsahem CO_2), sirné nebo železnaté (Květ, 2011). Minerální prameny lze také rozdělovat podle celkové mineralizace neboli koncentrace anorganických složek vyjádřených v gramech na litr vody. Rozdělujeme vody prosté (1 g/l), slabě mineralizované (1-5 g/l), středně mineralizované (5-15 g/l), silně mineralizované (>15 g/l) (Květ, 2011). Podle teploty lze rozdělit minerální prameny a studené (přirozená teplota vývěru <20 °C) a termální (přirozená teplota vývěru >20 °C). Termální vody lze pak rozdělovat na vlažné (<35 °C), teplé (<42 °C) a horké (>42 °C) (Květ, 2011). Jiná, široce přijímaná klasifikace pochází od Meinzera (1923). Ta říká, že klasifikace pramenů podle teploty tradičně vychází z porovnání jejich teploty s průměrnou roční teplotou vzduchu na dané lokalitě. Termální prameny jsou v tomto pojetí definovány jako prameny, jejichž teplota je znatelně vyšší než průměrná roční teplota. Konkrétní hranice rozdílu mezi teplotou pramene a průměrnou roční teplotou vzduchu v dané lokalitě se mezi autory liší. Například Waring (1965) uvádí rozdíl přibližně 8,3 °C, zatímco Reed (1983) pracuje s hranicí 10 °C. Netermální prameny zahrnují jednak prameny s teplotou odpovídající průměrné roční teplotě prostředí, jednak prameny definované jako studené. Některé studie dále vymezují kategorii tzv. mírně termálních pramenů, které nesplňují kvantitativní kritéria termálních vod, avšak vykazují vyšší teplotu než běžné netermální prameny v okolí a často i specifické chemické složení typické pro geotermálně ovlivněné vývěry (Nathenson et al., 2003).

1.4.2 Vznik minerálních pramenů

Minerální prameny vznikají jako součást koloběhu podzemní vody, kdy srážková voda infiltruje do horninového prostředí a postupně proniká do větších hloubek. Během tohoto pohybu reaguje s okolními horninami, rozpouští minerály a obohacuje se o různé chemické látky a plyny (např. CO_2) Fyzikálně-chemické parametry jednotlivých minerálních pramenů jsou tudíž úzce závislé na geologickém podloží, teplotě, tlaku (Alfaro & Wallace, 1994). Výstup obohacené již minerální vody na zemský povrch umožňují tektonické zlomy. V některých případech se na jejich vzniku podílí i magmatická činnost, která dodává teplo, čímž vznikají termální mineralizované vody (Manga, 2001). Výsledkem těchto procesů jsou prameny s charakteristickým chemickým složením.

Nejznámější skupinou minerálních vod na území České republiky jsou tzv. kyselky neboli vody obohacené o CO_2. Jejich vznik je vázán na oblasti, kde poruchy zemské kůry zasahují až do hloubek 25–30 km, a zde dochází ke kontaktu s oxidem uhličitým (Květ, 2011). V České republice je za toto zodpovědná zejména alpinská orogeneze, která vedla k rozlámání zemské kůry a vzniku hlubokých tektonických poruch. Oxid uhličitý se následně rozpouští ve vodě za vzniku kyseliny uhličité, čímž se výrazně zvyšuje schopnost vody rozpouštět okolní horniny (Květ, 2011). V důsledku toho dochází k obohacení vody o rozpuštěné ionty, zejména vápníku a hořčíku (v kontaktu s karbonátovými horninami), případně také sodíku a draslíku. V případě interakce s reliktními mořskými vodami může docházet také k obohacení o chloridy a jodidy (Květ, 2011).

Na území České republiky je rozložení minerálních pramenů velice nerovnoměrné, úzce souvisí s geologickou stavbou. V oblastech, kde zemská kůra dosahuje vyšších mocností (přes 30 km), například v jihovýchodních Čechách a jihozápadní Moravě, se minerální prameny prakticky nevyskytují (Dvořák & Květ, 1974). Podobný vztah mezi geologickou stavbou a výskytem minerálních vod je patrný i v Evropě. Minerální vody se zde vyskytují především v oblastech ovlivněných alpinskou orogenezí, zatímco v regionech bez těchto procesů, jako je například Anglie, Holandsko nebo Finsko, chybí (Květ, 2011).

Naopak nejvýznamnější oblastí z hlediska výskytu minerálních pramenů jsou západní Čechy, kde se nachází největší koncentrace pramenů (zejména kyselek). Tato oblast zahrnuje především Chebskou a Sokolovskou pánev a Karlovarskou vrchovinu. Vývěry kyselek jsou zde úzce vázány na hustou síť tektonických poruch, které umožňují výstup oxidu uhličitého i cirkulaci podzemních vod (Květ, 2011). Na výstupu minerálních vod se přitom významně podílí zejména poruchy kaledonských PEP systémů (Václ & Květ, 1983).

1.5 Cíle práce

Železité minerální prameny představují specifická stanoviště s výrazně specifickými fyzikálně-chemickými podmínkami, které mohou zásadně ovlivňovat utváření struktury společenstev mikroorganismů. Přestože jsou tyto habitaty často považovány za stabilní a silně determinované environmentálními faktory, zůstává nedostatečně prozkoumáno, do jaké míry je struktura jejich společenstev utvářena nikovými procesy (environmentální filtrací) a jak významnou roli zde hrají procesy stochastické, zejména spojené s disperzí.

Tato diplomová práce se proto zaměřuje na analýzu diverzity a struktury společenstev rozsivek v minerálních pramenech Slavkovského lesa s cílem posoudit význam environmentálních a prostorových faktorů při jejich utváření.

Odpovědi budou hledány na následující otázky:

- Liší se druhové složení společenstev rozsivek mezi jednotlivými typy minerálních pramenů (viz kapitola 1.4.1), nebo dochází k výraznému překryvu společenstev napříč hydrochemickými typy?
- Do jaké míry je struktura společenstev rozsivek ovlivněna environmentálními faktory (zejména pH, konduktivitou a složením iontů) a jak velký podíl variability lze těmito faktory vysvětlit?
- Hraje v rámci studovaného území významnou roli prostorová vzdálenost mezi lokalitami, nebo je disperze natolik efektivní, že prostorové omezení neovlivňuje strukturu společenstev?
- Lze identifikovat indikátorové druhy pro jednotlivé typy minerálních pramenů a odpovídají jejich autekologické preference charakteru daného typu?

2 Metodika

2.1 Charakter zkoumané oblasti

Zkoumaná oblast se nachází na rozhraní geomorfologických celků Karlovarské vrchoviny a Českoleské oblasti, které se rozkládají mezi Karlovarským a Plzeňským krajem (Obr.1). Karlovarská vrchovina se dále člení na Slavkovský les a Tepelskou vrchovinu, zatímco Českoleská oblast zahrnuje Český les, Všerubskou vrchovinu a Podčeskoleskou pahorkatinu.

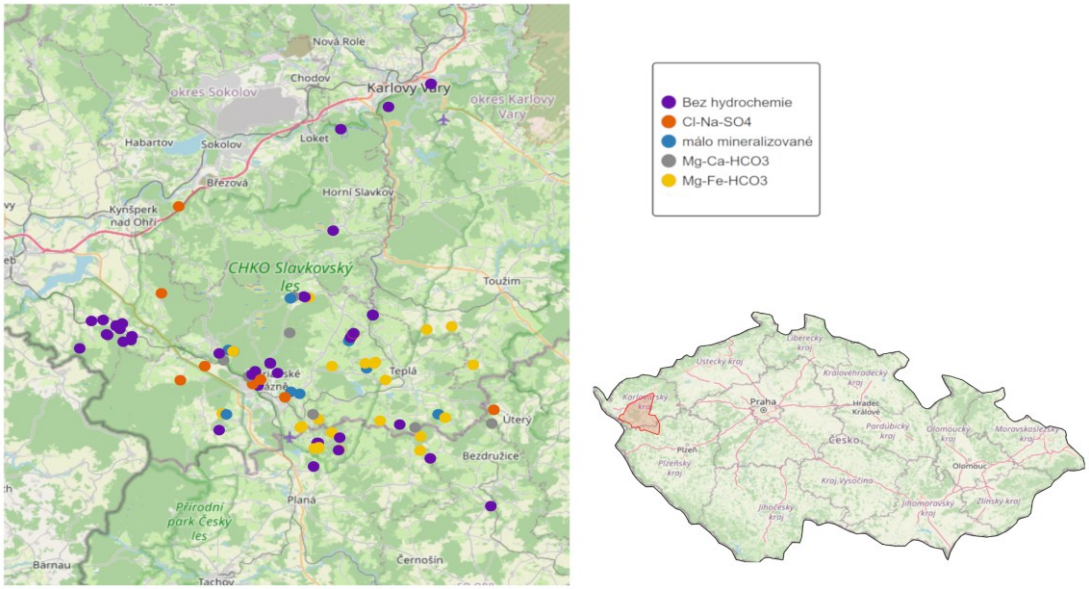
Nadmořská výška studované oblasti se pohybuje přibližně mezi 650–750 m. n. m. Oblast je charakteristická hustou sítí tektonických zlomů spojených s postvulkanickou aktivitou, které podmiňují vznik minerálních pramenů s odlišným fyzikálně-chemickými podmínkami (více v kapitole 1.4.2). Minerální prameny této oblasti jsou svou četností a rozsahem jedinečné nejen v rámci České republiky, ale i v evropském měřítku. V oblasti Karlovarské vrchoviny bylo zaznamenáno více než 1000 minerálních pramenů (AOPK, 2026).

2.2 Odběr vzorků

Odběry byly realizovány od podzimu roku 2024 do začátku roku 2026. Celkem bylo odebráno 118 lokalit (Příloha 4,5,9), jejichž výběr vycházel z předchozích výzkumů (Hodač & Veselá, 2006; Fránková et al., 2022a,b; Fránková et al., 2024) dostupné odborné literatury (Bartoš, 2011; Květ, 2011), existujících záznamů v mapovém portálu mapy.com a z doporučení pracovníků CHKO Slavkovský les. Na každé studované lokalitě bylo provedeno základní měření fyzikálně-chemických parametrů (pH, konduktivita, teplota) za pomoci kombinovaného měřícího přístroje WTW 340i (WTW GmbH, Weilheim, Germany). Pro všechny lokality byla provedena též standardní environmentální charakteristika zahrnující GPS souřadnice a fotografickou dokumentaci pramene a jeho okolí (Příloha 1). Odběr bentických rozsivek byl realizován na každé zkoumané lokalitě do vzdálenosti 1,5 m od vývěru minerálního pramene, pokud byl vývěr jednoznačně identifikovatelný. V rámci každé lokality byly odebrány všechny dostupné mikrohabitaty, které byly ukládány do separátních odběrových nádob. Epipelon, episammon a epifyton byly odebírány pipetou odsátím tenké vrstvy povrchového sedimentu či biofilmu, zatímco epilithon byl získáván mechanickým setřením povrchu kamenů pomocí jemného kartáčku. Epibryon byl odebírán z částečně ponořených mechorostů, které byly následně mechanicky vymačkány do odběrové nádoby. Odebrané vzorky byly během terénní práce uchovávány v přenosném chladícím boxu a následně skladovány při nízké teplotě, aby byly zachovány optimální podmínky až do následného laboratorního zpracování.

2.3 Hydrochemické analýzy

Detailní hydrochemická data byla čerpána z probíhajících projektů TAČR (SQ01010075, SS06010461). Lokality, pro které nebyla dostupná hydrochemická data, byly v analýzách zpracovány separátně. Pracováno tak bylo se dvěma datovými soubory: (1) kompletním datasetem zahrnujícím všech 118 lokalit (Příloha 4,5) a (2) redukovaným datasetem obsahujícím 68 lokalit s dostupnými detailními hydrochemickými údaji (Příloha 6,7). Analýzy zahrnují hlavní mikro – a stopové prvky (Na^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe, PO_4^{3-}, NO_3^{-} HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}, Zn, Cu, Pb, Cd, As, U, Ra, Rn). Rozmístění studovaných lokalit a jejich zařazení do jednotlivých skupin pramenů podle podobnosti v hydrochemickém složení (Mg-Ca-HCO3, Mg-Fe-HCO3, Cl-Na-SO4, málo mineralizované, bez detailního hydrochemického měření) je znázorněno na obr.1. Rozdělení do jednotlivých typů pramenů bylo provedeno na základě ordinační analýzy popsané v kapitole 2.6.2. Stabilita hydrochemických podmínek je předpokládána na základě opakovaných měřeních vybraných minerálních pramenů, kde některé byly např. součástí dřívějších výzkumů (Hodač & Veselá, 2006; Fránková et al., 2022a,b; Fránková et al., 2024). Pro zobrazení studovaných lokalit byla vytvořena grafická vizualizace (viz obr.1), která byla zhotovena v prostředí R (R Core Team, 2025; verze 4.5.0). Byly použity tyto balíčky: *sf* (Pebesma, 2018), *tmap* (Tennekes, 2018), *rnaturalearth* (South, 2017) a *concaveman* (Agafonkin, 2021). Lokality byly zobrazeny jako vrstva bodů, která byla dána na podkladovou mapu z *OpenStreetMap*. Následně byly lokality barevně rozlišeny podle typu hydrochemismu, který byl odvozen na základě PCA analýzy (viz kapitola 3.5). Lokality bez dostupných hydrochemických dat byly zobrazeny jako samostatná kategorie. Pro vymezení oblasti, kde se nacházení studované lokality byl na základě bodových dat vytvořen polygon, který vymezuje studovanou oblast pro lepší přehlednost.



Obr. 1: Rozložení studovaných lokalit v zájmové oblasti. Lokality jsou barevně rozlišeny podle typu pramene: fialová – lokality bez dostupných hydrochemických dat; oranžová – typ Cl–Na–SO_4; modrá – málo mineralizované prameny; šedá – typ Mg–Ca–HCO_3; žlutá – typ Mg–Fe–HCO_3. Vpravo je zobrazena poloha zájmové oblasti v rámci České republiky.

2.4 Zpracování získaných vzorků

Ze separátních vzorků reprezentujících dostupné mikrohabitaty byl zhotoven směsný vzorek, jednotlivé vzorky mikrohabitatů byly fixovány ethanolem a uschovány v 2 ml zkumavkách typu eppendorf. V laboratoři byl ze směsného živého vzorku odstraněn organický materiál chemickou oxidací. Nejdříve byl použit peroxid vodíku (H_2O_2), který se však ukázal jako nedostatečný z hlediska úplného pročištění frustul od anorganických příměsí. Z tohoto důvodu byla následně zvolena oxidace pomocí kyseliny dusičné (HNO_3) (Pinseel et al., 2019; CEN, 2014), která zajistila efektivní vyčištění křemičitých schránek a umožnila získání kvalitnějších mikroskopických snímků. Ze zoxidovaných zbytků byly zhotoveny trvalé preparáty zalité do Naphraxu (Brunel Microscopes, Wiltshire, UK). Zbývající část byla uchována do 2 ml zkumavek typu eppendorf k archivaci pro případné další zkoumání. Schránky rozsivek v trvalých preparátech byly mikroskopovány ve světelném mikroskopu (Olympus BX 51) za použití imerzního objektivu a Nomarského kontrastu při celkovém zvětšení 1000×. Při mikroskopování byla pořizována fotodokumentace, která byla následně využita k tvorbě rozsivkových tabulí (Příloha 2,3).

2.5 Druhová determinace a kvantifikace abundance

Druhová determinace rozsivek byla prováděna na základě morfologických znaků pozorovaných pomocí světelné mikroskopie za použití imerzního objektivu a Nomarského kontrastu při celkovém zvětšení 1000×. Druhová determinace byla provedena zejména podle klíče *Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe* (Lange-Bertalot et al., 2017). Pro dodatečnou determinaci problematických taxonů byla využita odborná literatura ze série *Diatoms of Europe* (Krammer & Lange-Bertalot, 2000) a dále svazky *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Krammer & Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1989, 1991a, 1991b).

Relativní abundance jednotlivých druhů byla stanovena bezprostředně po jejich determinaci. Kvantifikace abundance byla provedena pomocí semikvantitativní škály v rozsahu 1–6, která vyjadřovala přibližné procentuální zastoupení jednotlivých druhů ve vzorku (Tab. 1).

Semikvantitativní škála	**Přibližné procentuální zastoupení**	**Slovní popis**
0	0 %	Druh se zde nevyskytuje
1	< 1 %	Druh se zde vyskytuje ojediněle
2	1%–5 %	Druh se zde vyskytuje občas
3	>5%–20 %	Druh se zde vyskytuje častěji
4	>20%–50 %	Druh je zde hojný
5	>50%–90 %	Druh je zde velmi hojný
6	> 90 %	Druh zde dominuje

Tab. 1: Semikvantitativní škála použitá pro odhad relativní abundance druhů, vyjádřená jako intervaly procentuálního zastoupení ve vzorku.

2.6 Statistické zpracování dat

2.6.1 Jednorozměrné statistické analýzy

Nejprve byl proveden základní popis dat, výpočet druhového bohatství (*species richness*), průměrů a mediánů environmentálních proměnných. Vše bylo vypočten v programu Microsoft Excel (Microsoft, 2021). Tyto výpočty sloužily k prvotní exploraci a následným analýzám.

Na základní popis dat navazovala vizualizace a testování vlivu vybraných faktorů. Byl použit dataset č. 1 (118 lokalit) (Příloha 4,5). Jako první byl testován vliv ročního období odběru na druhové bohatství pomocí neparametrického Kruskal–Wallis testu, který testuje hodnoty mediánů a je vhodný pro porovnání více skupin bez předpokladu normality dat (Kruskal & Wallis, 1952). Pro vizualizaci rozdílů mezi jednotlivými ročními obdobími byly použity krabicové grafy, vytvořené v programu PAST (verze 5.3; Hammer et al., 2001).

Vedle faktoru ročního období byl následně hodnocen také vliv typu pramene, pro který byl použit dataset č.2 (68 lokalit) (Příloha 6,7). Rozdíly v druhovém bohatství, hodnotách pH a konduktivity mezi jednotlivými typy pramenů byly vizualizovány pomocí krabicových grafů. Grafy byly vytvořeny v programu PAST. Typy pramenů použité v analýze vycházely z klasifikace na základě hydrochemie, která byla definovaná pomocí ordinační analýzy (kapitola 3.5). Statistické rozdíly mezi jednotlivými typy pramenů byly testovány pomocí neparametrického Kruskal–Wallis testu. Po zjištění statisticky významného rozdílu ($p < 0,05$) byl proveden následný párový test Mann–Whitney pro jednotlivé dvojice skupin (Mann & Whitney, 1947). Pro kontrolu vícenásobného testování byla aplikována Bonferroniho korekce, která upravuje hladinu významnosti a snižuje pravděpodobnost falešně pozitivních výsledků (Bonferroni, 1936).

Vedle kategoriálních proměnných byl dále testován vztah mezi druhovým bohatstvím a spojitými environmentálními proměnnými. Pro celý dataset č. 1) byl analyzován vztah mezi druhovým bohatstvím a vybranými environmentálními proměnnými (pH, konduktivita, teplota) pomocí Spearmanova korelačního koeficientu (Spearman, 1904). Statistická významnost korelací byla dále testována pomocí permutačního testu, provedeného v programu PAST.

Pro posouzení míry zachycení druhového bohatství zkoumané oblasti byla dále použita akumulační křivka druhů (*species accumulation curve*), která vyjadřuje nárůst nově zaznamenaných druhů v závislosti na počtu zkoumaných lokalit (Colwell & Coddington, 1994). Tato analýza byla provedena v programu PAST s využitím permutace vzorků, která minimalizuje vliv pořadí vzorků na výsledný tvar křivky. Do analýzy byl zahrnut kompletní dataset č.1 obsahující všechny zaznamenané druhy, které se vyskytovaly na všech zkoumaných lokalitách.

2.6.2 Analýzy vlivu environmentálních a prostorových faktorů

Za účelem posouzení faktorů a jejich relativního vlivu na strukturu společenstev byly analyzovány vztahy na základě vzájemných vzdáleností/podobností mezi vzorky (*distance-decay relationships*). Cílem bylo posoudit, do jaké míry se společenstva liší v závislosti na geografické vzdálenosti mezi lokalitami a na rozdílech v environmentálních podmínkách. Za tímto účelem byly byly testovány tři vztahy:

1. mezi druhovou nepodobností a geografickou vzdáleností,
2. mezi druhovou nepodobností a environmentální vzdáleností,
3. mezi geografickou a environmentální vzdáleností.

Veškeré analýzy byly provedeny v prostředí R (verze 4.5.0), s využitím balíčků *vegan* (Oksanen et al., 2022), *ggplot2* (Wickham, 2016), *dplyr* (Wickham et al., 2023) a *geosphere* (Hijmans, 2022). Výpočty vzdáleností, statistické testy a vizualizace byly realizovány pomocí těchto nástrojů. Vstupem do této analýzy byla upravená druhová tabulka z datasetu č. 2 (68), ze které byly odstraněny druhy s výskytem omezeným pouze na jednu lokalitu (Příloha 8). Nejprve byly pro všechny dvojice lokalit vypočteny matice vzdáleností. Druhová nepodobnost mezi lokalitami byla kvantifikována pomocí Bray–Curtis indexu vzdálenosti (*Bray-Curtis dissimilarity index*, Bray & Curtis, 1957) na základě semikvantitativních dat o abundanci druhů. Geografická vzdálenost mezi lokalitami byla vypočtena z jejich geografických souřadnic (zeměpisná šířka a délka) pomocí Haversinovova vzorce a vyjádřena v kilometrech. Environmentální vzdálenost byla stanovena jako Euklidovská vzdálenost a před výpočtem environmentálních vzdáleností byly všechny proměnné standardizovány (z-transformace), aby byl eliminován vliv rozdílných jednotek. Proměnné s vysokým podílem chybějících hodnot (>50 %) byly z analýzy vyloučeny. Vztah mezi jednotlivými maticemi vzdáleností byl kvantifikován pomocí Mantelova testu (se Spearmanovým korelačním koeficientem), jehož statistická významnost byla hodnocena na základě 999 permutací.

Tyto vztahy byly graficky znázorněny pomocí XY bodových grafů (*scatter plots*), do nichž byla proložena regresní přímka (Nekola & White, 1999), zobrazující závislosti mezi vzdálenostmi jednotlivých dvojic lokalit doplněné lineárním trendem. Zatímco Mantelovy testy umožňují posoudit existenci vztahů mezi vzdálenostmi, neposkytují informaci o jejich relativním významu. Proto byla následně použita analýza dělení variability (VPA; *Variance Partitioning Analysis*) prostřednictvím redundanční ordinační analýzy (RDA). Analýza byla provedena v prostředí R a cílem bylo konkrétně zjistit, jak velkou část variability v druhových datech lze

vysvětlit (1) pouze environmentálními proměnnými, (2) pouze prostorovou strukturou, (3) jejich sdíleným působením a (4) která část variability zůstane nevysvětlená. Pro analýzu byl použit dataset č. 2, zahrnující pouze lokality s kompletními hydrochemickými údaji. Druhová data byla načtena jako matice. S Environmentálními a geografickými proměnnými bylo naloženo jako u Mantelových testů. Vlastní dělení variability bylo provedeno funkcí *varpat* (z balíčku *vegan;* Oksanen et al., 2022*),* která rozděluje variabilitu druhového složení mezi environmentální a prostorovou složku. Analýza byla založena na distanční redundanční analýze (db-RDA) s využitím Bray–Curtisovy nepodobnosti (Bray & Curtis, 1957; Legendre & Anderson, 1999). Jednotlivé frakce byly interpretovány na základě koeficientu determinace (R^2). Záporné hodnoty R^2 byly interpretovány jako nulový podíl vysvětlené variability. Signifikance čistého vlivu prostředí a čistého vlivu prostoru byla testována pomocí permutačních testů (perMANOVA) s 999 permutacemi. Výsledky byly graficky znázorněny sloupcovým diagramem s pomocí balíčků *ggplot (*Wickham, 2016) a *scales* (Wickham et al., 2023), který zobrazuje podíl jednotlivých složek na celkové variabilitě společenstev. Graf zahrnuje čistý vliv prostředí, sdílený vliv prostředí a prostoru, čistý vliv prostoru a nevysvětlenou variabilitu.

Na analýzu rozdělení variability (VPA) následně navázal výběr proměnných pomocí *forward selection*, jehož cílem bylo identifikovat konkrétní environmentální faktory, které významně přispívají k vysvětlení variability druhového složení. Vstupem byla druhová matice z datového souboru č.2 a soubor (68 lokalit) s environmentálními proměnnými. Prostřednictvím programu R byly proměnné s vysokým podílem chybějících hodnot (>50 %) z analýzy vyloučeny. Dále byly odstraněny proměnné s nulovou variabilitou a poté došlo ke standardizaci jako u Mantelových testů. Jako míra nepodobnosti mezi lokalitami byl použit Bray–Curtis index. Výběr probíhal od nulového modelu bez vysvětlujících proměnných směrem k modelu zahrnujícímu všechny testované proměnné. Výsledný model byl následně ověřen pomocí permutační analýzy rozptylu (perMANOVA; Anderson, 2001), realizované funkcí adonis2 (z balíčku *vegan;* Oksanen et al., 2022) opět s využitím Bray–Curtisovy nepodobnosti a 999 permutací. Tímto postupem byly identifikovány klíčové environmentální proměnné ovlivňující strukturu společenstev.

Na výběr klíčových environmentálních proměnných pomocí *forward selection* následně navázala analýza hlavních komponent (PCA) zaměřená na vizualizaci podobnosti vzorků na základě jejich naměřených abiotických faktorů prostředí. Na základě této analýzy byly jednotlivé lokality rozděleny do typů pramenů podle jejich hydrochemických charakteristik.

Ordinace byla provedena v prostředí R (verze 4.5.0) s využitím balíčků *stats* (R Core Team, 2024), *dplyr* (Wickham et al., 2023) a *ggplot2* (Wickham, 2016). Analýza využívala redukovaný dataset č. 2. Do analýzy byly zahrnuty ionty (Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Fe, HCO_3^-, SO_4^{2-}, Cl^-) a celková konduktivita. Data byla nejprve standardizována.

Na základě PCA bylo možné jednoznačně definovat čtyři typy pramenů (Mg-Ca-HCO3, Mg-Fe-HCO3, Cl-Na-SO4, málo mineralizované), které byly následně využity k posouzení, zda druhové bohatství a složení společenstev odráží hydrochemicky různé typy pramenů.

Vstupem do PCA analýzy byla upravená druhová tabulka z datasetu č. 2 (68), ze které byly odstraněny druhy s výskytem omezeným pouze na jednu lokalitu. Hodnoty v tabulce odpovídaly semikvantitativní abundanci druhů na škále 1–6. Jednotlivým lokalitám byly v programu přiřazena skupina a barva odpovídající čtyřem hydrochemickým typům pramenů, aby bylo možné jejich zobrazení v ordinačním prostoru barevně rozeznat. V ordinačním diagramu tak každý bod představuje jednu lokalitu a jeho poloha odráží podobnost druhového složení vůči ostatním lokalitám. Výsledná ordinační analýza byla využita k vizuálnímu posouzení míry překryvu či oddělení jednotlivých hydrochemických typů pramenů na základě druhového složení.

Vzhledem k tomu, že ordinační analýza PCA neposkytla dostatečně zřetelné rozlišení mezi studovanými lokalitami, byla pro zařazení lokalit bez dostupných hydrochemických dat zvolena shluková analýza, která bylo provedena v programu PAST. Tato metoda umožnila lépe vizualizovat distance a na základě zkušeností z terénu interpretovat vzájemnou blízkost jednotlivých lokalit a jejich příslušnost k definovaným typům pramenů. Pro analýzu byl vybrán kompletní dataset č. 1. Analýza byla založena na Bray–Curtis vzdálenosti. Ve výsledcích je popsána pouze část celkového dendrogramu. Tato část byla využita k orientační interpretaci možného vlivu faktorů prostředí, jako je např. zastínění nebo antropogenní ovlivnění.

2.6.3 Ekologická indikace společenstev a indikátorové druhy

Následně byla pozornost zaměřena na identifikaci druhů vázaných na konkrétní typy pramenů a zda by mohly sloužit jako bioindikátory určitého typu pramene. Pro ekologickou interpretaci těchto vztahů byly využity ekologické indikační hodnoty vycházející z autekologických vlastností druhů, které byly definovány v publikaci Van Dam et al. (1994) a aktualizovány v Mertens et al. (2025). Indikační hodnoty zahrnují tyto kategorie: salinita (H), metabolismus příjmu dusíku (N), nároky na kyslík (O), saprobitu (S), trofický stav (T) a vlhkost (M) (Tab. 2).

Analýza a veškeré její části byly provedeny v prostředí R s využitím balíčku *tidyverse* (Wickham et al., 2019). Vstupní data byla z datasetu č.2 (68 lokalit) a skládala se ze 3 částí: (1) druhová matice obsahující semikvantitativní abundanci druhů na jednotlivých lokalitách, (2) tabulka přiřazující jednotlivé lokality k typům pramenů a (3) tabulka indikačních hodnot pro jednotlivé taxony vybrané z přílohy článku Mertens et al. (2025). Druhová matice byla transformována do dlouhého formátu. Každý druh byl následně v rámci daného typu pramene započítán pouze jednou, bez ohledu na počet lokalit, na nichž se vyskytoval, aby nedocházelo k nadhodnocení běžných druhů. Pro každou kombinaci indikátoru, typu pramene a indikační hodnoty byl vypočten počet druhů. Tyto hodnoty byly následně převedeny na relativní zastoupení (%). Výsledky byly vizualizovány pomocí sloupcových grafů s využitím balíčku *ggplot2*.

	Salinita (H)	Dusík (N)	Kyslík (O)	Saprobita (S)	Trofie (T)	Vlhkost (M)
1	sladká voda (<100 Cl- (mg/l)	dusík-autotrofní taxony tolerující velmi nízké koncentrace organicky vázaného dusíku	trvale vysoké (~100 % nasycení)	oligosaprobní	oligotrofní	téměř nikdy mimo vodní prostředí
2	sladká–brakická (<500 Cl- (mg/l)	dusík-autotrofní taxony tolerující zvýšené koncentrace organicky vázaného dusíku	poměrně vysoké (> 75 %)	β-mezosaprobní	oligo-mezotrofní	převážně ve vodě, někdy na vlhkých místech
3	brakická–sladká (500-1000 Cl- (mg/l)	fakultativně dusík-heterotrofní taxony vyžadující periodicky zvýšené koncentrace organicky vázaného dusíku	střední (> 50 %)	α-mezosaprobní	mezotrofní	převážně ve vodě, často i na vlhkých místech
4	brakická (1000-5000 Cl- (mg/l)	obligátně dusík-heterotrofní taxony vyžadující trvale zvýšené koncentrace organicky vázaného dusíku	nízké (> 30 %)	α-mezo-/polysaprobní	mezo-eutrofní	převážně na vlhkých nebo dočasně suchých místech
5	brakická–mořská (5000-10000 Cl- (mg/l)		velmi nízké (~10 %)	polysaprobní	eutrofní	téměř výhradně mimo vodní prostředí
6	mořská–brakická (10000-17000 Cl- (mg/l)				hypereutrofní	
7	mořská (>17000 Cl- (mg/l)					

Tab. 2: Indikační hodnoty ekologických preferencí druhů a jejich popis (salinita – H, dusík – N, kyslík – O, saprobita – S, trofie – T a vlhkost – M) podle Mertens et al. (2025).

Vedle hodnocení indikace prostřednictvím celých společenstev na základě indikačních hodnot byla následně provedena analýza indikátorových druhů (*Indicator Species Analysis*, Dufrêne & Legendre, 1997).

Vstupem do analýzy byla druhová matice a kategorizovaná environmentální proměnná reprezentující typ pramenu, který jsme zjistili z předchozí analýzy hlavních komponent (PCA) (kapitola 3.5). Pro tuto analýzu byl využit dataset č. 2. Analýza byla provedena v prostředí R s využitím balíčku *indicspecies* (De Cáceres & Legendre, 2009). Indikační hodnota druhů byla vypočtena pomocí funkce *multipatt* s použitím modifikovaného indexu *IndVal.g*, který kombinuje informaci o specificitě a frekvenci výskytu druhů v jednotlivých skupinách lokalit. Statistická významnost byla testována pomocí permutačního testu s 999 permutacemi.

Pro každý druh byla určena jeho indikační hodnota (*IndVal*) a příslušnost k jednomu nebo více typům minerálních pramenů. Následně byly vybrány pouze statisticky významné druhy ($p \leq 0,05$), které byly dále analyzovány a vizualizovány. Výsledky byly graficky znázorněny pomocí bodového diagramu, kde jednotlivé body reprezentují druhy přiřazené k jednotlivým typům pramenů. Grafická vizualizace byla provedena v prostředí R s využitím balíčku *ggplot2*.

3 Výsledky

3.1 Základní charakteristika

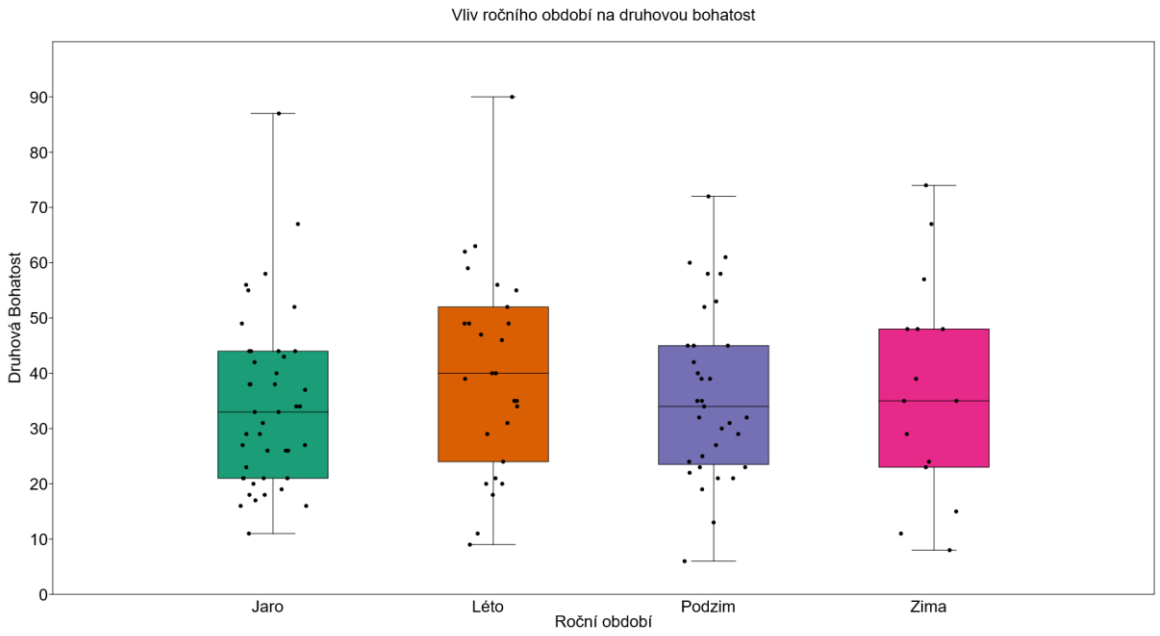
Základní fyzikálně-chemické parametry vykazovaly značnou variabilitu. Hodnoty pH se pohybovaly v rozmezí 4,52–8,24 (medián 5,85), konduktivita v rozmezí 88,9–3380 µS·cm^{-1} (medián 585 µS·cm^{-1}) a teplota v rozmezí 1,5–15,1 °C (medián 8,6 °C) (Příloha 5).

Na 118 lokalitách bylo zaznamenáno 373 druhů rozsivek. Nejpočetněji zastoupeným rodem byl rod *Pinnularia* s celkem 53 druhy, z nichž 50 bylo určeno na druhovou úroveň, zatímco 3 taxony nebylo možné na základě dostupné literatury spolehlivě určit (Příloha 4). Druhové bohatství na jednotlivých lokalitách kolísalo mezi 5 a 89 druhy, přičemž průměrný počet druhů na lokalitu byl 36. Medián vyšel 35 druhů lokalitu.

Vztah mezi druhovým bohatstvím a vybranými environmentálními proměnnými (pH, konduktivita, teplota) byl hodnocen pomocí Spearmanova korelačního koeficientu. Nebyla zjištěna statisticky významná korelace mezi druhovým bohatstvím a žádnou z testovaných proměnných a také mezi proměnými navzájem (všechny $p > 0,05$).

Vliv ročního období odběru na druhové bohatství (Obr. 2) byl testován pomocí neparametrického testu (Krusskal-Wallis). Nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými obdobími ($p > 0,05$).

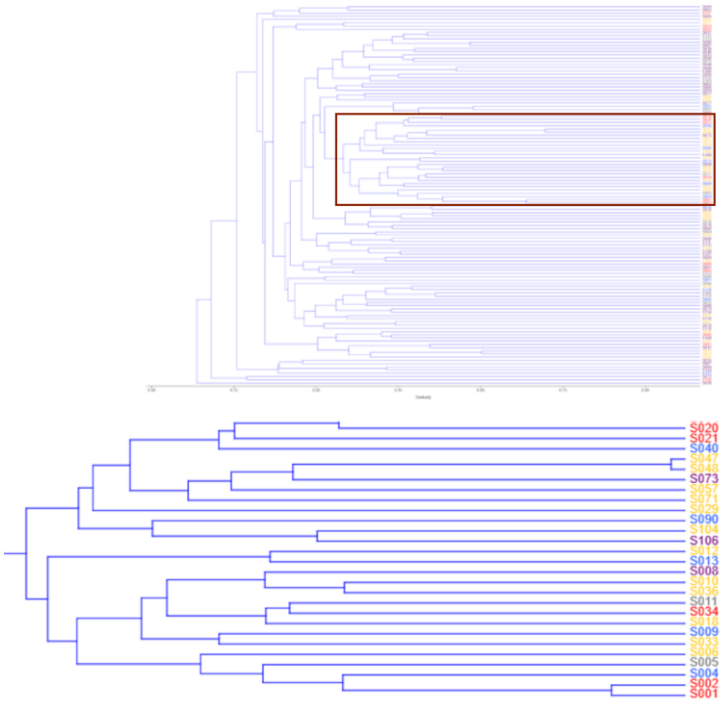
Krabicové grafy (Obr. 2) ukazují značný překryv hodnot druhového bohatství mezi jednotlivými obdobími, bez zřetelného trendu či systematických rozdílů.



Obr. 2: Druhová bohatost společenstev rozsivek v jednotlivých ročních obdobích (jaro, léto, podzim, zima) znázorněná pomocí boxplotů, (Kruskal–Wallis test: $p > 0,05$).

Shluková analýza založená na Bray–Curtis vzdálenosti neprokázala zřetelné seskupování lokalit podle jednotlivých typů pramenů (viz kapitola 3.5). Lokality se stejným hydrochemickým charakterem netvořily konzistentní shluky a byly rozptýleny napříč dendrogramem (Obr. 3).

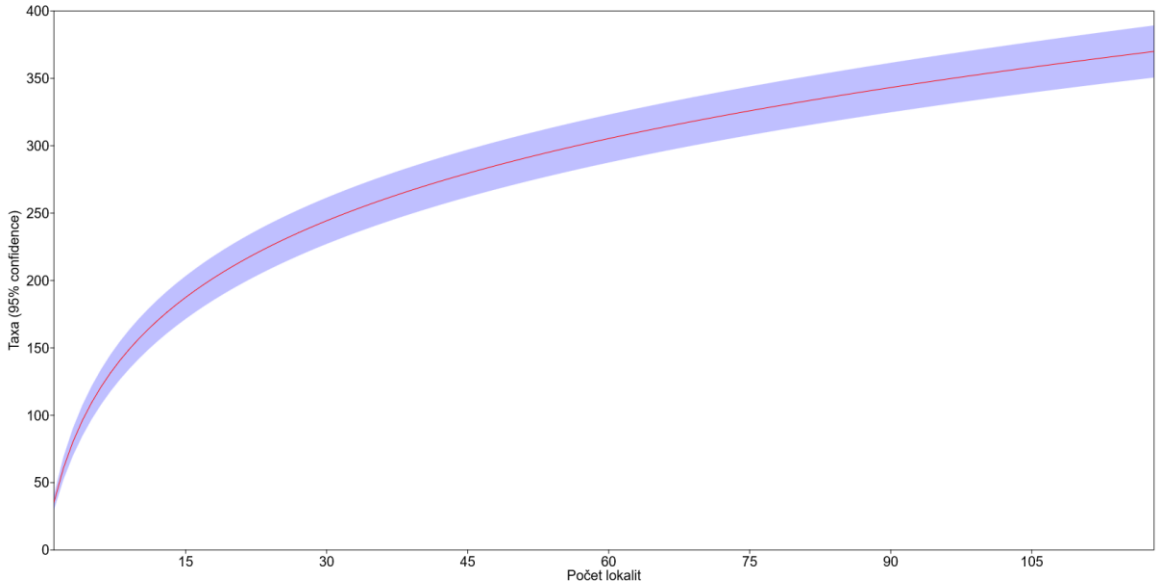
Současně se nepodařilo identifikovat žádný jiný zřetelný faktor (např. zastínění, vliv jiného vodního toku či míru antropogenního ovlivnění), který by vysvětloval pozorovanou strukturu shlukování. Fialově označené lokality, reprezentující nově zařazené vzorky bez dostupných hydrochemických dat, nebylo možné na základě jejich druhového složení jednoznačně přiřadit k žádnému z definovaných typů pramenů.



Obr. 3: Dendrogram shlukové analýzy lokalit založené na Bray–Curtis vzdálenosti. Barvy označují typy pramenů definované na základě PCA (viz kapitola 3.5), fialově jsou vyznačeny lokality bez dostupných hydrochemických dat.

3.2 Akumulační křivka počtu druhů

Rarefakční křivka znázorňující nárůst počtu druhů v závislosti na počtu odebraných vzorků (Obr. 4) vykazuje typický průběh druhové akumulace. Přibližně 80 % celkového počtu zaznamenaných druhů bylo zachyceno již při zhruba 30 vzorcích. Se zvyšujícím se počtem vzorků se však tempo růstu postupně zpomalovalo a křivka se začala zakřivovat, což naznačuje postupné nasycení druhového spektra.



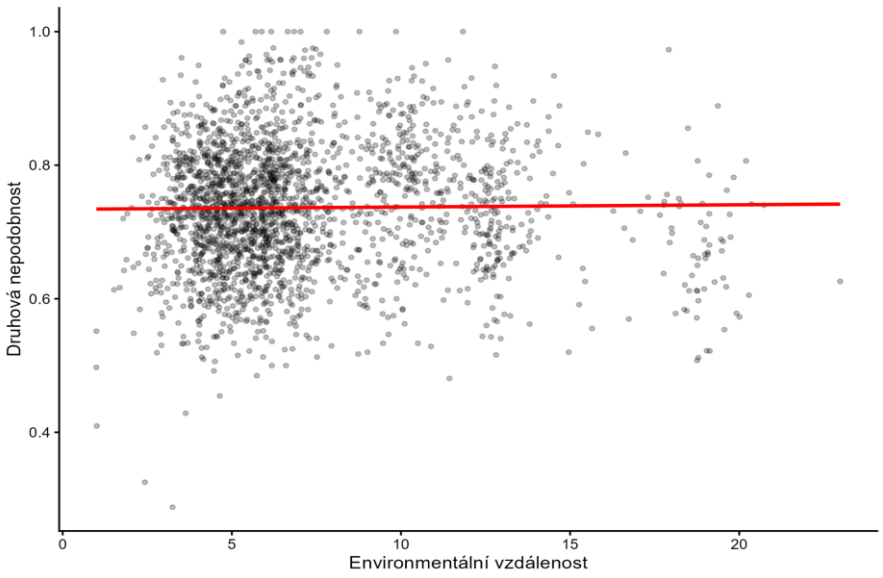
Obr. 4: Rarefakční křivka znázorňující závislost kumulativního počtu druhů rozsivek na počtu analyzovaných lokalit. Červená linie představuje očekávaný počet druhů, modré pásmo 95% interval spolehlivosti.

3.3 Mantelovy testy

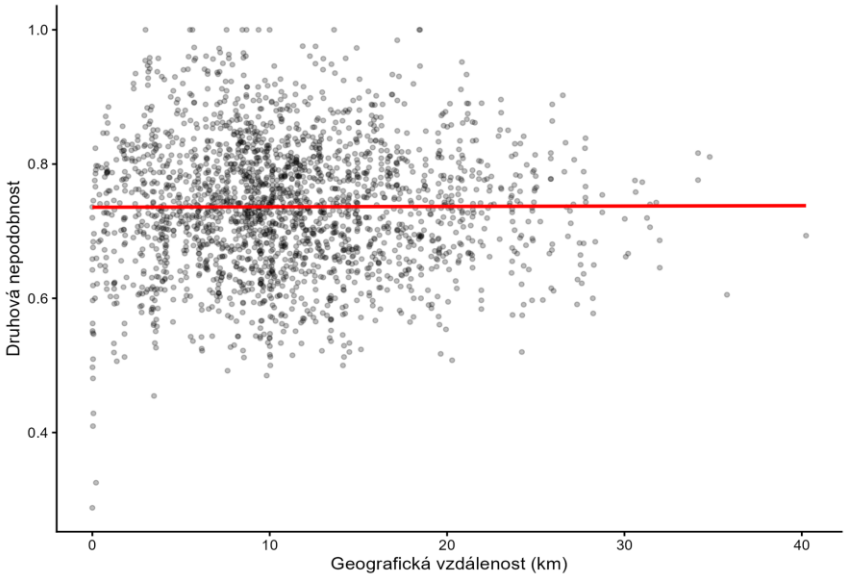
Z výsledků Mantelových testů je patrné, že nebyl prokázán lineární vztah mezi nepodobností druhového složení a geografickou vzdáleností mezi lokalitami (Mantel r = −0,006, p > 0,05; Obr. 6). S rostoucí vzdáleností mezi lokalitami nebyl patrný žádný jasný trend ve složení společenstev.

Společný vliv měřených environmentálních parametrů prostředí na podobnost společenstev nebyl rovněž průkazný (r = 0,062, p >0,05; Obr. 5). Závislost mezi druhovou nepodobností a environmentální vzdáleností není zřetelná.

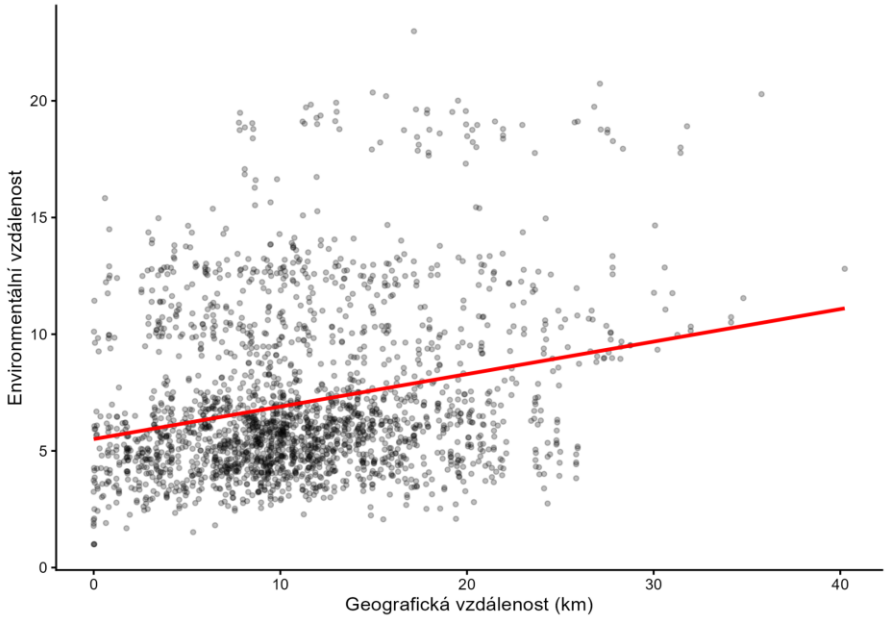
Naopak byl zjištěn průkazný vztah mezi geografickou a environmentální vzdáleností (r = 0,210, p <0,01; Obr. 7). S rostoucí vzdáleností mezi lokalitami dochází k nárůstu jejich environmentální odlišnosti.



Obr. 5: Závislost druhové nepodobnosti (Bray–Curtis index) na environmentální vzdálenosti (Euklidovské vzdálenosti standardizovaných proměnných), (p >0,05).



Obr. 6: Závislost druhové nepodobnosti (Bray–Curtis index) na geografické vzdálenosti mezi lokalitami, (p >0,05).



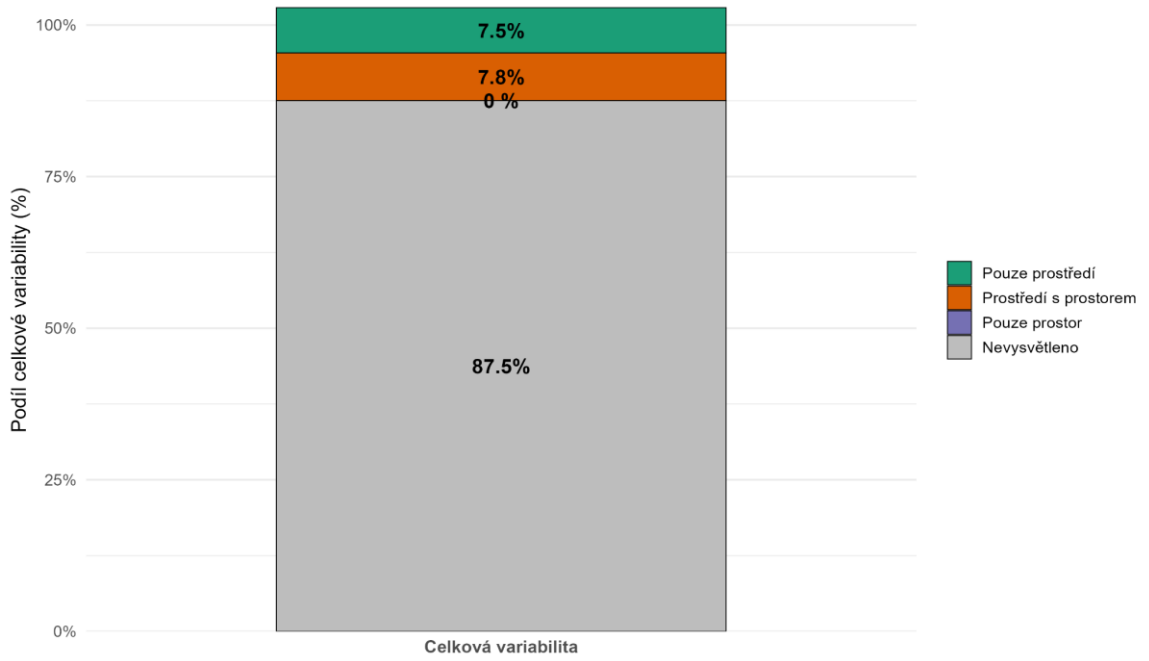
Obr. 7: Závislost environmentální vzdálenosti (Euklidovské vzdálenosti standardizovaných proměnných) na geografické vzdálenosti mezi lokalitami, (r = 0,21, p <0,01).

3.4 Rozklad vysvětlené variability

Pro zjištění podílu vysvětlené variability ve složení společenstev byla provedena analýza rozkladu variability (VPA), která umožňuje rozdělit variabilitu mezi environmentální a prostorovou složku a jejich sdílenou frakci.

Nejvyšší podíl variability v druhovém složení společenstev zůstal nevysvětlený a činil 87,5 % celkové variability (Obr. 8). Veškeré environmentální proměnné (dataset č.2) samostatně vysvětlily 7,5 % variability, zatímco sdílená složka prostředí a prostoru představovala 7,8 %. Čistý vliv prostorové složky byl zanedbatelný (adj. $R^2 = -0{,}029$) a byl proto interpretován jako nulový.

Signifikance jednotlivých složek byla testována pomocí permutačních testů v rámci redundanční analýzy (RDA) Bylo zjištěno, že jak environmentální složka ($F = 1{,}21$; $p < 0{,}01$), tak prostorová složka ($F = 1{,}29$; $p = 0{,}001$) jsou statisticky významné. Přesto však jejich celkový podíl na vysvětlené variabilitě zůstává relativně nízký. Celkově lze tedy konstatovat, že environmentální a prostorové proměnné vysvětlují pouze malou část variability ve složení společenstev, zatímco převážná část variability zůstává nevysvětlena.



Obr. 8: Podíl vysvětlené a nevysvětlené variability druhového složení společenstev rozsivek na základě VPA – Variation Partitioning Analysis. Zobrazeny jsou frakce vysvětlené environmentálními faktory, prostorovou složkou, jejich sdíleným efektem a nevysvětlená variabilita.

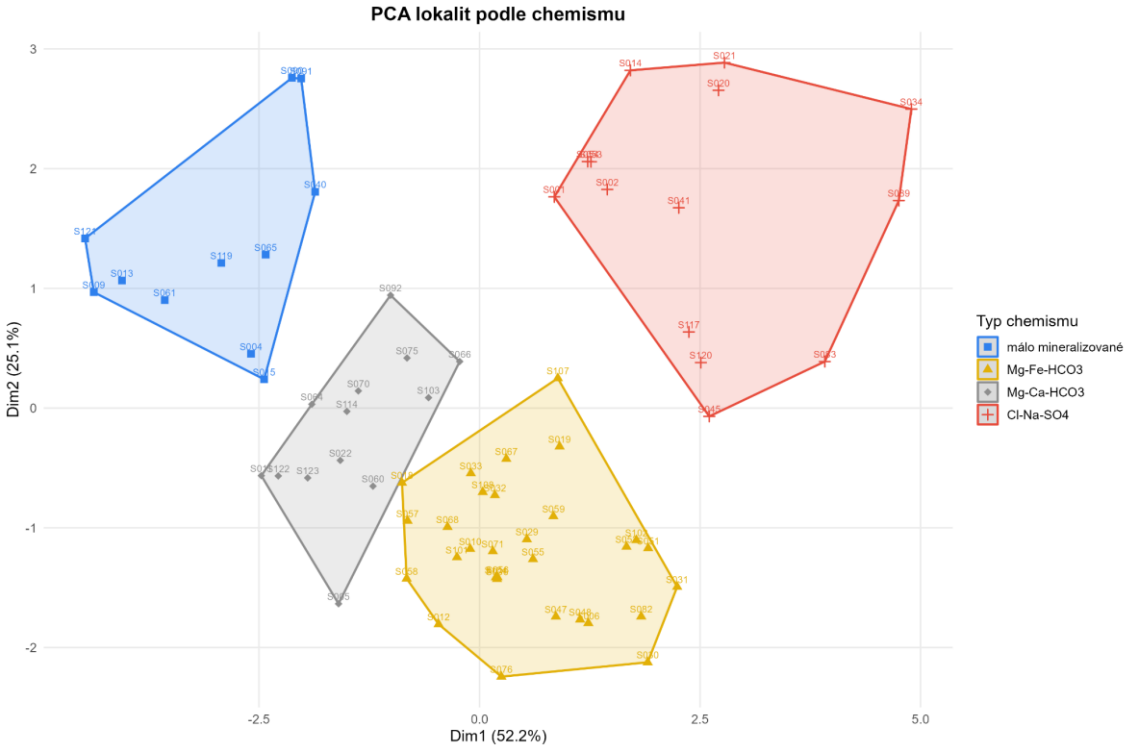
Na výsledky analýzy rozdělení variability (VPA), které ukázaly relativně nízký podíl vysvětlené variability environmentálními proměnnými, navázala analýza výběru proměnných (*forward selection*), jejímž cílem bylo identifikovat konkrétní faktory odpovědné za tento vliv. Forward selection identifikovala jako významné environmentální proměnné pH, koncentraci Ca^{2+} a HCO_3^-. Následná permutační analýza rozptylu (PERMANOVA) potvrdila statistickou významnost výsledného modelu (pseudo-F = 1,83; p = 0,001), přičemž model vysvětloval přibližně 7,8 % variability druhového složení (R^2 = 0,079).

3.5 Klasifikace lokalit na základě měřených environmentálních proměnných

Ordinace lokalit na základě detailních hydrochemických měření, pomocí analýzy hlavních komponent (PCA), ukázala strukturování lokalit podél hlavního gradientu mineralizace a iontového složení vody (Obr. 9). První osa (PC1; 52,2 % variability) vysvětlovala největší podíl variability dat (49,9 %), zatímco druhá osa (PC2) zachycovala 25.1 % variability měřených environmentálních dat.

Jednotlivé typy pramenů vykazovaly v ordinačním prostoru relativně zřetelné rozdělení, přičemž nejvýraznější separace byla patrná mezi málo mineralizovanými lokalitami a

lokalitami s vyšší mineralizací. Typy Mg–Ca–HCO_3 a Mg–Fe–HCO_3 byl naopak v ordinačním prostoru blíže u sebe (Obr. 9).

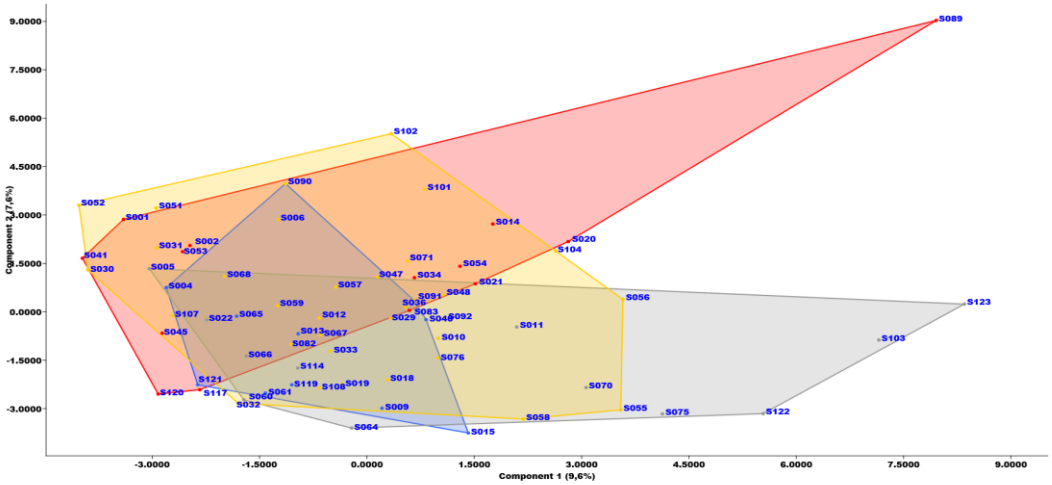


Obr. 9: PCA analýza lokalit na základě zjištěných hydrochemických charakteristik. První dvě osy vysvětlují 52,2 % (Dim1) a 25,1 % (Dim2) celkové variability. Body představují jednotlivé lokality, barvy označují typy pramenů definované na základě hydrochemie.

3.6 Vztah druhového složení k měřeným environmentálním proměnným

Pro zhodnocení hlavních gradientů variability druhového složení mezi lokalitami byla provedena ordinace pomocí PCA (Obr. 10). První osa (PC1; 9,6 % variability) vysvětlovala největší podíl variability dat, zatímco druhá osa (PC2) zachycovala 7,6 % variability dat (PC3 = 6,8 %; PC4 = 6,2 %).

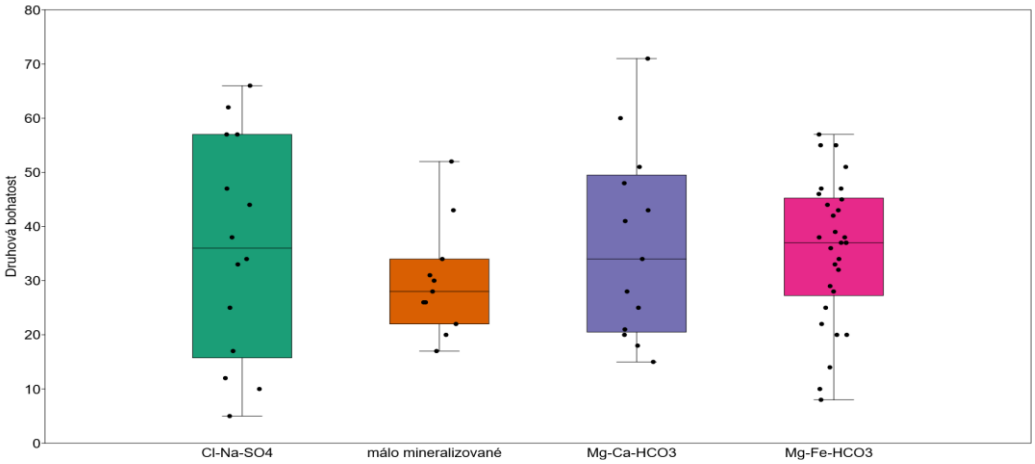
Ordinace založená na druhovém složení neukázala jednoznačné shlukování lokalit podle jednotlivých typů pramenů. V případě PCA (Obr. 10) byl patrný výrazný překryv lokalit napříč všemi typy, přičemž jednotlivé skupiny nevytvářely kompaktní a jasně oddělené shluky. Rozmístění lokalit v ordinačním prostoru nenaznačuje, že by hlavní gradienty variability druhového složení odpovídaly hydrochemické klasifikaci pramenů do předem určených typů. Celkově tedy nebyla zjištěna výrazná strukturovanost druhového složení ve vztahu k definovaným typům pramenů.



Obr. 10: PCA analýza lokalit na základě druhového složení společenstev rozsivek. První dvě osy vysvětlují 9,6 % (PC1) a 7,6 % (PC2) celkové variability. Body reprezentují jednotlivé lokality, barevně odlišené podle typů pramenů definovaných v předchozí kapitole (viz kapitola 3.5); konvexní obálky znázorňují rozptyl skupin v ordinačním prostoru.

Rozdíly v druhovém bohatství mezi jednotlivými typy pramenů byly znázorněny pomocí krabicových grafů (Obr. 11). Mediány druhové bohatosti se mezi jednotlivými typy pramenů mírně lišily, přičemž relativně nižší hodnoty byly zaznamenány u málo mineralizovaných pramenů, zatímco vyšší hodnoty vykazovaly zejména typy Cl–Na–SO_4 a Mg–Fe–HCO_3. Variabilita hodnot byla nejvyšší u typu Cl–Na–SO_4 a Mg–Ca–HCO_3.

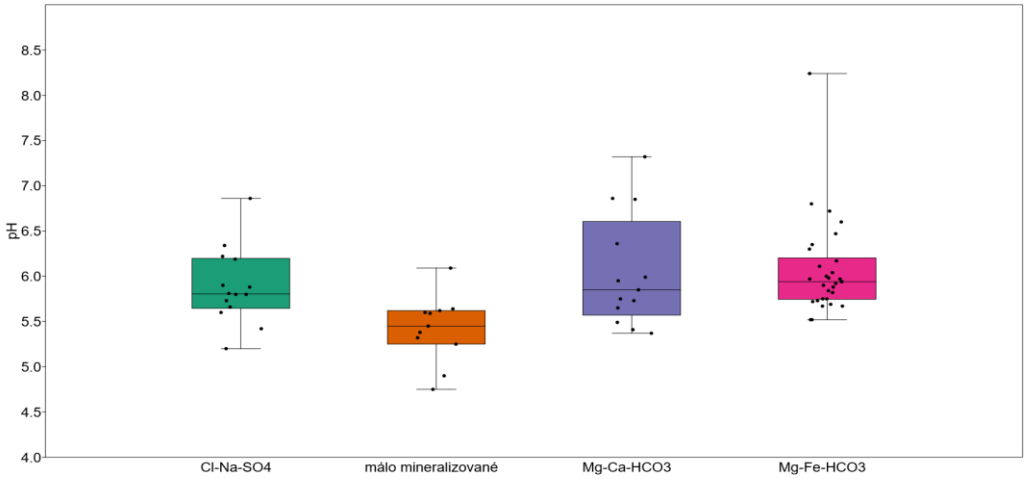
Statistické testování rozdílů mezi skupinami pomocí neparametrického testu (Kruskal–Wallis) neprokázalo statisticky významné rozdíly ve druhové bohatosti mezi jednotlivými typy pramenů ($H = 1{,}815$; $p > 0{,}05$).



Obr. 11: Druhová bohatost společenstev rozsivek v jednotlivých typech pramenů (Cl–Na–SO_4, málo mineralizované, Mg–Ca–HCO_3, Mg–Fe–HCO_3) znázorněná pomocí boxplotů, body představují jednotlivá pozorování, (Kruskal–Wallis test: H = 1,815; p > 0,05).

Hodnoty pH se mezi jednotlivými typy pramenů lišily (Obr. 12). Nejnižší hodnoty byly zaznamenány u málo mineralizovaných pramenů, zatímco vyšší hodnoty vykazovaly zejména prameny typu Mg–Fe–HCO_3 a Mg–Ca–HCO_3. Prameny typu Cl–Na–SO_4 zaujímaly střední hodnoty pH.

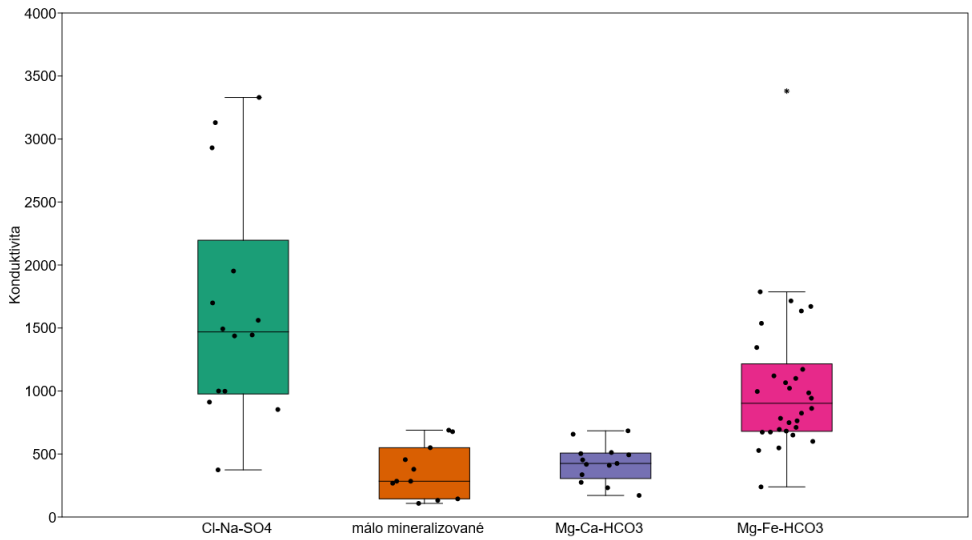
Celkový test mezi jednotlivými typy pramenů byl statisticky významný (Kruskal–Wallis; H = 16,69; p <0,001). Následná párová porovnání mediánů (Mann–Whitneyho test s Bonferroniho korekcí) prokázala statisticky významné rozdíly mezi několika dvojicemi typů pramenů. Konkrétně byl zjištěn významný rozdíl mezi prameny Cl–Na–SO_4 a málo mineralizovanými (p <0,01), dále mezi málo mineralizovanými a Mg–Ca–HCO_3 (p <0,01) a mezi málo mineralizovanými a Mg–Fe–HCO_3 (p <0,001). Naopak rozdíly mezi ostatními dvojicemi typů pramenů (Cl–Na–SO_4 vs. Mg–Ca–HCO_3, Cl–Na–SO_4 vs. Mg–Fe–HCO_3 a Mg–Ca–HCO_3 vs. Mg–Fe–HCO_3) nebyly statisticky významné (p> 0,05).



Obr. 12: Hodnoty pH v jednotlivých typech pramenů (Cl–Na–SO_4, málo mineralizované, Mg–Ca–HCO_3, Mg–Fe–HCO_3) znázorněné pomocí boxplotů, body představují jednotlivá měření, (Kruskal–Wallis test: $H = 16,69$; $df = 3$; $p < 0,001$).

Hodnoty konduktivity se mezi jednotlivými typy pramenů výrazně lišily (Obr. 13). Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány u pramenů typu Cl–Na–SO_4, zatímco nejnižší hodnoty vykazovaly málo mineralizované prameny a prameny typu Mg–Ca–HCO_3. Prameny typu Mg–Fe–HCO_3 zaujímaly střední až vyšší hodnoty konduktivity.

Celkový test mezi jednotlivými typy pramenů byl statisticky vysoce významný (Kruskal–Wallis; $H = 39,04$; $p < 0,001$). Následná párová porovnání mediánů (Mann–Whitneyho test s Bonferroniho korekcí) prokázala statisticky významné rozdíly mezi většinou dvojic typů pramenů. Konkrétně byl zjištěn významný rozdíl mezi prameny Cl–Na–SO_4 a málo mineralizovanými ($p < 0,001$), dále mezi Cl–Na–SO_4 a Mg–Ca–HCO_3 ($p < 0,001$) a mezi Cl–Na–SO_4 a Mg–Fe–HCO_3 ($p < 0,05$). Statisticky významné rozdíly byly rovněž zjištěny mezi málo mineralizovanými prameny a Mg–Fe–HCO_3 ($p < 0,001$) a mezi Mg–Ca–HCO_3 a Mg–Fe–HCO_3 ($p < 0,001$). Naopak rozdíl mezi málo mineralizovanými prameny a Mg–Ca–HCO_3 nebyl statisticky významný ($p > 0,05$).



Obr. 13: Hodnoty konduktivity v jednotlivých typech pramenů (Cl–Na–SO_4, málo mineralizované, Mg–Ca–HCO_3, Mg–Fe–HCO_3) znázorněné pomocí boxplotů, body představují jednotlivá měření, (Kruskal–Wallis test: H = 39,04; df = 3; p < 0,001).

3.7 Ekologické indikátorové hodnoty společenstev

Pro hodnocení ekologických preferencí společenstev rozsivek byly analyzovány relativní podíly indikačních hodnot (Van Dam et al., 1994; Mertens et al., 2025) v závislosti na typu pramene (Obr. 14). Hodnoty jsou vyjádřeny jako procentuální zastoupení druhů v jednotlivých indikačních třídách v rámci každého typu pramene. Analyzovány byly následující ekologické charakteristiky: salinita (H), metabolismus příjmu dusíku (N), nároky na kyslík (O), saprobita (S), trofický stav (T) a vlhkost (M) (Tab. 2).

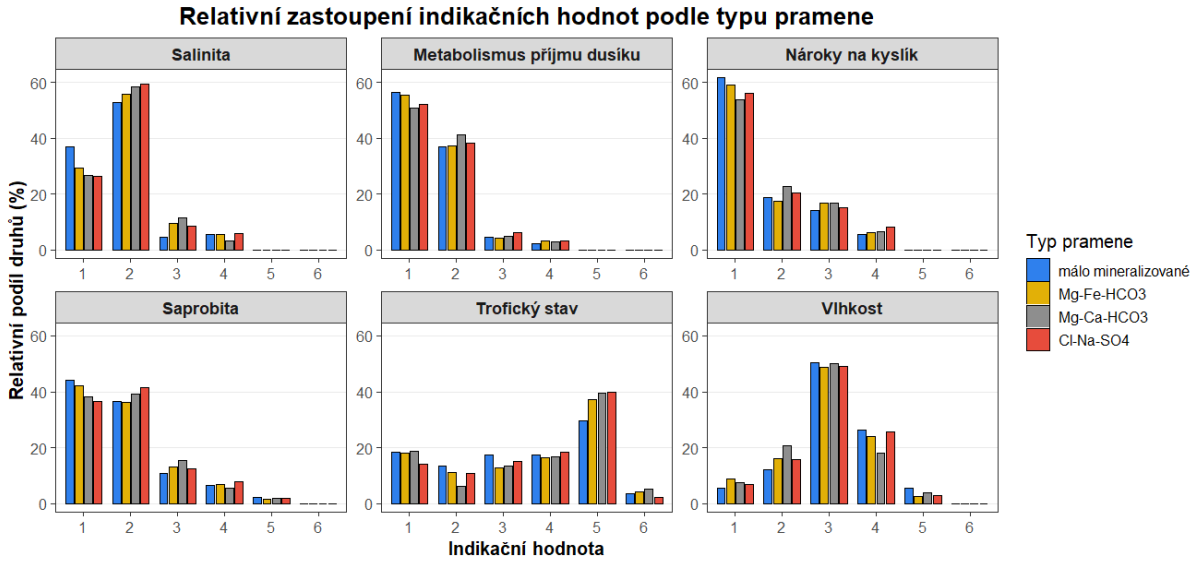
U všech typů pramenů dominovaly nízké až střední hodnoty salinity. Nejvyšší zastoupení dosahovala hodnota H2 (sladká až slabě brakická voda), která byla ve všech typech pramenů dominantní kategorií. Hodnoty H1 byly zastoupeny v nižší míře a vyšší hodnoty salinity (H3–H4) se vyskytovaly pouze okrajově (Obr. 14).

V případě metabolismu příjmu dusíku byly ve všech typech pramenů nejvíce zastoupeny hodnoty N1 a N2, odpovídající autotrofním taxonům tolerujícím nízké až mírně zvýšené koncentrace organicky vázaného dusíku. Hodnoty N3 a N4 byly zastoupeny pouze v nízkých podílech a mezi typy pramenů nebyly patrné výrazné rozdíly (Obr. 14).

Nároky na kyslík byly charakterizovány převahou hodnoty O1 ve všech typech pramenů, což odpovídá taxonům vyžadujícím vysokou saturaci kyslíkem. Hodnoty O2 a O3 byly zastoupeny v menší míře a vyšší hodnoty (O4) se vyskytovaly pouze ojediněle (Obr. 14). Z hlediska saprobity dominovaly hodnoty S1 a S2 (oligosaprobní až β-mesosaprobní) ve všech typech pramenů. Vyšší saprobní stupně (S3–S4) byly zastoupeny pouze v nižších podílech a jejich distribuce byla mezi typy pramenů velmi podobná (Obr. 14).

Trofický stav byl ve všech typech pramenů charakterizován převahou hodnoty T5 (eutrofní podmínky), která představovala dominantní kategorii. Nižší trofické úrovně (T1–T4) byly zastoupeny v menší míře (Obr. 14). Z hlediska vlhkosti byly ve všech typech pramenů nejvíce zastoupeny hodnoty M3, které tvořily dominantní kategorii. Hodnoty M4 byly zastoupeny ve střední míře. Naopak hodnoty M1, M2 a M5 byly ve všech typech pramenů zastoupeny pouze v nízkých podílech (Obr. 14).

Jednotlivé typy pramenů se lišily především v relativním zastoupení jednotlivých indikačních hodnot, nikoli v samotném spektru přítomných kategorií. Dominantní ekologické charakteristiky byly napříč typy pramenů srovnatelné a zjištěné rozdíly měly spíše kvantitativní než kvalitativní charakter.



Obr. 14: Relativní zastoupení indikačních hodnot ekologických preferencí společenstev rozsivek podle typu pramene. Hodnoty vyjadřují procentuální podíl druhů v jednotlivých indikačních třídách pro salinitu (H), metabolismus příjmu dusíku (N), nároky na kyslík (O), saprobitu (S), trofický stav (T) a vlhkost (M) (Van Dam et al., 1994; Mertens et al., 2025). Vysvětlení jednotlivých kategorií je dostupné v Tab.2)

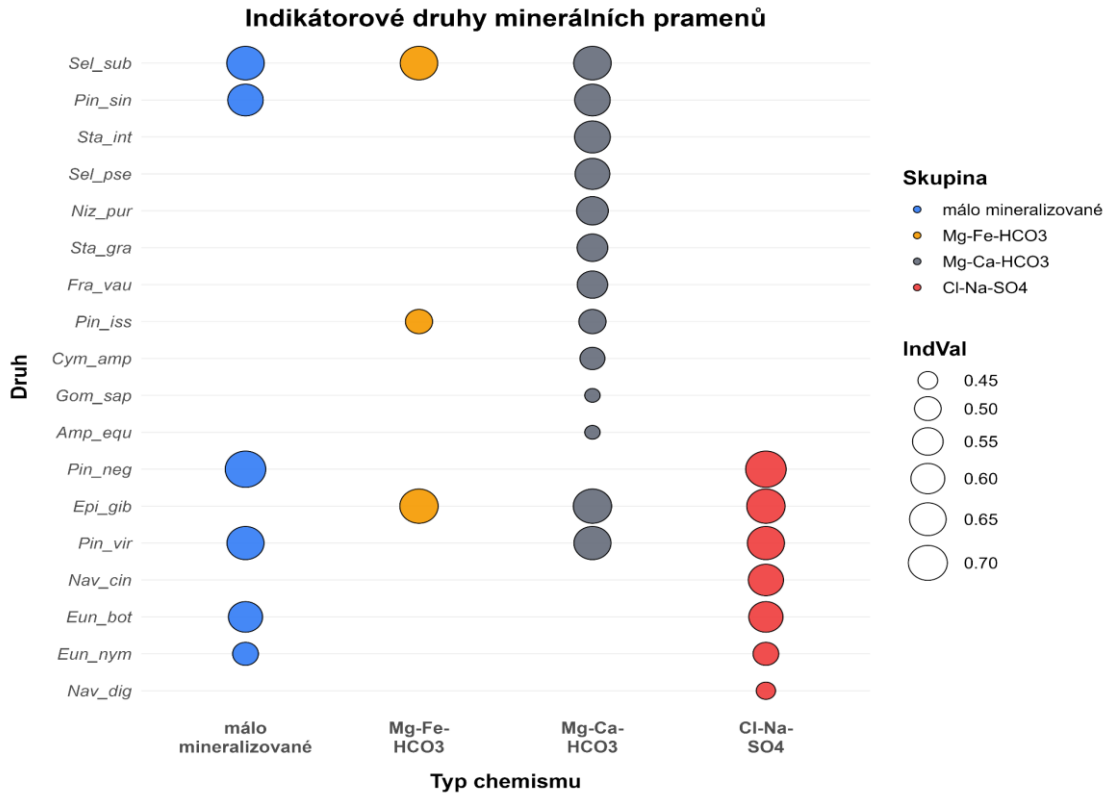
3.8 Indikátorové druhy

Pro identifikaci indikačních druhů jednotlivých typů pramenů byla provedena analýza IndVal. Do výsledků byly zahrnuty pouze statisticky signifikantní druhy ($p < 0,05$). Celkem bylo identifikováno 18 signifikantních indikačních druhů, jejichž hodnoty IndVal se pohybovaly v rozmezí 0,441–0,736 (Obr. 15).

Nejvyšší hodnoty IndVal byly zaznamenány u druhů *Pinnularia neglectiformis* (IndVal = 0,736; $p < 0,01$) a *Epithemia gibba* (IndVal = 0,686; $p < 0,05$). Relativně vysoké hodnoty vykazovaly také druhy *Sellaphora subseminulum* (IndVal = 0,669; $p < 0,05$), *Pinnularia viridis* (IndVal = 0,660; $p < 0,05$), *Stauroneis intricans* (IndVal = 0,634; $p < 0,01$) a *Navicula cincta* (IndVal = 0,624; $p < 0,05$). Naopak nejnižší hodnoty IndVal byly zaznamenány u druhů *Gomphonema saprophagus* (IndVal = 0,441; $p < 0,05$), *Amphora equalis* (IndVal = 0,441; $p < 0,05$) a *Navicula digitoconvergens* (IndVal = 0,448; $p < 0,05$).

Z hlediska vazby na jednotlivé typy pramenů byl typ Mg–Ca–HCO_3 spojen s nejvyšším počtem indikačních druhů. Mezi indikátory tohoto typu patřily druhy *Stauroneis intricans, Nitzschia pura*, *Sellaphora pseudopupula*, *Stauroneis gracilis*, *Fragilaria vaucheriae*, *Pinnularia isselana*, *Cymbella amphicephala* a *Gomphonema saprophagus*. Typ Cl–Na–SO_4 byl charakterizován indikátory *Navicula cincta*, *N. digitoconvergens*, *Eunotia botuliformis* a *E. nymanniana*, přičemž některé z těchto druhů byly zároveň sdílené s dalšími typy pramenů. Typ Mg–Fe–HCO_3 byl zastoupen menším počtem indikačních druhů, přičemž se jednalo převážně o druhy sdílené s jinými typy pramenů (např. *Epithemia gibba*, *Pinnularia isselana* a S*ellaphora subseminulum*). Málo mineralizované prameny byly charakterizovány indikátory *Pinnularia neglectiformis*, *Pinnularia viridis*, *Eunotia botuliformis* a *Eunotia nymanniana*, přičemž většina těchto druhů vykazovala vazbu i na další typy pramenů.

Většina indikačních druhů byla vázána na více typů pramenů současně. Výhradně na jeden typ pramene byly vázány pouze některé druhy, především druhy asociované s typem Mg–Ca–HCO_3.



Obr. 15: Indikátorové druhy jednotlivých typů pramenů identifikované pomocí analýzy IndVal. Zobrazeny jsou pouze statisticky signifikantní druhy ($p < 0,05$). Velikost bodů odpovídá hodnotě IndVal, barvy označují jednotlivé typy pramenů.

4 Diskuse

Minerální prameny představují unikátní habitaty charakteristické vysokým obsahem iontů a zpravidla nízkou koncentrací živin (Kociolek & Stoermer, 2009). Tyto habitaty se vyznačují relativní dlouhodobou stabilitou fyzikálně-chemických podmínek, což umožňuje existenci specifických společenstev organismů specializovaných na dané podmínky (Soininen et al., 2016). Minerální prameny tak mohou fungovat jako lokální hotspoty biodiverzity, zejména pro specializované taxony (Cantonati et al., 2012). Přestože jsou tyto habitaty relativně stabilní, mohou být citlivé na narušení antropogenní činností, která může vést ke změnám v mikrohabitatovém složení nebo chemismu a následně i struktury společenstev (Strayer & Dudgeon, 2010). V posledních letech narůstá zájem o studium rozsivkových společenstev v minerálních pramenech. Dosavadní výzkumy se převážně zaměřují na popis společenstev, výpis fyzikálně-chemických parametrů a jejich vliv na složení společenstva (např. Leira et al., 2017; Delgado et al., 2020). V Evropě výzkumy společenstev rozsivek v železitých minerálních pramenech probíhaly zejména v České republice a na Slovensku (Hodač & Veselá, 2006;

Fránková et al., 2022a,b; Fránková et al., 2024; Hindáková, 2009), Španělsku a Azorských ostrovech (Leira et al., 2017; Delgado et al., 2020), Islandu (Owen et al., 2008), Polsku (Noga et al., 2018), Francii a Sardinii (Lai et al., 2019).

Ve srovnání s recentními studiemi, které zkoumali železité minerální prameny bylo zde pracováno s 118 lokalitami, ve kterých bylo identifikováno 373 taxonů. Z celkového počtu 373 zaznamenaných druhů bylo 222 (59,5 %) klasifikováno jako extrémně vzácné, neboť se vyskytovaly na méně než 5 % lokalit. Do kategorie vzácných druhů (5–20 % lokalit) spadalo 109 taxonů (29,2 %). Běžné druhy (20–50 % lokalit) zahrnovaly 37 taxonů (9,9 %). Velmi časté druhy (> 50 % lokalit) byly zastoupeny 6 taxony (1,4 %), konkrétně se jednalo o druhy *Planothidium frequentissimum* (82 lokalit; Příloha 2, Obr. 32-33), *P. lanceolatum* (70 lokalit; Příloha 2, Obr. 28-31), *Gomphonema parvulum* (66 lokalit;), *Frustulia vulgaris* (66 lokalit; Příloha 2, Obr. 22-23), *Meridion circulare* (62 lokalit; Příloha 2, Obr. 41) a *Pinnularia ferrophila* (59 lokalit, Příloha 3, Obr. 82-87). Obdobný výsledek popsala i Wojtal (2013), kde bylo pouze 2,2 % druhů klasifikováno jako velmi časté, zatímco většina druhů (83,5 %) byla omezena na malý počet lokalit. Průměrný počet 36 druhů na lokalitu (medián 35) je v souladu s výsledky ostatních autorů zkoumající různé typy minerálních pramenů (např. Wojtal, 2013; Lai et al. 2023), kteří uvádějí průměrnou bohatost kolem 35 druhů.

Široké rozpětí konduktivity (88,9–3380 $\mu S \cdot cm^{-1}$) naznačuje výraznou hydrochemickou heterogenitu zkoumaných lokalit. Podobné rozpětí vodivosti uvádějí Delgado et al. (2020) u iberských pramenů (38–5120 µS/cm), přičemž právě tato environmentální heterogenita prostředí je považována za jeden z klíčových faktorů podporujících vysokou regionální diverzitu (Lai et al., 2023; Delgado et al., 2020). Tento předpoklad podporuje i akumulační křivka (Obr. 4), která naznačuje, že i přes rozsáhlý počet vzorků nebyla diverzita zcela vyčerpána a další odběry by pravděpodobně vedly k zaznamenání dalších, méně častých druhů. Minerální prameny ve Slavkovském lese jsou klasifikovány jako studené železité kyselky bohaté na rozpuštěný CO_2 a Fe^{2+} (Květ, 2011), což odpovídá i naměřeným hodnotám (medián 8,6 °C; 2,14$g \cdot l^{-1}$ CO_2, 4,9 $mg \cdot l^{-1}$) a představují tak výrazný kontrast vůči většině studií zaměřených na minerální prameny. Nízká teplota železitých pramenů se jeví jako jeden z faktorů, který by mohl ovlivňovat druhovou bohatost, což potvrzují i závěry Delgado et al. (2020), podle nichž diverzita rozsivek v termálních minerálních pramenech klesá se zvyšující teplotou. Autoři zkoumající rozsivky v termálních železitých pramenech (např. Lai et al., 2019; Delgado et al., 2020) našli průměrně na lokalitách od 3 do 19 druhů. Podobný vztah mezi

vysokou teplotou a vysokou druhovou bohatostí byl zaznamenán i například v oblasti Auvergne, kde diverzita klesá se zvyšující se teplotou (Beauger et al., 2020). Autoři Noga et al. (2018) zkoumali nejvíce podobný typ pramene, kde našli dohromady 77 druhů rozsivek ve dvou vzorcích.

Obecně nejvíce diverzním rodem na všech mých 118 lokalitách byl rod *Pinnularia* (53 druhů). Ve srovnání s jinými studiemi zaměřující se na minerální prameny např. Beauger et al. (2020) uvádějí rod *Pinnularia* (konkrétně druh *P. kuetzingii*) jako dominantní pouze na jedné lokalitě s nižší koncentrací vápníku. Wojtal (2013) ve svých vzorcích rovněž zaznamenala nízkou diverzitu rodu *Pinnularia*. Poměrně veliké zastoupení druhů z rodu *Pinnularia* v této práci souvisí s chemismem minerálních pramenů, zejména s mírně kyselým pH (medián 5,85).

4.1 Indikační druhy a jejich vazba k typům minerálních pramenů

Pro typ pramenů Mg–Fe–HCO_3 byl jako signifikantní indikátor identifikován druh *Epithemia (Rhopalodia) gibba* (Příloha 3, Obr. 77; IndVal = 0,69; $p < 0,05$), který dosahoval nejvyšších abundancí na lokalitách Koňská louka (lokality č. 51,52; Příloha 6,9). Tento druh je podle Lange-Bertalota et al. (2017) typicky vázán na alkalická jezera a potoky, případně je uváděn i z prostředí s vyšší mineralizací, včetně brakických vod a periodicky vysychajících stanovišť (Van Dam et al., 1994; Mertens et al., 2025). Charakter studovaných lokalit však vykazuje některé shodné rysy, zejména zvýšenou vodivost (1100 a 1750 $\mu S \cdot cm^{-1}$) a vyšší pH (6,0–6,3) než medián, což může vytvářet vhodné podmínky pro výskyt tohoto druhu. Druhové složení těchto lokalit rovněž naznačuje spíše alkalické prostředí, což dokládá výskyt druhů typických pro alkalická stanoviště, jako jsou *Navicula cincta* (Příloha 2, Obr. 46-47), *Surirella ovalis* (Příloha 3, Obr. 79) či *Epithemia adnata* (Příloha 3, Obr.78). Druh *Epithemia gibba* byl zároveň identifikován i jako indikátor pramenů typu Mg–Ca–HCO_3, což také dobře odpovídá jeho známým ekologickým preferencím. Podmínky zaznamenané na studovaných lokalitách, zejména zvýšená konduktivita (medián 425 $\mu S \cdot cm^{-1}$) a pH >6, tak představují prostředí vhodné pro jeho výskyt. Málo mineralizovaný typ pramenů jako jediný neobsahoval indikátorový druh *Epithemia gibba*, což je pravděpodobně důsledkem nižších hodnot pH a konduktivity ve srovnání s ostatními typy pramenů (Obr. 12). Tento výsledek naznačuje, že právě pH a konduktivita představuje pro tento druh klíčový environmentální filtr. Druh *Epithemia gibba* vyšel tudíž jako indikátor "pravých" vysoce minerálních pramenů, což odpovídá jeho preferenci k prostředím s vyšším pH a konduktivitou. Tyto podmínky jsou pro jeho výskyt zjevně klíčové, zatímco v málo mineralizovaných, kyselejších pramenech se druh nevyskytuje. Výsledky tak

potvrzují, že pH společně s mineralizací představují hlavní environmentální faktory určující jeho výskyt.

Zároveň je v typu Mg-Fe-HCO_3 však zřejmý i vliv zvýšeného obsahu železa, který se projevuje přítomností druhu *Pinnularia ferrophila*, jenž byl na těchto lokalitách zaznamenán ve vyšších abundancích (stupně 4 a 6; viz tabulka 1).

Podle několika studií (např. Noga et al., 2018; Fránková et al., 2024) je právě druh *Pinnularia ferrophila* vlajkovým druhem kyselek bohatých na železo. Tento druh jsem zaznamenal na 72 ze 118 studovaných lokalit, přičemž na 24 lokalitách dosahoval abundance nad 25 % a na 15 lokalitách dokonce tvořil více než 50 % společenstva. Výrazná dominance (abundance> 90 %) byla zjištěna na 9 lokalitách. Takto vysoké četnosti korespondují s nálezy z polského minerálního pramene (Noga et al., 2018), kde tento druh dosahoval až 94,4 % v řasových nárostech. Navzdory těmto vysokým abundancím se mi nepodařilo tento taxon jednoznačně definovat jako indikátor konkrétního typu pramene pomocí analýzy IndVal (Obr. 15). Hojný výskyt *P. ferrophila* byl zaznamenán na lokalitách, které lze charakterizovat na základě abiotických faktorů (25.-75. percentil naměřených hodnot) jako železité (20–27 mg/l), s vysokým obsahem volného CO_2, mírně kyselé pH (5,7–6,3) a se středními až zvýšenými vodivostmi (489-1135 µS/cm; nepublikované výsledky J. Kulichové). Výsledky mé práce však naznačují, že tento druh vykazuje širší ekologickou toleranci, než by odpovídalo těmto hodnotám, a je schopen se vyskytovat i v méně extrémních podmínkách s nižším obsahem železa a celkově slabší mineralizací. Tato širší ekologická valence se odráží i v jeho relativně širokém rozšíření napříč různými typy pramenů, což se projevilo absencí jednoznačné indikační hodnoty v rámci analýzy IndVal. Přesto byla u druhu *P. ferrophila* zaznamenána nejvyšší afinita k pramenům typu Mg–Fe–HCO_3, kde dosahoval rovněž nejvyšších abundancí, přičemž jeho vazba k tomuto typu byla přibližně trojnásobně vyšší než k ostatním typům pramenů. To naznačuje, že ačkoli druh preferuje určitý typ minerálního pramene, není na ně striktně vázán. V prostředích s nižším obsahem železa a slabší mineralizací, kde chybí výrazný environmentální filtr, je však pravděpodobně konkurenčně znevýhodněn vůči široce tolerantním generalistickým druhům. Druhy jako *Planothidium frequentissimum*, *P. lanceolatum* nebo *Gomphonema parvulum*, které jsou schopny prosperovat v širokém spektru podmínek, zde často dominují (Lange-Bertalot et al., 2017). Naopak v minerálních pramenech s vysokým obsahem CO_2 a železa se druh *Pinnularia ferrophila* často stává dominantou, což může souviset nejen s jeho tolerancí k těmto extrémním podmínkám, ale i s omezenou konkurencí ostatních druhů, které zde nejsou schopny dlouhodobě přežívat (Nepublikované

výsledky A. Prüherové). Absenci druhu *P. ferrophila* na některých environmentálně vhodných lokalitách lze vysvětlit například antropogenním narušením. Lokality, kde byly vykopány odvodňovací strouhy nebo odkud bylo z pramenné mísy odstraněno bahno (např. lokality č.12,15,18), vykazují narušenou strukturu, což vede k absenci tohoto druhu (Fránková et al., 2024). Je pozoruhodné, že navzdory podobnému charakteru minerálních pramenů nebyl druh *P. ferrophila* zaznamenán na podobných lokalitách z Francie, jako jsou práce Beauger et al. (2020) nebo Lai et al. (2019). Tato absence je pravděpodobně důsledkem odlišné teploty vývěrů (4-33 °C ve Francii), která zde může představovat klíčový environmentální filtr limitující výskyt druhu. Teplota tak zřejmě působí jako primární faktor určující jeho rozšíření, zatímco ostatní fyzikálně-chemické parametry prostředí, jako je např. mineralizace, hrají sekundární roli.

Pro typ pramenů Cl-Na-SO_4 vyšlo pomocí analýzy indikátorů 7 druhů. Jako významný indikátor se ukázal druh *Navicula cincta* (IndVal = 0,602, $p < 0,05$). Tento výsledek je v souladu s ostatními studiemi, které tento druh také spojují s lokalitami bohatými na mineralizaci. Například Fránková et al. (2024) uvádějí jeho dominanci na extrémně mineralizovaných lokalitách NPR Soos, zatímco Beauger et al. (2020) a Lai et al. (2019) jej zmiňují jako charakteristický druh minerálních pramenů ve Francii a Sardinii, často vázaný na alkalické a silně mineralizované vody. Dalším indikátorem je druh *Navicula digitoconvergens*, který je známý svým výskytem v brakických vodách a ve vnitrozemských tekoucích vodách s vysokou konduktivitou (Lange-Bertalot et al., 2017).

Naopak výskyt zástupců rodu *Eunotia* v minerálních pramenech typu Cl–Na–SO_4 se může na první pohled jevit jako paradoxní, protože tyto druhy jsou v literatuře tradičně považovány za indikátory acidofilního a oligotrofního prostředí s nízkou mineralizací (Lange-Bertalot et al., 2017). Skutečnost, že tyto druhy vyšly jako indikátory silně mineralizovaných pramenů, lze však vysvětlit mírně kyselým pH v důsledku vysokého obsahu rozpuštěného CO_2. Ve studovaných pramenech je pH mírně kyselé (medián 5,85). Takové podmínky umožňují existenci acidofilních taxonů, jako jsou zástupci rodu *Eunotia*, i v prostředí, které by jinak bylo z hlediska salinity považováno za nevhodné. Toto je patrný například na lokalitě Stará voda (lokalita č.53), kde bylo zaznamenáno pH 5,6 a zároveň vyšší koncentrace chloridů (103 $mg \cdot l^{-1}$), přičemž druh *Eunotia bilunaris a E. nymaniana* zde dosahoval vysoké abundance. Tento příklad ukazuje, že kyselé pH může působit jako klíčový environmentální filtr umožňující výskyt acidofilních druhů i v prostředí, které je bohatší na chloridy.

Naopak jako další silný indikátor typu pramenů typu Mg–Ca–HCO_3 vyšel druh *Sellaphora pseudopupula* (Příloha 2, Obr. 34-35), což úplně nekoresponduje s jeho známou ekologií. Podle Lange-Bertalot et al. (2017) je tento druh typicky vázán na slabě kyselé, elektrolyticky chudé vody. Autoři však zároveň upozorňují na existenci morfologicky velmi podobného taxonu *Sellaphora calcicola*, který se vyskytuje častěji v Ca–HCO_3 minerálních pramenech. Lze proto předpokládat, že zjištěný výskyt *S. pseudopupula* v tomto typu pramenů může být alespoň částečně důsledkem záměny s druhem *S. calcicola.* Tento druh by tak mohl představovat vhodnější indikátor pramenů typu Mg–Ca–HCO_3 ve studované oblasti, a proto je nutné jeho přesné vymezení od druhu *S. pseudopupula*.

Absence druhu *Crenotia thermalis*, který je typický pro vápenaté minerální prameny, kde vysoká mineralizace a teplota vedou k masivní tvorbě travertinů (např. Lai et al., 2019), je v tomto případě pravděpodobně dána především teplotními rozdíly. Studované železité kyselky totiž nepředstavují termální, ale studené prameny, a neposkytují tak vhodné podmínky pro rozvoj tohoto druhu. Teplota se tak jeví jako klíčový environmentální filtr, který omezuje výskyt *C. thermalis* navzdory přítomnosti vhodného chemismu.

Pro málo mineralizovaný typ pramenů je charakteristické nižší pH (medián 5,45) a nízká konduktivita (medián 284 $\mu S \cdot cm^{-1}$), což odpovídá podmínkám typickým pro oligotrofní a kyselá stanoviště, jako jsou rašeliniště, mokřady či kyselé tůně (Wetzel, 2001). Z hydrogeologického hlediska lze tyto lokality stále považovat za prameny, přestože jejich mineralizace je nízká, ale celkový obsah rozpuštěných látek je stále vyšší než u běžných povrchových vod a odpovídá tudíž charakteru pramene (Květ, 2011). Pro tento typ pramenů byly jako indikátory identifikovány druhy *Pinnularia sinistra* (Příloha 3, Obr. 88-89), *P. neglectiformis* (Příloha 3, Obr. 99-100), *Eunotia botuliformis*, které jsou obecně považovány za typické taxony kyselých a oligotrofních stanovišť (Lange-Bertalot et al., 2017). Abundance navíc ukázaly, že zástupci rodu *Eunotia* dosahovali nejvyšších abundancí právě v tomto typu pramenů, což dále potvrzuje vazbu těchto společenstev na kyselé a relativně málo mineralizované podmínky.

4.2 Faktory utvářející strukturu společenstev rozsivek

Proces utváření společenstev mikroorganismů je vnímán jako velice složitý a komplexní proces, který je v porovnání s makroorganismy stále méně prozkoumán a v němž

deterministické faktory prostředí často samy o sobě nedokážou plně vysvětlit pozorovanou vysokou variabilitu a rozmanitost druhů (Vellend, 2010).

Srovnání distančních a druhových matic naznačuje, že struktura společenstev rozsivek v minerálních pramenech vykazuje specifičnost, která se odchyluje od trendů běžně uváděných v současné ekologii mikrobiálních společenstev (Soininen et al., 2004; Várbíró et al., 2020). Nebyl prokázán lineární vztah mezi podobností druhového složení a geografickou vzdáleností mezi lokalitami (Mantel $r = -0{,}006$, $p > 0{,}05$) (Obr. 6), což znamená, že s rostoucí vzdáleností nedochází k předvídatelnému nárůstu nepodobnosti společenstev. Například Soininen (2007) uvádí v rozsáhlé meta-analýze, že čistě prostorové faktory u rozsivek běžně vysvětlují 20–31 % celkové variability v důsledku limitované disperze. Tyto závěry však vycházejí ze studií z velkých prostorových měřítek (např. USA – Potapova & Charles, 2002; Finsko – Soininen et al., 2004), kde se již projevují biogeografické bariéry a historické procesy. V případě této práce, která byla realizována na malém regionálním měřítku, se mohou rozsivky rozšířit prakticky „všude“, a disperze tak přestává být limitujícím faktorem. Absence prostorové struktury je dále podpořena výsledky analýzy VPA, kde čistý vliv prostoru byl zanedbatelný (<1 %, adj. $R^2 = -0{,}029$). To podporuje ubikvitní model, podle něhož mikroskopické organismy díky efektivní pasivní disperzi nemají v malých a středních měřítkách výrazná biogeografická omezení. Minerální prameny jsou sice často označovány jako „ostrovy v krajině“ (Cantonati et al., 2012), nicméně pasivní transport prostřednictvím vody, živočichů nebo člověka může jejich izolovanost výrazně snižovat (Kristiansen, 1996; Soininen, 2007). Konektivita prostředí i časté disturbance (Bartoš, 2011) tak mohou vést ke zdánlivé ubikvitě druhů a potlačení biogeografických vzorců, včetně oslabení vztahu mezi druhovou nepodobností a geografickou vzdáleností (Vanormelingen et al., 2008).

Překvapivým zjištěním je rovněž absence signifikantní korelace mezi druhovou nepodobností a environmentální vzdáleností ($r = 0{,}062$, $p > 0{,}05$; Obr. 5), přestože mezi samotnými lokalitami byl prokázán vztah mezi geografickou a environmentální vzdáleností ($r = 0{,}210$, $p < 0{,}01$; Obr. 7). To znamená, že ačkoliv jsou vzdálenější prameny odlišnější svým chemismem, složení společenstev rozsivek na tento gradient nereaguje tak, jak by předpokládal klasický nikový model (Várbíró et al., 2020). Nízký podíl variability vysvětlený environmentálními faktory v analýze VPA (7,5 %) a výsledky analýzy *forward selection*, která identifikovala jako klíčové faktory pouze pH, Ca^{2+} a HCO_3^-, naznačují, že tyto parametry sice hrají roli v selekci druhů, ale nejsou jedinými determinanty. Význam pH a hlavních iontů je v souladu s literaturou (Soininen, 2007; Várbíró et al., 2020), avšak jejich celkový vliv zůstává omezený.

Tento závěr je podpořen i ordinačními analýzami, kdy PCA environmentálních dat (Obr. 9) ukázala zřetelné strukturování pramenů podle mineralizace a iontového složení, zatímco druhové složení tento vzorec nekopíruje a vykazuje výrazný překryv lokalit napříč typy pramenů (Obr. 10). Tento nesoulad naznačuje, že struktura společenstev není určována pouze environmentálními filtry a že významnou roli hrají i další procesy. V souladu s PCA ordinací jsou výsledky shlukové analýzy (Obr. 3), které neprokázaly zřetelné seskupování lokalit podle jednotlivých typů pramenů. Lokality se stejným hydrochemickým charakterem netvořily konzistentní shluky, což potvrzuje slabou vazbu mezi druhovým složením a měřenými environmentálními faktory prostředí. Ani v rámci detailnějšího pohledu, vyvozeného z pozorování v terénu, se nepodařilo identifikovat žádný jiný zřetelný faktor (např. zastínění, vliv potoku či míru antropogenního ovlivnění), který by vysvětloval pozorovanou strukturu shlukování.

Pro hodnocení ekologických preferencí společenstev rozsivek byly analyzovány relativní podíly indikačních hodnot podle Van Dama et al., (1994) v závislosti na typu pramene (Obr. 14; Tab. 2). Kombinace nízkých hodnot saprobity (S1–S2) a zároveň vysokých nároků na kyslík (O1) ukazuje na prostředí s nízkým obsahem organické hmoty a dobrou dostupností kyslíku, což odpovídá charakteru minerálních pramenů. Tomu odpovídají i hodnoty metabolismu dusíku (N1–N2), které reprezentují převahu dusík-autotrofních taxonů a tedy prostředí s nízkým podílem organicky vázaného dusíku. Na první pohled může působit rozporuplně převaha vyšších trofických hodnot (T4–T5), ta ale v tomto případě pravděpodobně neodráží eutrofizaci ve smyslu organického znečištění (neboli více N a P, ale spíše přirozeně zvýšenou koncentraci rozpuštěných minerálních látek. Prameny jsou tedy bohaté na minerály, nikoli organicky (N a P) zatížené. Z hlediska vlhkosti dominují hodnoty M3, tedy taxony vázané převážně na vodní prostředí, ale schopné výskytu i na trvale vlhkých substrátech. To dobře odpovídá charakteru studovaných pramenů, které jsou často mělké, lokálně vysychající a kde byly vzorky odebírány nejen z vody, ale i z přechodových mikrohabitatů (např. smáčené mechy nebo okraje pramenišť). Salinita byla ve většině případů zařazena do kategorie H2 (sladká až slabě brakická voda), což odpovídá zvýšenému obsahu rozpuštěných iontů v minerálních vodách. Tento charakter je dobře patrný zejména u pramenů typu Cl–Na–SO_4, a to například na lokalitě Radiovka (lokalita č. 34) byla naměřena koncentrace Cl^- 273 $mg \cdot l^{-1}$, což odpovídá vymezení této kategorie podle Van Dama et al., (1994). Celkově tak indikační hodnoty druhů popisují prostředí s nízkým organickým zatížením, vysokým obsahem kyslíku a zvýšenou mineralizací. Zároveň je ale patrné, že jejich zastoupení je napříč jednotlivými typy pramenů velmi podobné,

což potvrzuje předchozí výsledky a ukazuje na výrazný překryv společenstev a slabou vazbu mezi druhovým složením a měřenými environmentálními faktory prostředí.

Vysoký podíl nevysvětlené variability (87,5 %) naznačuje význam stochastických procesů, jak předpokládá neutrální teorie (Hubbell, 2001) a současně možný význam neměřených faktorů. V relativně malých a izolovaných společenstvech minerálních pramenů může ekologický drift významně ovlivňovat jejich složení (Várbíró et al., 2020). Přestože jednotlivé druhy mají svá ekologická optima a prostředí do určité míry funguje jako selekční filtr, struktura společenstev může být také významně ovlivněna i neustálým přísunem druhů z okolních stanovišť (např. potoků, oligotrofních tůní, podmáčených luk). Tento jev, označovaný jako *mass effect*, spočívá v tom, že disperze může být natolik intenzivní, že se na lokalitě udržují i druhy, které nejsou pro dané podmínky optimálně přizpůsobené. V důsledku toho může být vliv environmentální selekce částečně potlačen a společenstva nejsou tvořena pouze úzce specializovanými taxony, ale i druhy přinášenými z okolí. Jedním z možných vysvětlení je také monopolizační hypotéza (De Meester et al., 2002; Urban & De Meester, 2009), podle níž pořadí kolonizace ovlivňuje strukturu společenstva prostřednictvím prioritních efektů. Druhy, které kolonizují lokalitu jako první, mohou obsadit dostupné zdroje a omezit úspěšnost pozdějších kolonizátorů, i když mají podobné ekologické nároky. Složení společenstev v minerálních pramenech tak nemusí odrážet pouze lokální podmínky. Dalším vysvětlením může být vliv neměřených proměnných, jako je role mikrohabitatů nebo biotické interakce mezi druhy, které mohou významně ovlivňovat lokální složení společenstev. Svoji roli mohou hrát i železité bakterie, které mohou produkovat alelopatické látky či navazovat mutualistické vztahy a tím ovlivňovat strukturu společenstva (Brooks & Field, 2020).

Z výsledků práce vyplývá, že železité minerální prameny Slavkovského lesa představují velmi specifické prostředí, v němž je struktura společenstev rozsivek ovlivňována komplexní kombinací faktorů. Vedle základních fyzikálně-chemických charakteristik, jako je teplota vody, konduktivita, pH či koncentrace rozpuštěných iontů, se nejspíše uplatňují také lokální vlivy, například heterogenita mikrohabitatů, míra zastínění nebo antropogenní zásahy do pramenišť. Výsledná struktura společenstev je tak utvářena souhrou více faktorů, z nichž žádný nepředstavuje jednoznačně dominantní environmentální gradient. Právě tato komplexnost spolu s kombinací nízké teploty (v porovnání s termálními minerálními prameny), mírně kyselého pH a zvýšeného obsahu železa činí ze studovaných pramenů unikátní typ prostředí. Ve srovnání s jinými minerálními prameny, které byly dosud studovány (např. termální železité prameny Lai et al., 2019), silně alkalické prameny (např. Leira et al., 2017) nebo horské prameny (např.

Cantonati et al., 2012), zůstává tento typ minerálních pramenů v literatuře stále nedostatečně zastoupen. Minerální prameny tohoto charakteru tak představují perspektivní modelový systém, který by si zasloužil další pozornost i v budoucím výzkumu.

5 Závěr

Tato diplomová práce se zaměřovala na analýzu diverzity a struktury společenstev rozsivek v železitých minerálních pramenech Slavkovského lesa a na posouzení významu environmentálních a prostorových faktorů při jejich utváření. Bylo zjištěno, že studované prameny hostí vysokou druhovou diverzitu, přičemž většina zaznamenaných taxonů vykazuje nízkou frekvenci výskytu a pouze malá část druhů je široce rozšířená.

Navzdory výrazné hydrochemické heterogenitě lokalit nebyla prokázána jednoznačná vazba mezi druhovým složením společenstev a definovaným typem pramene. Ordinační i shlukové analýzy ukázaly výrazný překryv společenstev napříč jednotlivými hydrochemickými typy a nepotvrdily jejich jasné oddělení. Analýza variance (VPA) i Mantelovy testy dále prokázaly, že jak environmentální, tak prostorové faktory vysvětlují pouze malou část variability druhového složení. Přestože byly jako významné proměnné identifikovány pH, Ca^{2+}, HCO^{3-}, jejich vliv se ukázal jako omezený.

Analýza indikátorových druhů umožnila identifikovat taxony charakteristické pro jednotlivé typy pramenů. Druh *Epithemia gibba* byl potvrzen jako významný indikátor minerálních pramenů s vyšší mineralizací a vyšším pH. Pro silně mineralizované prameny typu Cl–Na–SO_4 se jako velmi vhodné indikátory ukázaly druhy *Navicula cincta* a *Navicula digitoconvergens*, jejichž výskyt je v souladu s jejich vazbou na prostředí s vyšší mineralizací a salinitou. Druh *Pinnularia ferrophila* vykazoval nejvýraznější afinitu k pramenům typu Mg–Fe–HCO_3, kde zároveň dosahoval nejvyšších abundancí, nicméně jeho výskyt nebyl na tento typ striktně omezen a byl zaznamenán i v dalších typech pramenů.

Získané výsledky naznačují, že struktura společenstev rozsivek v minerálních pramenech není určována pouze měřenými environmentálními filtry, ale je významně ovlivněna i dalšími procesy. Vysoký podíl nevysvětlené variability poukazuje na význam stochastických procesů. Významné mohou být rovněž i neměřené faktory prostředí, jako je heterogenita mikrohabitatů, antropogenní zásahy, zastínění či biotické interakce mezi organismy.

Celkově výsledky práce ukazují, že společenstva rozsivek v minerálních pramenech Slavkovského lesa jsou formována kombinací více ekologických filtrů, včetně specifických fyzikálně-chemických podmínek (např. pH, mineralizace, obsah CO_2 a železa), biotických interakcí, disperzních procesů a vlivu dalších, v této práci přímo neměřených faktorů.

6 Zdroje

Adler, P. B., HilleRisLambers, J., & Levine, J. M. (2007). A niche for neutrality. *Ecology Letters, 10*(2), 95–104.

Adler, P. B., HilleRisLambers, J., Kyriakidis, P. C., Guan, Q., & Levine, J. M. (2006). Climate variability has a stabilizing effect on coexistence of prairie grasses. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 103*(34), 12793–12798.

Agafonkin, V. (2021). *concaveman: Fast 2D concave hull algorithm* [R package]. https://CRAN.R-project.org/package=concaveman

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. (n.d.). *Minerální prameny – Slavkovský les*. Nature.cz. Citováno 25. dubna 2026 z https://slavkovskyles.nature.cz/mineralni-prameny

Alfaro, C., & Wallace, J. (1994). Origin and classification of springs and historical review with current applications. *Environmental Geology, 24*(2), 112–124.

Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology, 26*(1), 32–46. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x

Baas-Becking, L. G. M. (1934). *Geobiologie of inleiding tot de milieukunde*. W. P. Van Stockum & Zoon.

Baecher, J. A. (2024). The environmental filtering paradigm and non-filtering community assembly processes. *Journal of Biogeography*. Advance online publication. https://doi.org/10.1111/jbi.14973

Bartoš, J. (2011). *Krajem živých vod*. MAS 21.

Beauger, A., Voldoire, O., Wetzel, C. E., Allain, E., Millan, F., Breton, V., Kolovi, S., & Ector, L. (2020). Biodiversity and ecology of diatoms in mineral springs of the area of Sainte Marguerite (Massif Central, France). *BIOM – Revue scientifique pour la biodiversité du Massif central, 1*(1), 21–34.

Belyea, L. R., & Lancaster, J. (1999). Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos, 86*(3), 402–416. https://doi.org/10.2307/3546646

Benito, X., Fritz, S. C., Steinitz-Kannan, M., Tapia, P. M., Kelly, M. A., & Lowell, T. V. (2018). Geo-climatic factors drive diatom community distribution in tropical South American freshwaters. *Journal of Ecology, 106*(4), 1660–1672. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12934

Biggs, B. J. F., Stevenson, R. J., & Lowe, R. L. (1998). A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie, 143*(1), 21–56. https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/143/1998/21

Bonferroni, C. E. (1936). Teoria statistica delle classi e calcolo delle probabilità. *Pubblicazioni del R Istituto Superiore di Scienze Economiche e Commerciali di Firenze, 8*, 3–62.

Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs, 27*(4), 325–349. https://doi.org/10.2307/1942268

Brooks, C. N., & Field, E. K. (2020). Iron flocs and the three domains: Microbial interactions in freshwater iron mats. *mBio, 11*(6), e02720-20. https://doi.org/10.1128/mBio.02720-20

Cadotte, M. W., & Tucker, C. M. (2017). Should environmental filtering be abandoned? *Trends in Ecology & Evolution, 32*(6), 429–437. https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004

Cantonati, M., Füreder, L., Gerecke, R., Jüttner, I., & Cox, E. J. (2012). Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: Toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science, 31*(2), 463–480. https://doi.org/10.1899/11-111.1

CEN. (2014). *Water quality – Guidance standard for the routine sampling and preparation of benthic diatoms from rivers and lakes* (EN 13946:2014). European Committee for Standardization.

Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 345*(1311), 101–118. https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091

De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology, 90*(12), 3566–3574. https://doi.org/10.1890/08-1823.1

De Meester, L., Gomez, A., Okamura, B., & Schwenk, K. (2002). The monopolization hypothesis and the dispersal–gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecologica, 23*(3), 121–135. https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01145-1

Delgado, C., Feio, M. J., Pardo, I., & Almeida, S. F. P. (2020). Effects of water temperature on benthic diatom communities: Insights from thermal springs. *Plant Ecology & Diversity, 13*(2–3), 215–228. https://doi.org/10.1080/17550874.2020.1762133

Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the*

National Academy of Sciences of the United States of America, 104(52), 20684–20689. https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104

Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs, 67*(3), 345–366. https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2

Fenchel, T., & Finlay, B. J. (2004). The ubiquity of small species: Patterns of local and global diversity. *BioScience, 54*(8), 777–784.

Finlay, B. J. (2002). Global dispersal of free-living microbial eukaryote species. *Science, 296*(5570), 1061–1063.

Finlay, B. J., & Clarke, K. J. (1999). Ubiquitous dispersal of microbial species. *Nature, 400*, 828.

Finlay, B. J., Esteban, G. F., Clarke, K. J., & Olmo, J. L. (2001). Biodiversity of terrestrial protozoa appears homogeneous across local and global spatial scales. *Protist, 152*(4), 355–366.

Foissner, W. (2006). Biogeography and dispersal of micro-organisms: A review emphasizing protists. *Acta Protozoologica, 45*(2), 111–136.

Fránková, M., Bojková, J., Poulíčková, A., & Hájek, M. (2009). The structure and species richness of the diatom assemblages of the Western Carpathian spring fens along the gradient of mineral richness. *Fottea, 9*(2), 355–368. https://doi.org/10.5507/fot.2009.035

Fránková, M., Soukupová, M., Bobek, P., & Kulichová, J. (2022a). Cestování skrze prameny západočeského lázeňského trojúhelníku až do doby ledové I. *Arnika, 1*, 5–10.

Fránková, M., Soukupová, M., Bobek, P., & Kulichová, J. (2022b). Cestování skrze prameny západočeského lázeňského trojúhelníku až do doby ledové II. *Arnika, 2*, 7–13.

Fránková, M., Soukupová, M., Bobek, P., & Kulichová, J. (2024). Algologický a paleoekologický průzkum vybraných minerálních pramenů CHKO Slavkovský les. *Arnika, 2*, 26–29.

Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall.

Germain, R. M., Mayfield, M. M., & Gilbert, B. (2018). The 'filtering' metaphor revisited: Competition and environment jointly structure invasibility and coexistence. *Biology Letters, 14*(8), 20180460. https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0460

Grime, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist, 111*(982), 1169–1194.

Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica, 4*(1), 1–9.

Hijmans, R. J. (2022). *geosphere: Spherical trigonometry* (R package version 1.5-18). https://CRAN.R-project.org/package=geosphere

Hillebrand, H., & Blenckner, T. (2002). Regional and local impact on species diversity: From pattern to processes. *Oecologia, 132*(4), 479–491.

Hindáková, A. (2009). On the occurrence of *Achnanthes thermalis* var. *rumrichorum* (Bacillariophyceae) in Slovakia. *Fottea, 9*(2), 193–198. https://doi.org/10.5507/fot.2009.018

Hodač, L., & Veselá, J. (2006). Řasy rašelinišť Slavkovského lesa II. *Arnika, 1*, 11–18.

Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.

Chase, J. M. (2010). Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science, 328*(5984), 1388–1391.

Chase, J. M., & Myers, J. A. (2011). Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 366*(1576), 2351–2363.

Chave, J. (2004). Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters, 7*(3), 241–253. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2003.00566.x

Chesson, P. (1991). A need for niches? *Trends in Ecology & Evolution, 6*(1), 26–28. https://doi.org/10.1016/0169-5347(91)90144-M

Chesson, P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics, 31*, 343–366.

Khudher, E. K., & Al-Jasimee, A. S. (2019). Diatoms (Bacillariophyta) as bio-indicators. *International Journal of Research in Pharmaceutical Sciences, 10*(2), 1562–1565.

Kneitel, J. M., & Chase, J. M. (2004). Trade-offs in community ecology: Linking spatial scales and species coexistence. *Ecology Letters, 7*(1), 69–80.

Kociolek, J. P., & Stoermer, E. F. (2009). Oligotrophy: The forgotten end of an ecological spectrum. *Acta Botanica Croatica, 68*(2), 465–472.

Kociolek, J. P., Spaulding, S. A., Sabbe, K., & Vyverman, W. (2004). New *Gomphonema* (Bacillariophyta) species from Tasmania. *Phycologia, 43*(4), 427–444.

Kraft, N. J. B., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology, 29*(5), 592–599. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345

Krammer, K. (2000). *The genus Pinnularia*. In H. Lange-Bertalot (Ed.), *Diatoms of Europe: Diatoms of the European inland waters and comparable habitats* (Vol. 1). A.R.G. Gantner Verlag.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1986). *Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae*. In H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, & D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Vol. 2/1, pp. 1–876). Gustav Fischer Verlag.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1988). *Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. In H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, & D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Vol. 2/2, pp. 1–596). Gustav Fischer Verlag.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1989). *Achnanthes, eine Monographie der Gattung*. *Bibliotheca Diatomologica, 18*, 1–393.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1991a). *Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. In H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, & D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Vol. 2/3, pp. 1–576). Gustav Fischer Verlag.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1991b). *Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema*. In H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, & D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Vol. 2/4, pp. 1–437). Gustav Fischer Verlag.

Kristiansen, J. (1996). Dispersal by freshwater algae: A review. *Hydrobiologia, 336*(1–3), 151–157. https://doi.org/10.1007/BF00010829

Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association, 47*(260), 583–621. https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441

Květ, R. (1974). Relation of the occurrence of CO_2 and young volcanics to the thickness of the Earth's crust. *Sborník geologických věd, Geologie, 26*, 101–104.

Květ, R. (2011). *Minerální vody České republiky*. BLOK.

Lai, G. G., Beauger, A., Wetzel, C. E., Ector, L., & Lugliè, A. (2019). Diversity, ecology and distribution of benthic diatoms in thermo-mineral springs in Auvergne (France) and Sardinia (Italy). *PeerJ, 7*, e723. https://doi.org/10.7717/peerj.723

Lai, G. G., Padedda, B. M., Wetzel, C. E., Ector, L., & Lugliè, A. (2019). Diatom assemblages from different substrates of the Casteldoria thermo-mineral spring (Northern Sardinia, Italy). *Botany Letters, 166*(1), 14–31. https://doi.org/10.1080/23818107.2018.1533509

Lai, G. G., Wetzel, C. E., Ector, L., Lugliè, A., & Padedda, B. M. (2023). Composition, structure, and distribution of diatom assemblages in Mediterranean thermal spring ecotones affected by natural and human disturbances. *Aquatic Sciences, 85*, 55. https://doi.org/10.1007/s00027-023-00937-7

Lange-Bertalot, H., Hofmann, G., Werum, M., & Cantonati, M. (2017). *Freshwater benthic diatoms of Central Europe: Over 800 common species used in ecological assessment*. Koeltz Botanical Books.

Leach, K., Montgomery, W. I., & Reid, N. (2016). Modelling the influence of biotic factors on species distribution patterns. *Ecological Modelling, 337*, 96–106. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.06.008

Legendre, P., & Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs, 69*(1), 1–24. https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2

Leibold, M. A., & Chase, J. M. (2018). *Metacommunity ecology*. Princeton University Press.

Leibold, M. A., & McPeek, M. A. (2006). Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. *Ecology, 87*(6), 1399–1410.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters, 7*(7), 601–613. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x

Leira, M., Meijide-Failde, R., & Torres, E. (2017). Diatom communities in thermo-mineral springs of Galicia (NW Spain). *Diatom Research, 32*(1), 29–42. https://doi.org/10.1080/0269249X.2016.1276869

MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.

Manga, M. (2001). Using springs to study groundwater flow and active geologic processes. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 29*, 201–228.

Mann, D. G., Crawford, R. M., & Round, F. E. (2016). Bacillariophyta. In J. M. Archibald, A. G. B. Simpson, C. H. Slamovits, L. Margulis, M. Melkonian, D. J. Chapman, & J. O. Corliss (Eds.), *Handbook of the Protists* (pp. 1–62). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-32669-6_29

Mann, H. B., & Whitney, D. R. (1947). On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics, 18*(1), 50–60. https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491

Martiny, J. B. H., Bohannan, B. J. M., Brown, J. H., Colwell, R. K., Fuhrman, J. A., Green, J. L., Horner-Devine, M. C., Kane, M., Krumins, J. A., Kuske, C. R., & others. (2006). Microbial biogeography: Putting microorganisms on the map. *Nature Reviews Microbiology, 4*(2), 102–112. https://doi.org/10.1038/nrmicro1341

Masouras, A., Karaouzas, I., Dimitriou, E., Tsirtsis, G., & Smeti, E. (2021). Benthic diatoms in river biomonitoring—Present and future perspectives within the Water Framework Directive. *Water, 13*(4), 478. https://doi.org/10.3390/w13040478

Matthews, T. J., & Whittaker, R. J. (2014). Neutral theory and the species abundance distribution: Recent developments and prospects for unifying niche and neutral perspectives. *Ecology and Evolution, 4*(11), 2263–2277. https://doi.org/10.1002/ece3.1092

McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution, 21*(4), 178–185. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002

Meinzer, O. E. (1923). *Outline of ground-water hydrology with definitions* (U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 494).

Mertens, A., van der Wal, J., Verweij, G., Pex, B., van Dulmen, A., & van Dam, H. (2025). A revised list of diatom ecological indicator values in the Netherlands. *Ecological Indicators, 172*, 113219. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113219

Nakov, T., Beaulieu, J. M., & Alverson, A. J. (2018). Accelerated diversification is related to life history and locomotion in a hyperdiverse lineage of microbial eukaryotes (Diatoms, Bacillariophyta). *New Phytologist, 219*(1), 462–473.

Nathenson, M., Thompson, J. M., & White, L. D. (2003). Slightly thermal springs and non-thermal springs at Mount Shasta, California: Chemistry and recharge elevations. *Journal of Volcanology and Geothermal Research, 121*(1–2), 137–153. https://doi.org/10.1016/S0377-0273(02)00426-2

Nekola, J. C., & White, P. S. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography, 26*(4), 867–878.

Noga, T., Rybak, M., Peszek, Ł., Poradowska, A., Kochman-Kędziora, N., & Solak, C. (2018). *Mofette spring – unusual environment for microbial life on the example of diatoms* [Poster].

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (R package version 2.6-4). https://CRAN.R-project.org/package=vegan

Owen, R. B., Renaut, R. W., & Jones, B. (2008). Geothermal diatoms: A comparative study of floras in hot spring systems of Iceland, New Zealand, and Kenya. *Hydrobiologia, 610*, 175–192. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9433-9

Pajunen, V., Luoto, M., & Soininen, J. (2017). Unravelling direct and indirect effects of hierarchical factors driving microbial stream communities. *Journal of Biogeography, 44*(10), 2376–2385. https://doi.org/10.1111/jbi.13046

Passy, S. I. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany, 86*(2), 171–178. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.018

Passy, S. I. (2012). A hierarchical theory of macroecology. *Ecology Letters, 15*(9), 923–934. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01809.x

Pebesma, E. (2018). Simple features for R: Standardized support for spatial vector data. *The R Journal, 10*(1), 439–446. https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009

Pinseel, E., Kulichová, J., Scharfen, V., Urbánková, P., Van de Vijver, B., & Vyverman, W. (2019). Extensive cryptic diversity in the terrestrial diatom *Pinnularia borealis* (Bacillariophyceae). *Protist, 170*(2), 121–140. https://doi.org/10.1016/j.protis.2018.10.001

Potapova, M. G., & Charles, D. F. (2002). Benthic diatoms in USA rivers: Distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography, 29*(2), 167–187. https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00668.x

Potapova, M. G., & Charles, D. F. (2003). Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology, 48*(8), 1311–1328.

R Core Team. (2025). *R: A language and environment for statistical computing* (Version 4.5.0). R Foundation for Statistical Computing. https://www.r-project.org/

Reed, M. J. (1983). Introduction. In M. J. Reed (Ed.), *Assessment of low-temperature geothermal resources of the United States—1982* (U.S. Geological Survey Circular 892, pp. 1–8).

Rimet, F. (2012). *Diatoms: An ecoregional indicator of nutrients, organic matter and micropollutants pollution* (Doctoral thesis, Université de Grenoble). https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00748541

Rominger, A. J., Goodman, K. R., Lim, J. Y., Armstrong, E. E., Becking, L. E., Bennett, G. M., Brewer, M. S., Cotoras, D. D., Ewing, C. P., Harte, J., Martinez, N. D., O'Grady, P. M., Percy, D. M., Price, D. K., Roderick, G. K., Shaw, K. L., Valdovinos, F. S., Gruner, D. S., Gillespie, R. G., & Ricklefs, R. (2016). Community assembly on isolated islands: Macroecology meets evolution. *Global Ecology and Biogeography, 25*(7), 769–780.

Round, F. E., Crawford, R. M., & Mann, D. G. (1990). *The diatoms: Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press.

Rühland, K. M., Paterson, A. M., & Smol, J. P. (2015). Lake diatom responses to warming: Reviewing the evidence. *Journal of Paleolimnology, 54*(1), 1–35. https://doi.org/10.1007/s10933-015-9837-3

Sabbe, K., Vanhoutte, K., Lowe, R. L., Bergey, E. A., Biggs, B. J. F., Francoeur, S., Hodgson, D., & Vyverman, W. (2001). Six new *Actinella* (Bacillariophyta) species from Papua New Guinea, Australia and New Zealand: Further evidence for widespread diatom endemism in the Australasian region. *European Journal of Phycology, 36*(3), 321–340.

Saxena, A., Tiwari, A., Kaushik, R., Iqbal, H. M. N., & Parra-Saldívar, R. (2021). Diatoms recovery from wastewater: Overview from an ecological and economic perspective. *Journal of Water Process Engineering, 39*, 101705. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101705

Smith, V. H., Foster, B. L., Grover, J. P., Holt, R. D., Leibold, M. A., & DeNoyelles, F. (2005). Phytoplankton species richness scales consistently from laboratory microcosms to the world's oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 102*(12), 4393–4396.

Soininen, J. (2007). Environmental and spatial control of freshwater diatoms: A review. *Diatom Research, 22*(2), 473–490. https://doi.org/10.1080/0269249X.2007.9705724

Soininen, J., & Teittinen, A. (2019). Fifteen important questions in the spatial ecology of diatoms. *Freshwater Biology, 64*(11), 2071–2083.

Soininen, J., Jamoneau, A., Rosebery, J., & Passy, S. I. (2016). Global patterns and drivers of species and trait composition in diatoms. *Global Ecology and Biogeography, 25*(8), 940–950. https://doi.org/10.1111/geb.12452

Soininen, J., Jamoneau, A., Rosebery, J., Leboucher, T., Wang, J., Kokocinski, M., & Passy, S. I. (2019). Stream diatoms exhibit weak niche conservation along global environmental and climatic gradients. *Ecography, 42*(2), 346–353. https://doi.org/10.1111/ecog.03828

Soininen, J., Paavola, R., & Muotka, T. (2004). Benthic diatom communities in boreal streams: Community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography, 27*(3), 330–342. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03749.x

South, A. (2017). *rnaturalearth: World map data from Natural Earth* [R package]. https://CRAN.R-project.org/package=rnaturalearth

Spearman, C. (1904). The proof and measurement of association between two things. *The American Journal of Psychology, 15*(1), 72–101. https://doi.org/10.2307/1412159

Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society, 29*(1), 344–358. https://doi.org/10.1899/08-171.1

Teittinen, A., Wang, J., Strömgård, S., & Soininen, J. (2017). Local and geographical factors jointly drive elevational patterns in three microbial groups across subarctic ponds. *Global Ecology and Biogeography, 26*(8), 973–982. https://doi.org/10.1111/geb.12607

Telford, R. J., Vandvik, V., & Birks, H. J. B. (2006). Dispersal limitations matter for microbial morphospecies. *Science, 312*(5776), 1015.

Tennekes, M. (2018). tmap: Thematic maps in R. *Journal of Statistical Software, 84*(6), 1–39. https://doi.org/10.18637/jss.v084.i06

Tiffany, M. A., & Nagy, S. S. (2019). The beauty of diatoms. In J. Seckbach & R. Gordon (Eds.), *Diatoms: Fundamentals and applications* (pp. 33–58). Wiley. https://doi.org/10.1002/9781119370741.ch3

Urban, M. C., & De Meester, L. (2009). Community monopolization: Local adaptation enhances priority effects in an evolving metacommunity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 276*(1676), 4129–4138. https://doi.org/10.1098/rspb.2009.1382

Václ, J., & Květ, R. (1983). Porovnání „parketové“ interpretace zlomového porušení s rozborem planetárních ekvidistančních poruchových (PEP) systémů v Chebské pánvi a jejím fundamentu. In *Problematika geologické stavby uhelných ložisek ve velkých hloubkách* (pp. 125–143).

Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28*(1), 117–133. https://doi.org/10.1007/BF02334251

Van de Vijver, B., Gremmen, N. J. M., & Beyens, L. (2005). The genus *Stauroneis* (Bacillariophyceae) in the Antarctic region. *Journal of Biogeography, 32*(10), 1791–1798.

Vanormelingen, P., Verleyen, E., & Vyverman, W. (2008). The diversity and distribution of diatoms: From cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiversity and Conservation, 17*(2), 393–405. https://doi.org/10.1007/s10531-007-9257-4

Várbíró, G., Borics, G., Novais, M. H., Morais, M. M., Rimet, F., Bouchez, A., Tapolczai, K., Bácsi, I., Usseglio-Polatera, P., & B-Béres, V. (2020). Environmental filtering and limiting similarity as main forces driving diatom community structure in Mediterranean and continental temporary and perennial streams. *Science of the Total Environment, 741*, 140459. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140459

Vellend, M. (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology, 85*(2), 183–206. https://doi.org/10.1086/652373

Verb, R. G., & Vis, M. L. (2000). Comparison of benthic diatom assemblages from streams abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites. *Journal of the North American Benthological Society, 19*(2), 274–288.

Waring, G. A., Blankenship, R. R., & Bentall, R. (1965). *Thermal springs of the United States and other countries of the world: A summary* (U.S. Geological Survey Professional Paper 492).

Weiher, E., & Keddy, P. A. (1995). Assembly rules, null models, and trait dispersion: New questions from old patterns. *Oikos, 74*(1), 159–164.

Weiher, E., & Keddy, P. A. (1995). Assembly rules, null models, and trait dispersion: New questions from old patterns. *Oikos, 74*(1), 159–164.

Wetzel, C. E., Bicudo, D. C., Ector, L., Lobo, E. A., Soininen, J., & Bini, L. M. (2012). Distance decay of similarity in Neotropical diatom communities. *PLoS ONE, 7*(9), e45071. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045071

Wetzel, R. G. (1983). *Limnology*. Saunders College Publishing.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer.

Wickham, H., & Seidel, D. (2023). *scales: Scale functions for visualization* [R package]. https://CRAN.R-project.org/package=scales

Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., … Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software, 4*(43), 1686. https://doi.org/10.21105/joss.01686

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., & Vaughan, D. (2023). *dplyr: A grammar of data manipulation* (R package version 1.1.0). https://CRAN.R-project.org/package=dplyr

Wiens, J. J., Ackerly, D. D., Allen, A. P., Anacker, B. L., Buckley, L. B., Cornell, H. V., Damschen, E. I., Davies, T. J., Grytnes, J.-A., Harrison, S. P., Hawkins, B. A., Holt, R. D., McCain, C. M., & Stephens, P. R. (2010). Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology Letters, 13*(10), 1310–1324.

Wojtal, A. Z. (2013). *Diatoms of the genus Gomphonema from the Polish lowlands and uplands (Southern Poland)* (Vol. 59). Bibliotheca Diatomologica. J. Cramer (Gebrüder Borntraeger).

Zarnetske, P. L., Skelly, D. K., & Urban, M. C. (2012). Biotic multipliers of climate change. *Science, 336*(6088), 1516–1518. https://doi.org/10.1126/science.1222732

Zhou, J., & Ning, D. (2017). Stochastic community assembly: Does it matter in microbial ecology? *Microbiology and Molecular Biology Reviews, 81*(4), e00002-17. https://doi.org/10.1128/MMBR.00002-17

Zobel, M. (1997). The relative role of species pools in determining plant species richness: An alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution, 12*(7), 266–269.

Zorger, B. B., Tabarelli, M., de Queiroz, R. T., Rosado, B. H. P., & Pinho, B. X. (2019). Functional organization of woody plant assemblages along precipitation and human disturbance gradients in a seasonally dry tropical forest. *Biotropica, 51*(6), 838–850. https://doi.org/10.1111/btp.12721

7 Přílohy

7.1 Seznam příloh

Příloha 1 – Fotografie zkoumaných lokalit

Příloha 2 – Druhová tabule č.1

Příloha 3 – Druhová tabule č.2

7.2 Seznam elektronických příloh

Příloha 4 - Kompletní druhová tabulka (118 lokalit)

Příloha 5 - Kompletní Environmentální faktory (118 lokalit)

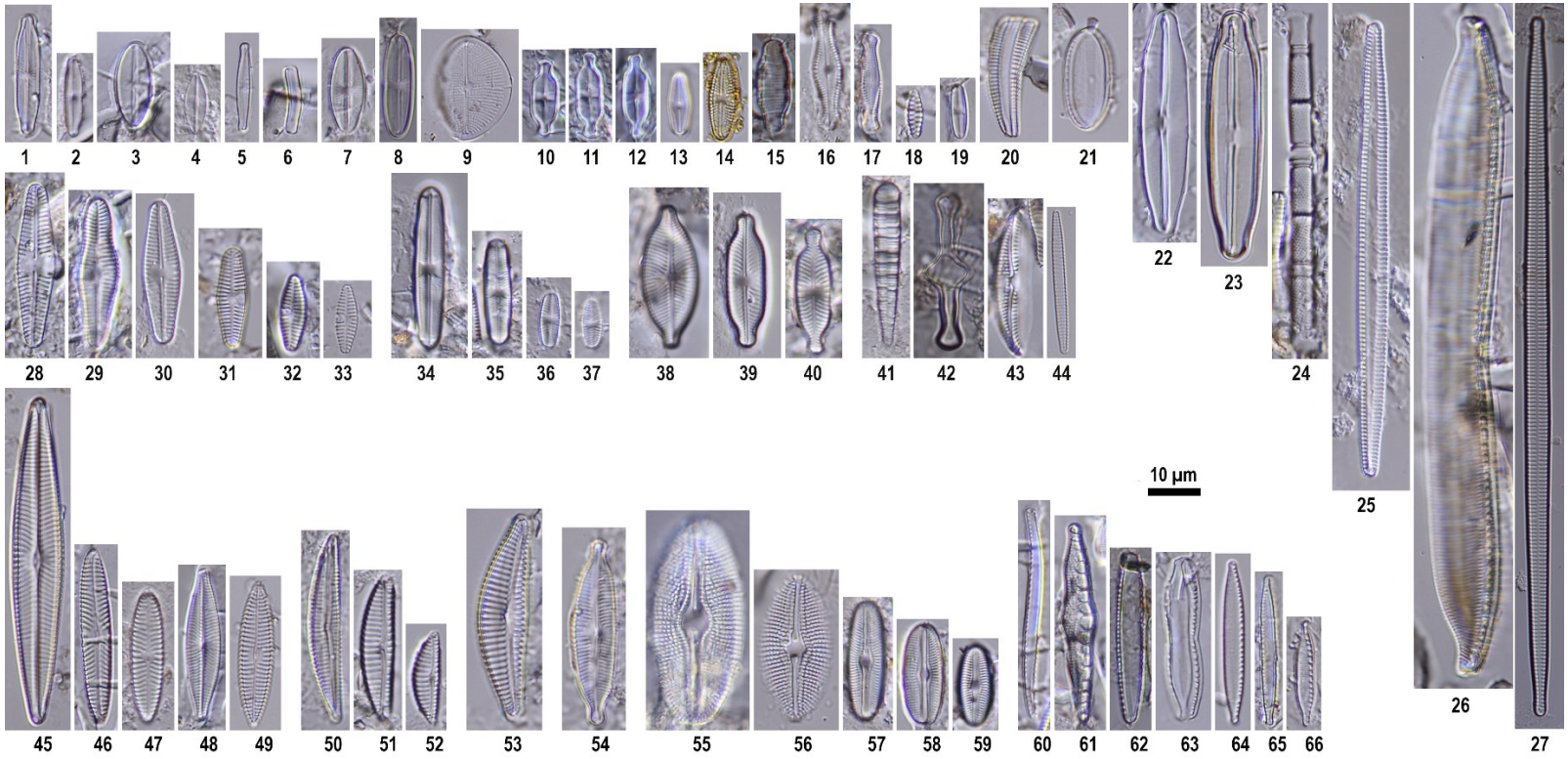
Příloha 6 - Zkrácená druhová tabulka (68 lokalit)

Příloha 7 - Zkrácená tabulka environmentálních faktorů (68 lokalit)

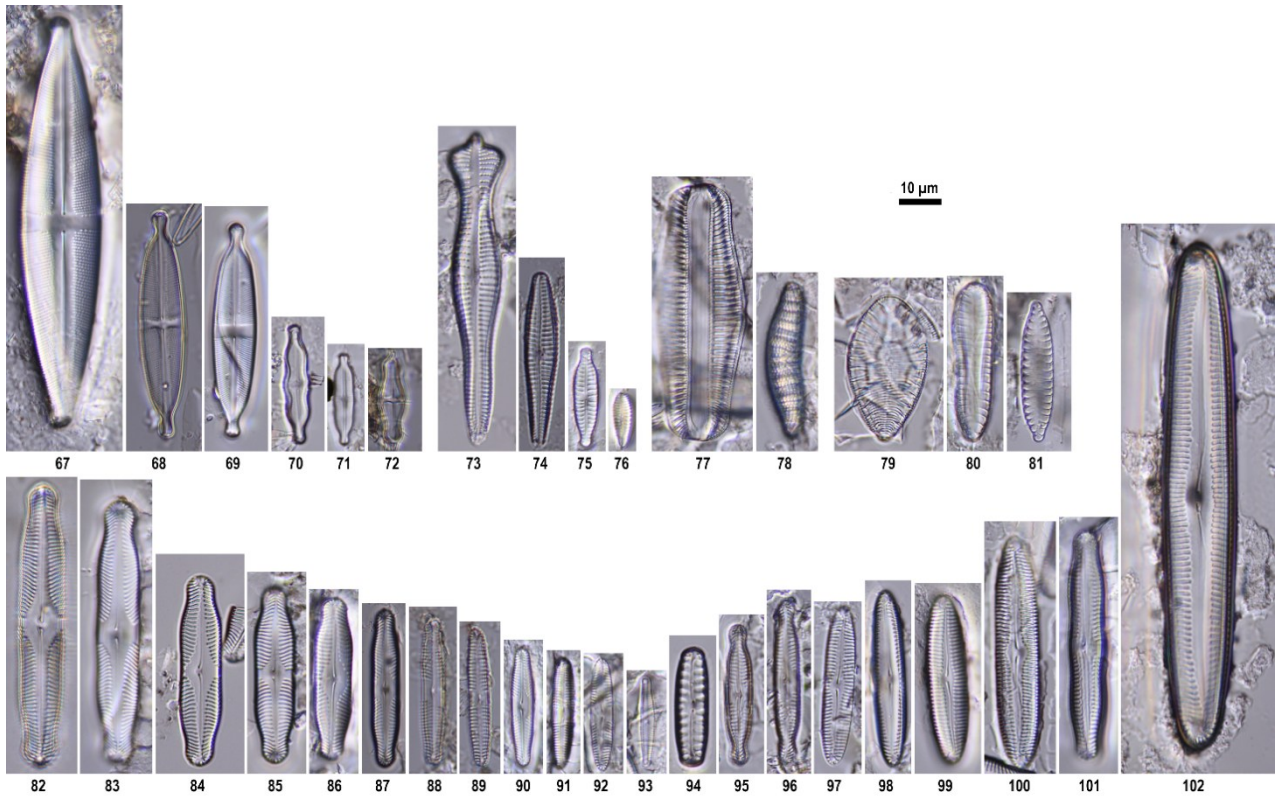
Příloha 8 - Zkrácená druhová tabulka (68 lokalit) - bez lokalit s 1 výskytem

Příloha 9 - Názvy lokalit a jejich kódy

Příloha 1: Fotografie zkoumaných lokalit. A) Pěkovická kyselka, B) Pramen Agnes, C) Liščí prameny, D) Farská kyselka, E) Mechová kyselka, F) Fridrichův pramen.



Příloha 2: Druhová tabule č.1. 1-2) Adlafia bryophila, 3) Adlafia minuscula var. muralis, 4) Adlafia minuscula var. minuscula, 5-6) Achnanthidium minutissimum, 7) Cavinula cocconeiformis, 8) Cavinula variostriata, 9) Cocconeis pediculus, 10-12) Gogorevia exilis, 13) Humidophila perpusilla, 14) Luticola mutica,15) Odonthidium anceps, 16-17) Chamaepinnularia krookii, 18) Staurosirella leptostauron var. dubia,19) Rossithidium petersenii, 20) Rhoicosphenia abbreviata, 21) Tryblionella debilis, 22-23) Frustulia vulgaris, 24) Aulacoseira sp., 25) Tabularia fasciculata, 26) Hantzschia amphioxys, 27) Ulnaria acus, 28-31) Planothidium lanceolatum, 32-33 Planothidium frequentissimum, 34-35) Sellaphora pseudopupula, 36-37) Sellaphora subseminulum, 38) Placoneis clementinosporina, 39-40) Placoneis paraelginensis, 41) Meridion circulare, 42) Tabellaria flocculosa, 43) Amphora copulata, 44) Fragilaria gracilis, 45) Navicula radiosa, 46-47) Navicula cincta, 48) Navicula cryptocephala, 49) Navicula recens, 50) Encyonema neogracile, 51) Encyonema perpusilum, 52) Encyonema silesiacum, 53) Cymbella hantzschiana, 54) Cymbopleura naviculiformis, 55) Diploneis krammerii, 56) Diploneis calcilacustris, 57) Diploneis separanda, 58-59) Diploneis fontinalis, 60) Nitzschia nana, 61) Nitzschia sinuata, 62) Nitzschia communis, 63) Nitzschia brevissima, 64) Nitzschia palea, 65) Nitzschia acidoclinata, 66) Nitzschia adamata,



Příloha 3: Druhová tabule č.2. 67) Stauroneis gracilis, 68) Stauroneis intricans, 69) Stauroneis anceps, 70) Stauroneis leguminopsis, 71) Stauroneis kriegeri, 72) Stauroneis separanda, 73) Gomphonema coronatum, 74) Gomphonema angustum, 75) Gomphonema productum, 76) Gomphonema clavatum, 77) Epithemia gibba, 78) Epithemia adnata, 79) Surirella ovalis, 80) Surirella minuta, 81) Surirella angusta, 82-87) Pinnularia ferrophila, 88-89) Pinnularia sinistra, 90) Pinnularia appendiculata, 91-92) Pinnularia schoenfelderi, 93) Pinnularia perrirorata, 94) Pinnularia borealis, 95) Pinnularia subcapitata var. subcapitata, 96) Pinnularia subcapitata var. elongata, 97) Pinnularia subrupestris, 98) Pinnularia castaregina, 99-100) Pinnularia neglectioformis, 101) Pinnularia nodosa, 102) Pinnularia viridis.