

**Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
Katedra plánování krajiny a sídel**



**Fakulta životního
prostředí**

**Význam vody a hydrických rekultivací
v post-těžebních krajinách**

Dizertační práce

**Ing. Vladimír Major
Aplikovaná a krajinná ekologie**

Školitelka: Ing. Markéta Hendrychová Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou dizertační práci "Význam vody a hydrických rekultivací v post-těžebních krajinách" vypracoval samostatně s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Práce nebyla předložena za účelem získání stejného nebo jiného akademického titulu dříve nebo na jiné instituci. Jako autor uvedené dizertační práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 2.10.2024

Ing. Vladimír Major

Poděkování

Rád bych na tomto místě ze srdce a hluboce poděkoval svým rodičům Daně a Vladimírovi Majorovým a dalším rodinným příslušníkům Bc. Janě Majorové, Karolíně Majorové, Mgr. Kristýně Donátové, Ing. Aleši Donátovi a Emě Bolckové. Dále odborníkům a přátelům pplk. Ing. Vivianě Švarcové, Ph.D.; Bibianě Fuchsové, DiS. a Ing. Lucii Vondrákové, Ph.D.

V neposlední řadě bych chtěl poděkovat své školitelce, Ing. Markétě Hendrychové, Ph.D.

ABSTRAKT

Předkládaná disertační práce využívá různorodé metodické přístupy v závislosti na zkoumané problematice. V první části teoreticky popisuje význam vody jako takové, její důležitost pro život na Zemi a rizikové faktory negativních rozměrů. Pozornost je dále věnována především těžební činnosti, jejímu vlivu na okolní krajinu a potenciálu hydrických rekultivací, které jsou rozvedeny na příkladech post-těžebních oblastí hnědouhelných pánví České republiky. Prostřednictvím pozorování, standardních analytických, kultivačních a molekulárně genetických metod byly následně v průběhu experimentálních studií provedeny četné komparace samovolně a antropogenně vzniklých vodních ploch, staršího či novějšího typu, vzhledem ke geografickému umístění, sezónním korelacím, fyzikálními hodnotám, okolní vegetaci, přítomné flóře a kvalitě vody. Detailněji byla studována biodiverzita vzdušných a vodních mikroorganismů, fytoplanktonu, zooplanktonu a chemické složení vybraných vod. Z hlavních výsledků je patrné, že se jedná o poměrně rozmanité oblasti se zdravým ekosystémem a poměrně kvalitní vodou. Kdy celkově nejvyšší biodiverzita byla zaznamenána u jezera Most. U jezera Milada byla zaznamenána maximální hodnota vzdušných mikromycet, a to v krajinné zóně ($1,1 \times 10^4$ KTJ/m³). Jejich diverzita ale nekorespondovala s nejvyšší diverzitou pozorované tamní vegetace. Dále bylo zjištěno, že větší vliv na populaci vzdušných mikromycet má spíše než stáří, poloha studovaných útvarů, jejich spontánní varianta vzniku či podzimní období roku. Hodnocení parametrů kvality vody bylo provedeno podle příslušných norem, ISO směrnic a legislativních požadavků. V souladu s vyhláškou nebyly pouze koncentrace celkových rozpuštěných látek a síranů na jezerech Medard (1883 mg/l, resp. 1072 mg/l) a Milada (824 mg/l, resp. 302 mg/l) a koncentrace uhlovodíků C10–C40 na jezeře Most (0,125 mg/l).

Práce je rovněž obohacena o fotodokumentaci a geografické mapování prostřednictvím Geografického informačního systému (GIS), které zobrazuje lokality jámových a přírodně významných jezer v severozápadní oblasti České republiky a Německé spolkové republiky spolu s dalším vyznačením míst, kde se nachází vrty, šachty, povrchová díla, zatopená důlní díla po těžbě černého a hnědého uhlí či zatopená důlní díla po lignitu. Jedná se o komplexní pohled na problematiku významu vody v post-těžebních krajinách, jehož výsledky mohou být využity nejen pro další výzkumné účely, ale i jako nové poznatky v procesech hydrických rekultivací.

ABSTRACT

The presented dissertation use diverse methodological approaches depending on the issue being examined. The first part is theoretical review on the significance of water, its importance for life on Earth, and the risk factors of negatively influencing it. Focus is primarily on mining activities, their impact on the surrounding landscape, and the potential of hydric reclamation, where examples are given of post-mining areas of brown coal basins in the Czech Republic. Through observations and the use of standard analytical, cultivation, and molecular genetic methods, numerous comparisons were made during experimental studies of both naturally and anthropogenically formed water bodies. The impact of age, geographic location, seasonal correlations, physical properties of lakes, surrounding vegetation, present flora, and water quality was determined. Biodiversity of airborne and aquatic microorganisms, phytoplankton, zooplankton, and the chemical composition of selected waters were studied in more detail. The main results show that these are relatively diverse areas with healthy ecosystems and relatively high water quality, with the highest overall biodiversity observed at Lake Most. The maximum value of airborne micromycetes was recorded at Lake Milada in the landscape zone (1.1×10^4 CFU/m³), however, lakes' diversity did not correspond with the highest diversity of the observed local vegetation. Furthermore, it was found that the age, location, spontaneous origin of lakes, or the autumn season had a greater influence on the population of airborne micromycetes. The assessment of water quality was carried out according to relevant standards, ISO guidelines, and legislative requirements. According to the regulations, only the concentrations of total dissolved substances and sulfates in Lakes Medard (1883 mg/l and 1072 mg/l, respectively) and Milada (824 mg/l and 302 mg/l, respectively) and the

concentration of hydrocarbons C10–C40 in Lake Most (0.125 mg/l) exceeded the limits.

The work is also supplemented with photodocumentation and geographic mapping generated using Geographic Information System (GIS), depicting the locations of pit and naturally significant lakes in the northwestern region of the Czech Republic and Germany, along with location of boreholes, shafts, surface and flooded mining works from black and brown coal mining, or flooded lignite mining works. The GIS analysis offers a comprehensive insight into the issue of the significance of water in post-mining landscapes, with conclusion useful not only to further research purposes but also as new insights into hydric reclamation processes.

OBSAH

SEZNAM ZKRATEK	11
ÚVOD	15
CÍLE DIZERTAČNÍ PRÁCE.....	17
LITERÁLNÍ REŠERŠE.....	18
1. VÝZNAM VODY A JEJÍ DRUHY.....	18
1.1 Povrchové vody.....	21
1.2 Vody podzemní	22
1.3 Důlní vody.....	23
1.4 Kyselé vody	25
1.5 Odpadní vody.....	26
1.6 Termální a lázeňské vody	26
2. TĚŽBA, JEJÍ VLIV NA KRAJINU A SOUČASNÝ STAV	28
3. REKULTIVACE OBECNĚ A JEJICH HYDRICKÁ VARIANTA.....	32
3.1 Příklady hydrických rekultivací v ČR.....	35
3.1.1 Region podkrušnohorské pánve (Karlovarsko-Ústecký kraj ČR)	36
3.1.1.1 Hydrické rekultivace na post-těžebním území v Mostecké pánvi	37
3.1.1.2. Hydrické rekultivace na post-těžebním území v Sokolovské pánvi	45
3.1.1.3 Hydrické rekultivace na post-těžebním území v Lužické pánvi	48
3.2 Hydrické rekultivace na post-těžebním území Německa	49
4. MIKROBIOM JEZER PO HYDRICKÉ REKULTIVACI POST-TĚŽEBNÍCH OBLASTÍ	54
EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	57
5. METODIKY A TECHNIKY.....	57

5.1 Geografické mapování.....	58
5.2 Společenstvo vzdušných mikromycet, charakteristika důlních jezer a jejich porovnání	61
5.2.1 Plán a technika odběru vzorků pro analýzy vzdušných mikromycet	61
5.2.2 Měření průhlednosti vody	62
5.2.3 Kultivace a kvantifikace vzdušných mikromycet	62
5.2.4 Extrakce DNA.....	63
5.2.5 Analýzy PCR	63
5.2.6 Purifikace amplikonů	64
5.2.7 Sekvenování DNA	64
5.2.8 Statistické analýzy	65
5.3 Stanovení kvality vod vybraných jezer post-těžebních lokalit ČR	65
5.3.1 Hodnocení kvality vody	65
5.3.2 Technika odběru vzorků pro spektrum mikromycet a bakterií	65
5.3.3 Filtrace vody a kultivace mikromycetů.....	66
5.3.4 Kultivace organotrofních mikroorganismů.....	66
5.3.5 Mikrobiální identifikace.....	66
5.3.6 MALDI-TOF-MS	66
5.3.7 Statistické analýzy	67
6. VÝSLEDKY	68
6.1 Společenstvo vzdušných mikromycet, charakteristika důlních jezer a jejich porovnání	68
6.1.1. Nově antropogenně vzniklá jezera	71
6.1.2. Starší antropogenně vzniklá jezera	71
6.1.3. Přirozeně vzniklé vodní útvary	72
6.2 Stanovení kvality vod vybraných jezer post-těžebních lokalit ČR	78
7. DISKUZE	104

8. ZÁVĚR	114
LITERATURA A POUŽITÉ ZDROJE	117

SEZNAM ZKRATEK

%	procento
AMD	z angl. Acid Mine Drainage, kyselé důlní vody
ANOVA	z angl. Analysis of variance, Analýza rozptylu (variance)
BLAST	z angl. Basic Local Alignment Search Tool,
BSK	biochemická spotřeba kyslíku
C10–C40	uhlovodíky s 10 až 40 atomy uhlíků
CCME	z angl. Canadian Council of Ministers of the Environment, Celosvětová zdravotnická organizace
ČOV	čistírny odpadních vod
ČR	Česká republika
ČSN	České technické normy
dH ₂ O	deionizovaná voda
DNA	deoxyribonukleová kyselina
DO	množství rozpuštěného kyslíku
E souřadnice	východní délky
E voda	z angl. excellent, výborný
EF1 α	elongační faktor 1- α
EP	z angl. extremely poor, extrémně špatný
EU	Evropská Unie
F	z angl. fair, zhoršený
g	gram
G	z angl. good, dobrý
GIS	geografický informační systém
ha	hektar
CHSK	chemická spotřeba kyslíku
ISO	z angl. International Organization for Standardization,

ITS	interní transkribované spacerové oblasti
jed.	jedinec
	Kanadská rada ministrů životního prostředí
kDa	kilodalton
kHZ	kiloherz
km	kilometr
KTJ	kolonie tvořící jednotku
kV	kilovolt
l	litr
L	z angl. landscape zone, krajinná zóna
m n.m.	metrů nad mořem
m	metr
M	molární hmotnost
m ³	metr krychlový
MALDI-TOF-MS	z angl. matrix-assisted laser desorption/ionization time-of-flight mass spektrometry, hmotnostní spektrometrie s laserovou desorpcí a ionizací za účasti matrice s průletovým analyzátozem
max.	maximum
MCE	membránové filtry z esterů celulózy
MEA	z angl. Malt Extract Agar, sladidový agar Mezinárodní organizace pro normalizaci
mg	miligram
mil.	milion
mld.	miliarda
mS	milisiemens
MŽP	ministerstvo životního prostředí
N	severní šířky
NaOAc	octan sodný

NCBI	Národní centrum pro biotechnologické informace nástroj pro vyhledávání místního zarovnání z angl. National Center for Biotechnology Information,
NL	nerozpuštěné látky
nm	nanometr
ns	nanosekunda
NV	nařízení vlády
opt.	optimum
ot/min	otáčky za minutu
p	hodnota statistické významnosti
P	z angl. poor, špatný
PCR	polymerázová řetězová reakce
prům.	průměr
QS	z angl. quorum sensing, systém snímáním hustoty populace
rDNA	ribosomální deoxyribonukleová kyselina
RL	rozpuštěné látky
S	z angl. shore zone, pobřežní zóna
sp.	blíže nespecifikovaný druh
spp.	více různých druhů
SUVA	specifická ultrafialová absorpance
t	tuna
TDS/TSS	celkový obsah rozpuštěných/suspendovaných pevných látek
tef1 α	translační elongační faktor 1- α
THM	trihalomethan
TOC	celkový organický uhlík
tubb	β -tubulin
TYA	trypton kvasinkový agar
tzv.	takzvaně

USA	Spojené státy americké
UV	ultrafialové záření
VŠCHT	Vysoká škola chemicko-technologická
W	z angl. water zone, jezerní zóna
WHO,	z angl. World Health Organization,
WMS	Web Mao Service
WQI	z angl. water quality index, index kvality vody

ÚVOD

Kvalita vody je životně důležitým, a přesto poměrně náchylným parametrem, který může být narušen z mnoha stran. Ať se již jedná o vliv monofaktoriální či komplexní, narušením kvality vody může dojít k ovlivnění celého ekosystému. Neblahý efekt na kvalitu vody může mít projev jak biologický, fyzikální, tak chemický.

V oblasti chemismu může být kvalita vody zhoršena např. přítomností nebo celkově zvýšenou koncentrací síranů, fluoru, fosforu, solí, arzenu, oxidu křemičitého, mědi, rtuti, uranu, olova či manganu nebo organických látek obecně. Vysoký obsah železa ve vodě může způsobit kožní či zažívací problémy (Kumar a kol., 2017), stejně jako vysoké koncentrace dusičnanů apod. (Schullehner a kol., 2018).

Svůj podíl, který s chemickým složením vody často souvisí, mohou mít i potenciální mikroorganismy, řasy, houby, prvoci a viry (Rajawat a Madheswaran, 2016; Saleem a kol., 2016). V kontaminované vodě se mohou vyskytovat ale i helmiti, tedy parazitičtí červy (Peavy a kol., 1985). Řasy a houby mohou být příčinou změny chuti a nositelem zápachu, což vede ke změnám biodiverzity, vlivu na růst určitých druhů vodních živočišných organismů a ryb (Agunwamba, 2000). Přičmž řasy převládají hlavně v povrchových vodách a znemožňují tak i jejich rekreační využití (Linsley a kol., 1992).

Většina kontaminantů se přirozeně vyskytuje v životním prostředí a do vody se dostávají za antropogenní účasti (Kausley a kol., 2019). Jednou z nejběžnějších oblastí spojenou s potenciálním ohrožením vodních zdrojů bývá kromě zemědělské a průmyslové činnosti či hromadění odpadů, a to i typu lékových preparátů, těžební odvětví.

Předkládaná dizertační práce je tak především zaměřena na změny související s těžební činností a užívané hydrické rekultivace pro znovuobnovení

narušené krajiny. V rámci studia bylo sledováno celkem devět vybraných zatopených lokalit po uhelné těžbě v České republice. U některých byly analýzy rozvinuty o detailní průzkum legislativně sledovaných parametrů vody. Vyhodnocení výsledků vedlo k závěrům o kvalitě a vhodnosti využití zmiňovaných vod, vzhledem k původnímu geologickému podkladu, časové posloupnosti a rozvoji biodiverzity.

Práce byla podpořena a financována grantovými výzkumnými projekty číslo:

- **20194229** (interní číslo: 42190/1312/3172) Podpora výzkumu doktorandů zaměřených na studium vlivu historie, vlastnických vztahů a současného managementu na krajinu, zejména vodní režim, ochranu půdy a biodiverzitu.
- **2020B0019** (interní číslo: 42190/1312/3113) Společenstva mikromycét post-těžebních lokalit: efekt charakteru vodních ploch v České republice a Německu.

CÍLE DIZERTAČNÍ PRÁCE

Předkládaná dizertační práce je zaměřena na zhodnocení vlivu těžební činnosti na životní prostředí, konkrétně na zhodnocení obnovy těžené krajiny se zaměřením na hydrické rekultivace. Jednotlivé cíle lze shrnout do několika následujících bodů:

- Zmapovat specifické vodní prvky vzniklé v souvislosti s těžbou hnědého uhlí (v okolí Krušných hor – pánve Severočeské, Sokolovské a Lužické; na straně Německé v okolí Lipska, Drážďan a Cottbusu).
- Charakterizovat vybrané vodní útvary po těžbě hnědého uhlí v ČR.
- Analyzovat tamní mikroflóru, a to ve vodním prostředí i okolním vzduchu.
- U vybraných vodních útvarů zpracovat podrobnou analýzu zooplanktonu a fytoplanktonu.
- U studovaných vodních útvarů provést analýzu chemického složení vody a zhodnotit její kvalitu.
- Provést vzájemnou komparaci naměřených dat a posoudit efekt geografické polohy, stáří vodní plochy, sezónního období, fyzikálních parametrů, variability břehů a vegetace.
- Vывodit závěry a doporučení pro podporu biodiverzity a kvality vody v post-těžebním prostředí.

LITERÁLNÍ REŠERŠE

1. Význam vody a její druhy

Voda neboli H_2O je životně důležitou dvouprvkovou sloučeninou, která zaujímá 70,7 % Zemského povrchu. Vyskytovat se může v různých podobách, a to plynném (pára), kapalném (roztok) nebo pevném (led) skupenství. U lidí tvoří v závislosti na pohlaví, věku a dalších faktorech 46–60 % hmotnosti těla (Sesune a Kubala, 2020). Jedná se o biologicky významnou surovinu a časté přírodní rozpouštědlo s maximální hustotou $1\ 000\ kg/m^3$. Přičemž hustota vody se zvyšuje v závislosti na stoupající teplotě. Voda vzniká prudkým až explozivním exotermním slučováním vodíku s kyslíkem podle rovnice: $2H_2 + O_2 \rightarrow 2H_2O$ (Orlíková, 1995). V rámci hydrologického cyklu jsou nasycené atmosférické vodní páry uvolňovány prostřednictvím srážek ve formě deště, mrholení či plískanic, krupobití apod. zpět na zemský povrch, kde se shromažďují v podobě mnoha rozličných vodních útvarů (Ezugwu a Osarumwense, 2022).

Rozložení vodních ploch na celém zemském povrchu je však nerovnoměrné. Existují tak místa s nedostatkem vodních zdrojů, což má za následek, hlavně v suchých a polosuchých oblastech, snížení jejich kvality a objemu, a tím narušení křehké symbiózy prostředí (Gu, 2014; Meng a kol., 2016; Guo a kol., 2020; Yang a kol., 2021). Tomu nepřispívá ani každoroční růst poptávky.

Vlivem globálních změn, rostoucího počtu populace, migrace, průmyslového vývoje a dalších faktorům došlo za posledních 100 let až k šestinásobnému zvýšení využití sladké vody (přibližně 1% nárůst ročně). Na základě poslední zprávy OSN o světovém rozvoji vody z roku 2024 představuje celosvětové zemědělství zhruba 70 % odběrů sladké vody, průmysl 20 % a domácí využití asi 12 % (UNESCO, 2024). Ve spojení s technickým pokrokem,

zemědělskou výrobou a mnohdy nešetrným přístupem lidské populace, tak dochází spolu s degradací a znečištěním životního prostředí i ke kontaminacím této esenciální komodity (Xu a kol., 2022a).

Nedostatkovou se pak stává i voda pitná. Tedy voda, která je pro člověka zdravotně nezávadná (WHO, 2017). Za bezpečnou je považována ta, která splňuje fyzikální, biologické a chemické vlastnosti směrnic celosvětové zdravotnické organizace (WHO, z angl. World Health Organization) nebo jiné národní normy (CAWST, 2009). Přičemž z hlediska bezpečnosti mají primární význam normy a limity, ale hodnotí se i sensorický vjem, který zahrnuje barvu a chuť (Yan a kol., 2016).

Kvalita vody je hodnocena pomocí kvantitativních metod. Vyvinutý index pro hodnocení kvality vody (WQI, z angl. water quality index) intuitivně a komplexně vyobrazuje celkovou kvalitu (Terrado a kol., 2010; Yang a kol., 2017; Gikas a kol., 2020; Mariana a kol., 2022). Na nejvíce znečišťující faktor, klade důraz metoda Nemerowového indexu, která se zaměřuje na identifikaci jediného, a to nejhoršího parametru vody (Yang a kol., 2017; Su a kol., 2022). Je využívána asijskými, africkými i evropskými zeměmi, kdy přiřazený vážený průměr následně vycházející z odborného posudku s environmentální významností (Singh a kol., 2013; Ewald, 2017; Uddin a kol., 2021; Chidiac a kol., 2023). Nejvíce sledované jsou v tomto ohledu parametry jako je biochemická spotřeba kyslíku (BSK), množství rozpuštěného kyslíku (DO), dusičnany, celkový fosfát, teplota, zákal, celkový obsah rozpuštěných nebo suspendovaných pevných látek (TDS nebo TSS), pH a fekální koliformní bakterie, především indikátorová *Escherichia coli* (de Oliveira a kol., 2019; Chidiac a kol., 2023). Svou nepostradatelnou úlohu má v této sféře i fyto- a zoo-plankton či makrozoobentos. Společenstva těchto organismů reagují nejen na klimatické změny, hustotu jedné či druhé populace, ale i na znečištění organickými látkami anebo těžkými kovy. Jsou přirozenými indikátory prostředí, jejichž úhyn je odrazem negativních faktorů. Norma ČSN

75 7716 z roku 1998 tak stanovuje podmínky pro vyhodnocení tzv. saprobního indexu, který koreluje s hydrologickými podmínkami a kvalitou vody (Odum, 1977; Kokeš a Němejcová, 2006; Skála, 2019; Havel a kol., 2020). Vyvinuto bylo i členění, které integruje tři hodnotící proměnné do jednoho indexu: rozsah, četnost a amplitudu překročení kvality vody. Všechna tato měřítka se následně kombinují do jednoho výsledku na škále od nejhorší 0–100 po nejlepší kvalitu (Tab. 1). Odlišné členění je pak používáno například pro říční vody či povrchové útvary (Darvishi a kol., 2016; Brown 2019).

Tabulka č. 1 Kategorizace kvality vody podle CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001; Kizar, 2018; Chidiac a kol., 2023).

Třída	Hodnota WQI	Hodnocení	Podmínky
I.	95–100	vynikající	nedochází ke zhoršení kvality – voda je chráněná; doporučené směrnice jsou po celou dobu měření splňovány
II.	89–94	velmi dobrá	mírné zhoršení kvality vody – voda je chráněná; podmínky se přibližují nedotčené úrovni
III.	80–88	dobrá	mírné zhoršení kvality vody – voda je chráněná; minimální odchylování od žádoucí úrovně
IV.	65–79	správná	občas zhoršená kvalita vody – voda je obvykle chráněná; občasné odchýlení podmínek od požadované úrovně
V.	45–64	marginální	častá zhoršená kvalita vody; časté odchýlení podmínek od žádoucí úrovně
VI.	0–44	slabá	téměř vždy zhoršená kvalita vody; obvyklé odchýlení od žádoucí úrovně

V českých zemích se od 60. let 20. století vyhodnocuje kvalita vody pravidelně. Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody v ČR byla dokonce začátkem tohoto roku aktualizována. Normy a vyhlášky se upravují tak, aby byla

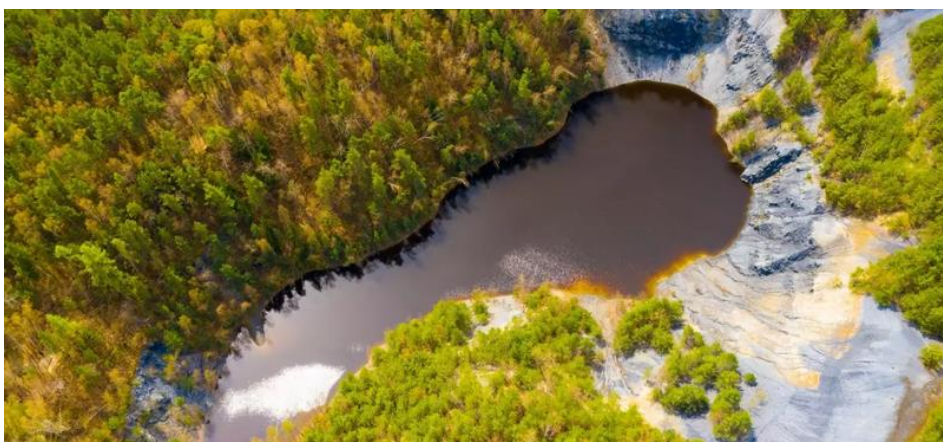
zajištěna požadovaná úroveň ochrany, přičemž hodnotící zájem směřuje na ukazatele znečištění i úrovně přípustného znečištění. České technické normy (ČSN) o vodním hospodářství krom jiného určují také jednotné třídění jakosti (třídy) např. tekoucích povrchových vod (ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod), které poté slouží k porovnání kvality na různých místech a v různém čase.

1.1 Povrchové vody

Povrchová voda je nahromaděný vodní útvar s otevřeným zdrojem na zemském povrchu, který zahrnuje potoky, řeky, rybníky, jezera apod. Svou „odhaleností“ je ještě více náchylná ke kontaminaci, zhoršení kvality a ohrožení zemědělskými procesy (Moss, 2008; Avannavar a Shrihari, 2008; Kumar a kol., 2010). Významnou příčinou znečištění jsou pesticidy, organický odpad a dusíkatá hnojiva (RCEP, 1979; Lin a kol., 2022). Kontaminanty jsou tedy především dusičnany, dále fosfory, těžké kovy, půdní sedimenty, sole a patogeny (Parris, 2012). Narůstající znečištění povrchových vod je patrné především v rozvojových zemích, kde jsou kvůli zvýšené poptávce zemědělské plochy zavlažovány odpadní vodou. Kromě kontaminace vody povrchové tak zde dochází současně ke kontaminaci zemědělské půdy a následně i potravin (Lu a kol., 2015).

Povrchové vody vznikají v přírodě samovolně anebo působením člověka, jako například hydrické rekultivace po těžební činnosti. Umělé útvary, ať již se jedná o odkloněná koryta řek nebo nově vzniklá jezera následně mohou dát vznik cíleným druhům organismů z oblasti fauny i flóry, ale i redukovat rozmanitost původní přirozené biodiverzity. Někdy samovolné či neregulované zatopení jam obsahujících či původně bohatých na nerostné suroviny, může zahrnovat prvky indukující specifické prostředí a vznik vzácných druhů. Příkladem může být Hromnické červené jezírko vniklé po těžbě břidlice (Obr. 1), které je díky

vysokému obsahu železa evropským unikátem a přírodní památkou. Vysoké koncentrace železa se po provzdušnění vody sráží, zanáší dno vrstvami rezavých sraženin a udávají zrzavo-hnědou barvu vody (Klapper a kol., 1996; Frouz a kol., 2007). Jezírko je zároveň slabým roztokem kyseliny sírové, která nastoluje biologické podmínky znemožňující život mnoha vodních živočichů, zejména ryb. Zakázané je zde i koupání (Kutka, 2022).



Obrázek č. 1 Fotografie Hromnického jezírka (převzato z Kudyznudy.cz, 2024).

1.2 Vody podzemní

Dešťové srážky prostupující přes půdy a horniny až k vodonosným vrstvám tvoří vodu podzemní, jejíž kvalita je odvislá od místa, kterým prostupuje (Todd a Mays, 2005; Arora, 2007; Mahalingam a kol., 2014; Ocheri a kol., 2014). Do složení podzemních vod se zároveň promítají fyzikálně-chemické parametry horniny, kterými protékají (Pačes, 1982).

Pro lidi na celé naší planetě je nezbytná dobrá kvalitní voda, a taková pochází především z podzemních zdrojů. Podzemní voda poskytuje asi 25 % veškeré vody používané k zavlažování a polovinu sladké vody odebrané pro domácí účely (UNESCO, 2024). Přístup k takto uložené vodě je prováděn pomocí

kopaných studní nebo vrtů podle hloubky (Ezomo a kol., 2013). Avšak jak již bylo zmíněno, rostoucí znečištění přispívá k úbytku i podzemních vod a negativním dopadům, výrazným především v aridních a polosuchých oblastech světa (Leite a kol., 2018; Yaghobi a kol., 2019; Pande a kol., 2022). Jednou z nejpostiženějších oblastí je Mexiko. Zde závadná voda představuje vysoké zdravotní riziko pro většinu tamních obyvatel. Vzácností jsou oblasti v Buenavista de Cuellar Aquifer (Conagua, 2021).

1.3 Důlní vody

Dle rozličné legislativy dochází k různým definicím důlní vody. Buď se jedná o veškeré podzemní, povrchové a srážkové vody nebo o jednotlivé dělení či pouze o vodu spjatou s důlní činností (Zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství; Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů; Burghardt a kol., 2017). V rámci této dizertační práce je termín „důlní voda“ používán jako označení asociované s těžební aktivitou. V této spojitosti je však nutné vzít v úvahu, že jakákoliv interakce vody s přítomnými či reziduálními horninami oboustranně mění charakter a dochází k potenciálnímu vzniku více či méně toxických látek (Yao a kol., 2019; Matos a kol., 2019; Yao a kol., 2020). Důlní voda může být silně obohacena rozpuštěnými látkami, které mnohdy desetinásobně až stonásobně převyšují koncentrace solí v běžných povrchových vodách. Problematické jsou především vysoké koncentrace železa, manganu, amoniaku či hydrogenuhličitanů, jejichž kompaktní sraženiny zanášejí toky a zmenšují kapacitu koryt. Největší podíl rozpuštěných látek z těžebních dolů často tvoří sírany. Ty v nižších koncentracích sice nevádí tamním organismům, ale přispívají k destrukci betonových konstrukcí. Rozsáhlejší zamokření výsypky zároveň ohrožuje její stabilitu, a proto je nutné provádět odvodnění těchto ploch. Budování odvodňovacích příkopů je významnou součástí rekultivací. Na způsobu

provedení odvodňovací sítě významně závisí i další vývoj kvality vody. V úzkých kanálech s hladkým dnem voda rychle odtéká a zachovává si špatné vlastnosti na velkou vzdálenost. Optimální srážení hydrogenuhličitanů probíhá např. v pěnovcových mokřadech s vodním sloupcem vysokým jen několik milimetrů. V tomto případě dochází i k rychlému poklesu koncentrace amoniaku a manganu. V odvodňovacích kanálech přispívají ke srážení uhličitanů dřevěné hrázky (Frouz a kol., 2007).

Důlní vody mají významnou fyzikálně chemickou vlastnost – je v nich málo rozpuštěného kyslíku a redoxní potenciál nabývá hodnot menších než 0. Dosahující dokonce hodnot až -100 mV. Prostředí je tedy významně redukční a potenciálně přítomné železo a mangan se vyskytuje ve dvojmocné formě. U těchto vod, když se dostanou do recipientu, nastává překotné dosycování kyslíkem a změny z redukčního stavu na oxidační. U manganu je tento proces pomalejší (R-PRINCIP Most s. r. o., 2018). Chemické a fyzikální vlastnosti, které prochází proměnou v závislosti na prostoru a času jsou stěžejními faktory pro následné využití důlní vody (Li a kol., 2014; Li a kol., 2017; Zhang Z. a kol., 2021).

Důlní voda je zpočátku většinou uchovávána především v podzemních jímkách a je podzemní zásobárnou čekající pro využití, ať už během těžby nebo po ní (Zhang a kol., 2009; Zhang C. a kol., 2021). Podzemní jímky se však potýkají se třemi podstatnými problémy, a to se skladovací kapacitou, s kvalitou vody a s celkovou bezpečností v dolech. Rezervoáry musí být schopné vodu efektivně a bezpečně uchovávat a čistit. Mezi důležité parametry tak spolu s horninou, která může mít přirozený čistící účinek, patří hloubka zásobárny se specifickým koeficientem akumulace 0,3 a uložení, které je primárně závislé na výšce těžby a mocnosti horniny (Zhang a kol., 2009; Song a kol., 2020; Zhang Z. a kol., 2021).

Při řešení celosvětové otázky nedostatku sladké vody a rekultivace post-těžební krajiny pro zachování biodiverzity a bezpečnosti dochází k budování rozličných systémů a útvarů jako je např. soustava podzemních nádrží v čínské

oblasti Shendong (Gu, 2015; Meng a kol., 2016; Guo a kol., 2020; Yang, 2021). Vzhledem k finanční náročnosti čerpání důlní vody, však po ukončení těžby dochází většinou k zaplavení dolů s následnou možností např. rekreačního využití.

1.4 Kyselé vody

Kyselé vody se vyznačují nízkými hodnotami pH, nízkým obsahem organických látek a s tím spojenou nízkou životaschopností (Příkryl, 2022). Příkladem bývá důlní voda s vysokým obsahem síranů vznikající promýváním sulfidů obsažených v uhelných slojích. Na základě změny oxidačně-redukčního potenciálu nastává technologicky výhodný proces vyluhování těžkých kovů, v tomto případě sulfidických rud. Avšak pokud nedochází k řízené regulaci zmiňovaných vod, chemické interakce následně vedou k závažným negativním dopadům, při kterých vznikající kyselé důlní vody způsobují škody na stavbách, prostředí, zhoršení kvality pitných vod i vod ve vodotečích. To znamená, že kyselé důlní vody neboli AMD, z angl. Acid Mine Drainage, prostřednictvím rozpuštěných kovů z hornin (pyrit, markazit atd.) narušují ekosystém a celkový charakter biotopu (Hoehn a Sizemore, 1977; Younger a kol., 2002; Wolkersdorfer, 2008). Zabarvení potoků, řek i mokřadů různými barvami je následkem špatně provedených kyselých důlních drenáží a škody pak v celosvětovém měřítku dosahují velkých rozměrů, až miliardy eur (Wolkersdorfer, 2008). Pro preventivní zvýšení pH se standardně používá např. vápencových drenáží (Vita-Min, č. 100266035, 2018).

1.5 Odpadní vody

Odpadní vody jsou vody o nízké kvalitě narušené lidskou činností. Tzv. splaškové odpadní vody jsou z větší části (až 80 %) složené z organických látek, moči, fekálií, zbytků potravy a také různých čistících a jiných chemických prostředků. Ty jsou vypouštěny z bytů, rodinných domů, restaurací, škol a dalších zařízení do veřejné kanalizace. V průměru s produkcí je denně vyprodukováno až 100 l splaškové vody na osobu. Splaškové vody jsou také nazývány jako odpadní vody komunální. Ty jsou směsí odpadních vod průmyslových, způsobujících organické znečištění z průmyslových podniků (papírenských, farmaceutických a jiných) či anorganické kontaminace v důsledku těžební činnosti a úpravy uhlí a rud, výroby hnojiv a dalších, dále vod splaškových, srážkových z atmosférických srážek anebo balastních (podzemní vody vnikající do kanalizace průsakem narušeného kanalizačního systému a povrchové vody zaústěné do kanalizace, jako drenáže, přepady z rybníků nebo drobné vodoteče), pokud jsou svedeny do společné městské kanalizace. Takové vody jsou normou definovány jako nežádoucí, dokonce zatěžující kanalizační systém. Zvyšují objem vody přitékající do čistírny odpadních vod (ČOV) čímž zvyšují čerpané objemy na přečerpávacích stanicích, snižují kapacitu kanalizačního potrubí, ochlazují a ředí odpadní vody a tím snižují účinnost celého procesu čištění (Směrnice 2000/60/ES; Zákon č. 254/2001 Sb.; Pytl, 2004; ČSN 75 0161; MŽP ČR 328/2018 Sb.).

1.6 Termální a lázeňské vody

Lázeňská a wellness péče je ve společnosti poměrně populární. Termální vody totiž působí blahodárně na zdraví. Jsou vyhledávány za účelem relaxačním, preventivním ale i z důvodů rehabilitace. Související lázeňské programy jsou zaměřené na podporu zdraví v oblasti fyzických komplikací, ale pokud je třeba i psychických potíží (Giampaoli a Romano Spica, 2014; Morer a kol.,

2017). K blahodárnému efektu a celkovému zdravotního stavu návštěvníků spolu s rozsáhlou nabídkou fyzioterapií a fyzických či kulturních aktivit přispívá i upravené lázeňské prostranství, přítomné parky, vodní vřídla apod. Samotnou aplikací termální vody či bahna pak dochází ke zlepšení např. kvality života, zmírnění či odstranění bolesti a různých typů neduhů či obnovení funkcí pohybového aparátu (Baron a Willeke, 1986; Harzy a kol., 2008; Güleç, 2018; Matsumoto, 2018).

Termální vody obohacuje jejich geologické okolí o rozmanité soli, ionty síry a halogeny. Často obsahují zástupce chloru, bromu, jódu nebo prvků alkalických zemin či kovů jako je hořčík a vápník (Andreassi a Flori, 1996; Giampaoli a kol., 2013). Kvůli zachování původních vlastností přírodní vody a zajištění zmiňovaného unikátního složení bývá termální voda ponechávána bez úpravy (Signorelli a kol., 2006; Giampaoli a Valeriani, 2012; Giampaoli a kol., 2013; Fazlzadeh a kol., 2016; Özkuk a kol., 2018). Mikrobiologická kvalita lázeňských vod je tak kontrolována důkladně a nastavena, aby byly předem eliminovány případné infekce a nežádoucí ložiska (Silverman a Nieland, 1983; Insler a Gore, 1986; Jernigan a kol., 1996; Briancesco a kol., 2014). Obzvláště je třeba dbát na čistotu lázeňských nádrží, potrubí, bazénů a vířivek, které mohou být zdrojem potenciálních infekcí, způsobených bakteriemi rodu *Legionella*, *Pseudomonas*, *Mycobacteria*, prvoky jako jsou améby, řasami či dalšími mikroorganismy, které se v příhodných podmínkách termálních vod přirozeně rozmnožují, pokud nejsou eliminovány (Silverman a Nieland, 1983; Insler a Gore, 1986; Jernigan a kol., 1996; Briancesco a kol., 2014; Leoni a kol., 2018). Do popředí alternativních strategií úpravy vody se v současné době dostává využití nanotechnologií (Chong a kol. 2010; Valeriani a kol., 2018).

Vzhledem k bohatosti geologického podloží se termální prameny mohou nacházet i v oblasti významné pro těžbu. Ta je však může narušit a vzhledem k jejich významnosti tak bývá v dané oblasti často omezena.

2. Těžba, její vliv na krajinu a současný stav

Krajina je činností člověka dlouhodobě ovlivňována a měněna. Dlouhodobě dochází k mýcení vegetace, odčerpávání vody, s tím spojenému celkovému úbytku podzemních vod, degradaci krajiny navyšování odpadu a znečištění ekosystému. Zásadním způsobem se na tom podílí těžba nerostných surovin, které jsou významným zdrojem každého státu. Poptávka po těchto surovinách se s rozvojem společnosti a zvyšováním počtu obyvatel dlouhodobě zvyšuje. Na jedné straně těžba nerostných surovin zabezpečuje prosperitu a na straně druhé vede k nevratnému narušení krajiny a vyčerpání přírodního potenciálu (Smolová, 2006). Aby bylo možné získat přístup ke vzácným nerostům, dochází například k odstraňování zeminy, skrývky a mezivrstvy. Odhad celosvětové těžby zeminy a zeminy pro budování infrastruktury se pohybuje mezi 40 a 50 miliardami tun ročně (Wuppertal Institut, 2024). Přičemž dobývání značně narušuje i další složky životního prostředí, včetně vody. Voda je významným krajinotvorným prvkem, který zásadním způsobem krajinu ovlivňuje, ať už se jedná o povrchové vodní prvky nebo vodu obsaženou v půdě. Těžbou je hydrosféra výrazně deformována, a to v subsystémech podzemní i povrchové vody, infiltračních a odtokových poměrů, výparů a srážek (Štýs, 2011). Již před započítáním samotné těžby musí být mnohé vodní plochy odvodněny či přeloženy mimo budoucí dobývací prostor (většinou do betonových koryt). Způsob, jakým těžba mění a narušuje vodní prostředí, lze rozdělit na tyto kategorie:

- průběh samotné těžby
- zpracování těžené suroviny a likvidace důlních odpadů
- odčerpání i neřízené vypouštění důlních vod
- zaplavení vzniklých ploch a jam po těžbě

Je však třeba zdůraznit, že toto dělení není zcela jednoznačné, všechny tyto kategorie se mohou vyskytovat v různých stupních těžby současně (Younger a Wolkersdorfer, 2004).

Na tom, že těžba nerostných surovin ovlivňuje přírodní prostředí a mění nejen ráz krajiny, ale i podmínky pro existenci všech organismů se shoduje valná většina autorů (Younger a Wolkersdorfer, 2004; Price a kol., 2011; Štýs, 2011; Starý a kol., 2013; Mborah a kol., 2016). Podle webu The World Counts se ze země každý rok extrahujeme přibližně 90 bilionů tun biomasy, fosilních paliv, kovů a minerálů. Tedy 11 tun na každého člověka na planetě (The World Counts, 2024). Jen v Severočeské pánvi ČR bylo v roce 2019 vytěženo 31,5 milionů tun uhlí (Major a kol., 2024).

V rámci středoevropského regionu rozvoj hornictví přeměňuje krajinu již od druhé poloviny 18. století. Radikální změny v tomto ohledu přinesla také povrchová těžba hnědého uhlí v ČR a Německu během druhé poloviny 20. století (Skaloš a kol., 2015). Díky tomu se oba tyto státy řadí k největším světovým producentům lignitu (Larondelle a Haase, 2012). Ve 20. stol. vznikla na území ČR nová důlní stanoviště o rozloze 1 295 km², která odpovídají přibližně 1,6 % rozlohy české krajiny (Česká geologická služba, 2015). Díky rozvoji mechanizace se těžba více zaměřuje na povrchové způsoby, které přinášejí vyšší výkonnost a větší výrubnost (Štýs a kol., 1981). Na druhou stranu tento způsob těžby zasahuje ještě větší území a vede k ještě rychlejší devastaci původní krajiny (Štýs, 2011).

Názorným příkladem dopadů těžební aktivity je Komořanské jezero. Původně největší přirozené jezero na území České republiky je jedním z nejvýznamnějších a nejzáhadnějších jezer v oblasti podhůří Krušných hor (50°32'17.99" N 13°32'16.19" E). Jezero o velikosti cca 57 km² vzniklo přibližně před 15 tisíci lety. Bylo průtočné, mělké a již od středověku osídlené. V průběhu času se postupně měnila velikost, hustota a skladba okolních stromů a také

samotný biotop jezera (Schlesinger, 1871; Smrž, 1996; Oswald, 1999; Sýkorová, 2002). Provedené paleoekologické průzkumy prokázali prohřátí původně glaciálního studeného oligo-dystrického prostředí jezera a redukci dominující mezotrofní a eutrofní vegetace. Následovalo pokrytí rašelinou a břehové linie porostly rákosem a olší (Jankovská a Pokorný, 2013). V 17. století bylo dle Bohuslava Balbína Komořanské jezero údajně největším jezerem v Českém království. V 19. století dosahovalo už 195 hektarů (ha). Avšak roku 1831 začalo na příkaz Ferdinanda z Lobkowicz jeho vysoušení a následná těžba hnědého uhlí (roku 1873). Poslední skrývka sedimentů byla odtěžena ve 20. století (Schlesinger, 1871; Smrž, 1996; Oswald, 1999; Sýkorová, 2002; Vondrák a Tichá, 2022). Dolování bylo příčinou úplného zániku tohoto jezera. Obrázek č. 2 znázorňuje jeho mapovou rekonstrukci v pravěku a středověku.



Obrázek č. 2 Rekonstrukce Komořanského jezera v pravěku a středověku (převzato z Bičík a kol., 2014).

V současné době se největším přírodním jezerem v ČR stalo Černé jezero ledovcového typu na Šumavě (rozloha 18,47 ha, nadmořská výška 1 008 m n. m., max. hloubka 39,8 m) (Vondrák a Tichá, 2022). V souboru všech přírodních i umělých jezer se ale Černé jezero rozlohově řadí až na 14. příčku, protože zásahem lidské činnosti vzniklo v bývalém těžebním lomu v roce 2016 největší umělé jezero o rozloze 494 ha a maximální hloubce 50 m, a to jezero Medard (Rekordy přírody, 2017).

3. Rekultivace obecně a jejich hydrická varianta

Prostory vzniklé těžbou tak podléhají povinnosti tzv. komplexní úpravy územních struktur neboli rekultivaci. V ČR je tato povinnost legislativně upravena zejména zákonem č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon); zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny; zákonem č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a zákonem č. 289/1995 Sb. o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon). Aby bylo navrácení krajiny do akceptovatelného stavu zajištěno dopředu, plán rekultivace musí být stanoven ještě před započítáním samotné těžby (Štýs, 2011).

Rekultivace podle Gremlici a kol. (2011) spočívá v obnovení ekologických a estetických funkcí, hospodářského a estetického potenciálu těžbou a dalšími antropogenními aktivitami narušeného, degradovaného nebo zdevastovaného území a začlenění lokality do kontextu okolní krajiny. Cílem každé konkrétní rekultivace by mělo být sladění lidských potřeb s ochranou života a životního prostředí (Mborah a kol., 2016). Vymazal a Sklenička (2012) považují za cíl obnovy vytvořit krajinu s podobnými znaky, jaké měla původně před těžbou, ale někdy je cílem vytvořit krajinu s novými hodnotami. V každém případě by měla vzniknout mozaika stabilních a udržitelných ekosystémů. Haig (1993) se domnívá, že by rekultivace krajiny měla být schopna splnit především hlavní cíl tzv. „udržitelnosti“, tedy zachování možnosti využití půdy pro budoucí generace. Jak upozorňují Coffie-Anum a Bansah (2016) v rámci rekultivace by nemělo být realizováno pouze splnění zákonných požadavků a zahlazení stop po těžbě, ale je nutné při ní brát v úvahu i ochranu životního prostředí, zároveň s posilováním sociální a ekonomické složky života lidí spjatých s postiženou krajinou.

Jednotlivé druhy rekultivace bývají členěny dle výchozích specifikací. Nejčastěji se jedná buď o zalesňování (ozelenění i dřevní porosty), zemědělskou rekultivaci (nová pole, louky, pastviny, zahrady, sady či vinice), rekreační (hřiště, letiště, parky, kombinace s dalšími druhy rekultivací jako jsou koupaliště)

či hydrickou (tekoucí a stojaté vody) (Dimitrovský, 2000; Vráblíková, 2010; Štýs, 2011), která bude v rámci této dizertační práce popsána podrobněji.

Hydrické rekultivace jsou oproti ostatním z technického hlediska nejnáročnější, skýtají však vysoký potenciál pro doplnění deficitu sladkovodních útvarů a zavodnění vyprahlých oblastí. Tyto rekultivace zahrnují nejen úpravy terénu, ale také stavební práce s použitím náročných hydrotechnologií. Younger a Wolkersdorfer (2004) však upozorňují na to, že při špatně zvolených postupech může dojít i po mnoha letech ukončení těžby k výrazným průsakům z výsypek a následné kontaminaci vod. Nicméně řízené technologické rekultivace většinou nežádoucím průsakům, kontaminaci vody, erozi půdy a sesuvům předcházejí. Opačným příkladem mohou být některé z opuštěných uhelných dolů v ruském Primorském kraji, které byly ponechány samovolné rehabilitaci, kontaminovaly okolní spodní vody, prameny, studny apod. s horninou zinteragovanými, již neodčerpávanými důlními vodami obsahujícími minerální, organické a bakteriologické škodliviny, především těžké kovy (Arefieva a kol., 2018). Avšak výhody a nevýhody přirozených vs. technických rekultivací jsou předmětem neustálých polemik. Technickou rekultivaci často doprovází určitá ekonomická zátěž a selekce vybraných druhů organismů v rámci biodiverzity. Spontánní, člověkem neovlivněné, sukcese oproti tomu dávají prostor větší rozmanitost (Vymazal a Sklenička, 2012; Kolář a kol., 2016; Vojar a kol., 2016) a finanční úspoře, ale pro nastolení stability v krajině zase vyžadují delší časový horizont a zabezpečení opuštěného dolu proti nebezpečným chemickým reakcím.

Odtěžením suroviny vznikají v krajině nové morfologické prvky v podobě konkávních jam či konvexních tvarů terén převyšujících akumulčních výsypek (Smolová, 2006). Dle Havla a kol. (2010) lze pod pojem hydrická rekultivace zmiňovaných prvků obecně vnímat:

- samovolně vzniklé relativně mělké maloplošné nádrže na výsypkách nebo na jejich úpatí;

- plošně větší (desítky hektarů) hluboké zatopené lomy, které však obvykle nebyly řízeně zatápěny, jen bylo dodatečně upraveno jejich okolí a odtok vody;
- řízené zatápění velkých zbytkových jam po těžbě hnědého uhlí s plochou několika set hektarů a hloubkou desítek metrů s rekultivací okolí.

Při hydrické rekultivaci jsou tak vytvářeny např. vodní nádrže s retenční anebo sedimentační funkcí, které od počátku vznikají cíleně jako vodní díla (většinou do nich zaústíjí odvodňovací příkopy, mají svůj výpustní objekt a upravené břehy). V posledních desetiletích jsou upřednostňovány velkoplošné rekultivace, při kterých jsou zaplavovány bývalé důlní jámy a velké terénní deprese (Gremlica a kol., 2011). Hydrické rekultivace zbytkových jam jsou při tom závislé zejména na hydrologické bilanci vlastního povodí, disponibilním množstvím vody, její kvalitě a v neposlední řadě na managementu vzniklých jezer a přilehlé krajiny (Říhová Ambrožová a kol., 2013).

Zaplavené zbytkové jámy bývalých lomů se následně stávají významnými vodními prvky. Zaplavovány bývají důlní vodou a dopouštěny vodou z povrchových toků. Příkladem může být oblast v Německu, kde vznikla řada větších i menších jezer právě ve zbytkových jámách hnědouhelných povrchových dolů. Jezera jsou posléze využívána jak k ochraně přírody, revitalizaci, jako vodní zdroj, tak i k rekreaci (Schultze a kol., 2010). Dalším možným využitím takto vzniklých jezer je chov ryb. Jak ukazuje příklad ze západní Virginie, kde v bývalém dole na apalačském území probíhá chov pstruha duhového. Zdejší důlní voda má téměř ideální teplotu, pH a neobsahuje žádné rizikové rybí patogeny (Miller, 2008).

Povrch výsypek v ČR bývá často tvořen jíly, které jsou pro vodu hůře propustné. To vede k akumulaci srážkových vod v terénních depresích. Obzvláště přívětivý pro vznik zajímavých vodních ploch je čas mezi nasypáním výsypek

a rekultivací (planace terénu), kdy jsou plochy charakteristické střídáním hřbetů a sníženin, ve kterých vznikají různě velká a hluboká tzv. nebeská jezírka. Podobně vznikají vodní plošky i u pat výsypek, je-li voda vytlačována do bezodtokového území. Nebo v depresích vznikajících nepravidelným sesedáním konsolidujícího výsypkového materiálu, a to i v již rekultivovaných územích. Často všechny tyto mokřady pasivně přečišťují důlní drenážní vody s nízkým pH, vysokým obsahem železa, manganu a síranů (Vymazal, 2001).

Výše popsaná místa mohou poskytnout vhodná stanoviště pro existenci vzácných a ohrožených rostlinných či živočišných druhů (Tichanek a Tropek, 2015; Vojar a kol. 2016), přispívají k obnovení dříve narušeného malého vodního cyklu (Moreno-de las Heras a kol., 2009; Bodlák a kol., 2012, Brom a kol., 2012). Jsou stabilizujícími prvky v krajině. Jak uvádí Bolpagni a kol. (2019) ekosystém malé stojaté vody ve srovnání s většími protějšky vykazuje širší ekotony, maximalizuje strukturální heterogenitu a podporuje mimořádně vysokou rozmanitost a metabolické vazby.

3.1 Příklady hydrických rekultivací v ČR

V další části předkládané dizertační práce budou rozvedeny některé příklady hydrických rekultivací na území ČR. Velká jezera vzniklá v post-těžební oblasti Mostecké pánve budou popsána na příkladu jezera Milada a Most. Vznik mělkých maloplošných nádrží na výsypkách nebo na jejich úpatí bude popsán na příkladu ze Sokolovska a příkladem zatopeného lomu, který nebyl zatápen řízeně, jen bylo dodatečně upraveno jeho okolí, bude jezero Kristýna nacházející se na post-těžebním území v Lužické pánvi.

3.1.1 Region podkrušnohorské pánve (Karlovarsko-Ústecký kraj ČR)

Oblast podkrušnohorské pánve je pásmem tektonických sníženin, které je na severozápadě ohraničeno Krušnými horami a na východě Českým středohořím. Toto pásmo se skládá ze tří celků – Chebské, Sokolovské a Mostecké pánve, ve kterých se nacházejí ložiska hnědého uhlí.

V minulosti se jednalo o krajinu s jezery a četnými mokřady, bohatou na nerosty a úrodnou půdu. V pravěku patřilo území v povodí řeky Bíliny k nejhustěji osídleným oblastem našeho státu, což potvrzují archeologické nálezy. Osídlení trvalo minimálně od středního paleolitu. Ještě ve středověku existovalo na toku Bíliny rozsáhlé Komořanské jezero obklopené močály a rašeliništi, v jehož okolí se v první polovině 13. století nacházela většina tehdejších osad. Tento charakter si území zachovalo s menšími proměnami až do poloviny 19. století. Od druhé poloviny 19. století byly v oblasti povodí Bíliny otevřeny první uhelné doly, ve kterých se zpočátku těžilo mělce pod povrchem půdy na výchozech slojí. Vzrůstající zájem o uhlí však přispěl k postupnému přesunu těžby do větších hloubek. Výnosný obchod s uhlím rovněž vedl ke stavbě přístavu v Ústí nad Labem a v roce 1856 také ke stavbě podkrušnohorské železnice, která spojovala Ústí nad Labem s Chomutovem a přispěla k výraznému rozvoji dolů. Vznikaly především velké těžební společnosti, které investovaly do velkokapacitních dolů s moderní technologií. Jednalo se o počátek výrazných proměn podkrušnohorské krajiny, kdy koncem 19. století začaly vznikat i povrchové doly (lomy). Prudký rozvoj důlního průmyslu koncem 19. století dále vedl k velkému přílivu obyvatel ze všech oblastí českých zemí a jejich koncentraci na malém území. Tato doba tak byla současně počátkem devastace prostředí v širším slova smyslu. Po druhé světové válce tento trend ještě zesílil, protože uhelný průmysl v Podkrušnohoří hrál zásadní roli při obnově Československa. Současně se také výrazně rozvíjel chemický a energetický průmysl vázaný na produkty uhelného průmyslu. Díky zvýšeným požadavkům na těžbu uhlí od 50. let 20. století proto došlo

i k likvidaci čertných obcí. Například v dobře zdokumentovaném severočeském hnědouhelném revíru zaniklo 76 obcí zcela a 28 částečně (Havel a kol., 2010).

V současné době dochází kvůli územně ekologickým limitům k celkovému útlumu těžby. Pozornost je věnována znovuobnovení zasažené krajiny, její rehabilitaci a způsobu závěrečné rekultivace (MŽP, 2024). V oblasti Sokolovské a Mostecké pánve byla po zvážení rekultivačních možností vybrána varianta hydrická, tedy závěrečné zatápění zbytkových jam vodou.

3.1.1.1 Hydrické rekultivace na post-těžebním území v Mostecké pánvi

Jezero Milada

Ke vzniku některých lomových jezer již došlo. Příkladem je jezero Milada (50°38'54,9" N 13°58'20" E), které vzniklo napouštěním zbytkové jámy lomu Chabařovice. Ten se nacházel v nejuvýchodnější části severočeské hnědouhelné pánve v těsné blízkosti měst Ústí nad Labem, Chabařovice a Trmice.

V ústecko-chabařovické oblasti bylo v 19. století intenzivně dolováno na malých dolech, pouze velkokapitálové společnosti mohly zajišťovat velkoplošné systematické dobývání. Před 2. světovou válkou se i nadále těžilo formou hlubinného dobývání, lomové bylo provozováno pouze v okrajových partiích ložiska, kde byla sloj mělce uložena. V roce 1946 byly ustaveny Severočeské hnědouhelné doly, pod jejichž správou spadala většina důlních podniků včetně Chabařovic. Po částečném útlumu hlubinného dobývání v 60. letech se na tomto území začalo vlivem výhodných geologických podmínek prosazovat povrchové dobývání hnědého uhlí. Celospolečenským zájmem té doby byla povrchová těžba hnědého uhlí s vytěžením uhelné sloje v celé své mocnosti. Důvodem otevření lomu bylo především zabezpečení kvalitního energetického uhlí (Chabařovické uhlí mělo nejnížší obsah síry v ČR (0,35 %), jakož i ostatních karcinogenů) pro tlakovou plynárnu Úžín a teplárnu Trmice. Důsledkem tohoto řešení bylo nejenom zvýšením prašnosti, hlučnosti a emisí, ale i likvidace obcí Vyklice,

Hrbovice, Tuchomyšl, Otovice, Lochočice, Žichlice a části města Chabařovice, včetně devastace okolní krajiny. Lom postupoval dále až do roku 1991, kdy bylo rozhodnuto o jeho zastavení. Při postupném omezování těžby uhlí a skrývky však i nadále zůstávala otevřená otázka způsobu likvidace samotné zbytkové jámy, kde přicházely v úvahu dvě možnosti: mokrá a suchá. Na základě dlouhých a náročných jednání byla odsouhlasena varianta mokrá, která byla ovlivněna nejen nutností vybudování chybějící rekreační oblasti pro obyvatele Ústí nad Labem a okolních obcí na území zdevastovaném dlouhodobou hornickou činností, ale také nepřiměřeně vysokými náklady, které by bylo nutné vynaložit na zasypání jámy do úrovně původního terénu (Palivový kombinát Ústí, 2019a).

Realizace hydrologických rekultivací dolu je vždy spojena s řadou úkolů a opatření. Je nezbytné vyřešit geomechanické a hydrogeologické poměry oblasti, aby se předešlo skluzu a nestabilitě svahu. Před zaplavením lomu musí být také uzavřena uhelná depozita i dno jezera. Vhodná technická a biologická opatření pak zaručí stabilitu pobřeží (Vráblík a kol., 2019). V případě lomu Chabařovice byla do roku 2000 těžební technologií vytvářena sanační skrývka o objemu cca 15 mil. m³ zemin z předpolí lomu. Tyto zeminy byly souvisle ukládány o mocnosti cca 15 m na celé dno lomu. Zmiňovaná skrývka byla vytvářena pro zabezpečení vnitřní stability výsypky, utěsnění uhelné sloje jako ochrana proti případným nežádoucím výluhům z uhelných zbytků, zajištění nepropustnosti budoucího jezera a upravení morfologie vybrané části dobývacího prostoru tak, aby se toto území dalo bez dalších mimořádných nákladů využít pro budoucí rekreační aktivity (Palivový kombinát Ústí, 2019a).

Území lomu Chabařovice spadá do povodí řeky Bíliny. V závislosti na tamní těžbě byly významným způsobem ovlivněny vodohospodářské poměry, kdy šlo o přeložení původních koryt potoků, zřízení retenčních nádrží a zahájení čerpání důlních vod. Z důvodu ochrany lomu Chabařovice před přítoky povrchových vod ze západu byly vytvořeny dvě nádrže, Modlany a Kateřina. V roce 2001 bylo právě

z nádrže Kateřina zahájeno zatápění zbytkové jámy bývalým požárním vodovodem. Hlavním zdrojem přívodu vody z nádrže Kateřina do jezera byl zrekonstruovaný Zalužanský potok protékající přes Zalužanskou nádrž a dále přes napouštěcí koryto k jezeru. V roce 2008 došlo ke změně systému napouštění, kdy v úseku od Zalužanské nádrže bylo z důvodu vysokého obsahu dusičnanového dusíku ve vodě vybudováno nové koryto vedoucí k protieutrofizační nádrži (R-PRINCIP Most s. r. o., 2018), z této nádrže následně voda přetékala příkopem do jezera. Dalším zdrojem pro napouštění byl přelivový vrt se stařinovými vodami na severní straně jezera. Napouštění jezera Milada bylo zakončeno v srpnu roku 2010 dosažením plánované provozní hladiny o kótě 145,7 m n. m. (Palivový kombinát Ústí, 2019a). Hladina vody se volila tak, aby vyrovnala přítok, odpařování nebo občasné čerpání. Jezero má dostatečnou hloubku a díky přídatné protieutrofizační nádrži je riziko vnitřní eutrofizace nepravděpodobné. Do jezera však vlastním korytem proudí voda se zvýšenou koncentrací rozpuštěných látek, které se v důsledku odpařování v jezeře ještě více koncentrují a narušují její kvalitu (Prikryl a Kabrna, 2016). I když je limit rozpuštěných látek podle NV č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, stanoven na 750 mg/l, z hlediska rekreace i oživení vodními organismy je významná až úroveň hodnoty vodivosti kolem 500 mS/m, kterou lidé začnou vnímat (R-PRINCIP Most s. r. o., 2018).

Od roku 2004 probíhaly práce na protiabrazivních opatřeních a opevnění břehů. Trvalá ochrana byla realizována kamenným zásypem po celém obvodu jezera. V místech, která byla vybrána pro koupání a slunění, bylo opevnění vytvořeno tak, aby bylo možno snadno vstoupit do jezera. Průběžná ochrana břehu při napouštění jezera byla prováděna kombinací geotextilie s hydroosevem. Celé revitalizované území bylo rozděleno na jednotlivé části,

kteří byly samostatně projekčně řešeny s návazností na okolní území. Rekultivační práce zahrnovaly provedení nezbytných terénních úprav, vybudování odvodňovacích příkopů se zaústěním do jezera, odstranění bezodtokových lokalit. Další pak pokračovaly jinými způsoby rekultivace, jako je lesnická a zemědělská. Finální otevření území jezera Milada, jehož základní parametry jsou uvedeny v Tab. 2, pro veřejnost proběhlo v roce 2015 (Palivový kombinát Ústí, 2019b).

Tabulka č. 2 Základní parametry jezera Milada (Palivový kombinát Ústí, 2024a).

Popis	Parametry
Zatopená plocha [ha]	252,2
Objem vody [mil. m ³]	35,6
Délka obvodové komunikace břehové linie [m]	8 700
Maximální hloubka [m]	25,3
Nadmořská výška [m n. m.]	145,7

Jezero Most

Jezero Most vzniklo napouštěním zbytkové jámy lomu Most – Ležáky. Nachází se v centrální části severočeské hnědouhelné pánve, severně od města Mostu (50°31'40,3" N 13°38'54,6" E).

Na území dnešního jezera Most fungovalo koncem 19. století několik menších hlubinných dolů (Řehoř a kol., 2011). V roce 1900 byl mezi Mostem a Střimicemi založen hlavní důl Richard, který se v roce 1924 změnil na povrchový lom, po znárodnění přejmenovaný na lom Ležáky I. Podobný osud měl i důl Evžen, který později nesl název Ležáky II. (Palivový kombinát Ústí, 2019a, b). S novým vybavením pak dosahoval povrchový důl Ležáky roční těžby 2,5–3,4 mil. tun hnědého uhlí. Kvůli neustálému rozvoji těžby, která měla zajistit masivní objemy uhlí pro energetické potřeby a průmysl, byl v roce 1971 otevřen další povrchový důl, lom Most. Zisk kvalitního a mělce uloženého hnědého uhlí

bohužel znamenal likvidaci stejnojmenného historického města (již dříve byla zlikvidována řada obcí, např. Pařidla, Konobrž, Kopisty). Dobývání hnědého uhlí zde skončilo v roce 1999. Již v průběhu sanace zbytkové jámy Ležáky/Most se počítalo s hydrickou rekultivací (Řehoř a kol., 2011).

V rozmezí let 2004 až 2007 bylo realizováno těsnění části dna budoucího jezera, které nebylo vnitřní výsypkou sypanou báňským způsobem ještě dostatečně utěsněno. Toto utěsnění bylo prováděno stavebním způsobem, a to navezením a rozprostřením jednotlivých vrstev jílu, které byly patřičně zhutněny. Vhodný materiál použitý k realizaci popisovaného minerálního těsnění pocházel z místního zdroje, severozápadních svahů lomu Most (Palivový kombinát Ústí, 2019a, b). V roce 2008 byla dokončena stavba přivaděče, který umožňoval dotaci vody pro napouštění budoucího jezera. Dne 24. října 2008 tak bylo pomocí řízeného zdroje z řeky Ohře napouštění zahájeno. Dále byly realizovány úpravy obvodové komunikace a opevnění břehové linie jezera (R-PRINCIP Most s. r. o., 2021). V roce 2010 byla dokončena stavba podzemní těsnící stěny, která brání nežádoucím průnikům kontaminované vody.

V roce 2012 byla aktualizována vodohospodářská bilance. Výsledkem této bilance vodního díla jezera Most byla úprava provozních parametrů budoucího jezera. Přistoupilo se k úpravám obvodové komunikace a protiabrazních prvků břehové linie. Dále bylo provedeno doplnění příkopového systému severovýchodních svahů (výstavba nových příkopů, popř. obnova stávajících), s cílem zlepšení řízeného odvedení povrchových vod, což výrazně napomohlo k zajištění stability svažitých partií. V roce 2015 byly v severovýchodní části lokality dokončeny sanační práce, jednalo se především o zajištění stability dílčích částí svahů Pařidelského laloku a Strimické výsypky. Z důvodu zabezpečení odtoku povrchových i podpovrchových vod a stabilizace svahů byla na severních a severovýchodních svazích jezera také vybudována soustava svodných a sběrných drénů (Palivový kombinát Ústí, 2019a, b).

Plán rekultivací, z něhož byly některé prvky již realizovány, v návaznostech respektuje širší vazby na okolí a je od počátku koncipován tak, aby území mohlo být v budoucnu využíváno pro příměstskou rekreaci, která se neomezí pouze na plochy pláží s možností koupání a provozování vodních sportů, ale v plánu je i vybudováním sportovních areálů, cyklostezek, naučných stezek, přírodních sportovišť a také potřebného zázemí. Vzniknout by měly také zalesněné svahy kolem jezera s několika mokřady. Jezero Most bude plnit nejen rekreační a hospodářské funkce, ale stane se také rezervoárem stále cennější vody a bude tak výrazným stabilizačním prvkem v krajině. Nově vzniklá vodní plocha bude mít dále příznivý vliv na klima okolní krajiny zvýšením vlhkosti vzduchu. Vodní pára by měla fungovat jako automatický čistící filtr ovzduší. Jezero nesporně kladně ovlivní celkově nepříznivé hydrologické poměry na dotčeném území.

V září roku 2014 bylo jezero Most, jehož základní parametry jsou uvedeny v Tab. 3, dopuštěno na kótu provozní hladiny 199 m n. m. (Palivový kombinát Ústí, 2019a, b) a v roce 2020 bylo zpřístupněno veřejnosti. Nejvýznamnější specifickou vlastností tohoto jezera je jeho neprůtočnost, což je v podmínkách ČR unikátní (R-PRINCIP Most s. r. o., 2018).

Tabulka č. 3 Základní parametry jezera Most (Palivový kombinát Ústí, 2024b).

Popis	Parametry
Rozloha [ha]	311,4
Zatopená plocha [ha]	309,4
Objem vody [mil. m ³]	70,5
Délka obvodové komunikace břehové linie [m]	9 380
Maximální hloubka [m]	75,0
Nadmořská výška [m n. m.]	199

Jezero Barbora

Na území Oldřichova u Duchcova a Verneřic u Hrobu v Mostecké pánvi cca 6 km západně od Teplic v Ústeckém kraji se nachází další antropogenní jezero, jezero Barbora. Leží v nadmořské výšce 250 m n. m., na souřadnicích 50°38'27,6" N 13°45'18,1" E. Jeho rozloha činí 63 ha, s délkou 1,3 km, šířkou 1,0 km a objemem 11 500 000 m³. Průměrná hloubka se pohybuje kolem 23 m, maximální dosahuje až 60 m.

V roce 1957 došlo k rozšíření lomu Barbora o sousední lom Otakar, který nedaleko Košťan fungoval již už od roku 1926. Propojením obou malolomů došlo k povrchovému způsobu těžby a uhlí se začalo těžit v uceleném dolovém poli v délce až 1 000 m. Mocnost uhelné sloje dosahovala 12 až 16 m a byla uložena pod 25 až 45 m vrstvou nadloží. Roční objemy skrývky činily zhruba 3 mil. m³, uhlí kolem 0,5 mil. t. Charakteristickým rysem zdejšího uhlí pak byl nízký obsah popela (do 15 %).

Na základě odborných výsledků hydrologického přezkumu případné hlubší těžby lomu Barbora bylo vytyčeno ochranné pásmo hladiny termálních pramenů v Teplicích, které zasahují do vnějšího okraje dobývacích prostor. Byla stanovena povolená maximální hloubka, a to 192,5 m n. m. Proto v roce 1973, při dosažení této maximální hloubky, nastalo ukončení celé tamní těžby a báňského provozu. V roce 1974 bylo zastaveno odčerpávání důlní vody a nastalo samovolné zatápění dna v šíři 50–100 m s pozůstatky bazální části uhelných slojí s jíly a štěrky z vnitřní výsypky. Aktivní lesnická rekultivace probíhala výsadbou olší, topolů, bříz, javorů, líp, modřínů a jasanů, a to ještě v průběhu báňské činnosti. Následná řízená hydrická rekultivace zbytkové jámy byla započata v roce 1981 stabilizací vodní hladiny a vybudováním přepadu do vodoteče Bouřlivec. Nakonec vznikly dvě vodní plochy, Otakar a Barbora, které jsou vzájemně propojeny systémem přepadových zařízení s přirozeně přítékající vodou z horských svahů Krušných hor. Povodně v roce 2002 vylily vodu z přeložky

koryta potoka Bouřlivec a tento přítok již nebyl obnoven. Nyní jsou obě vodní plochy zásobovány pouze přítoky z vlastního povodí (Ilčík, 1964; Štýs, 1990; Příkryl a Havel, 2010; Redakce deník. cz, 2015; Gáfríková, 2019; Příkryl, 2022).

Radovesická výsypka

Východně od řeky Bíliny, na 50°33'11,5" N 13°49'37,4" E, se nachází Radovesická výsypka, jejíž značná část spadá do katastru obce Hrobčice. Radovesická výsypka vznikla v polovině 60. let 20. století z rozhodnutí státních orgánů zřídit nový povrchový lom pro těžbu hnědého uhlí, na území původních pěti vesnic – Lyskovice, Chotovenka, Hetov, Dřínek a tehdejší největší obce Radovesice s cca 7 tisíci obyvateli, která dala výsypce svůj název. Jedná se o dlouhodobě osídlenou oblast s prvními známkami obyvatel již z období neolitu, doby bronzové. Svou celkovou rozlohou výsypky, 1 200 ha a průměrnou mocností o 50–70 m, tvoří Radovesice největší výsypku v Čechách, a dokonce jednou z největších v Evropě (Sattler, 2017; Mach a kol., 2022; Hubáčková, 2023; Redakce Jednou stopou Českem, 2023).

V roce 1982 byla v předpolí výsypky vyražena 2,5 km dlouhá štola pro její odvodnění. V rámci prvních etap Radovesické rekultivace byly roku 1986 na ploše cca 30 ha provedeny ochranné lesnické úpravy dle zákona č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon). Lesy mají ochranný význam pro půdu a dobře založený porost pomáhá udržet vodu v krajině. Půda byla použita z deponie, kde byla ornice skrývkou uskladněnou před samotnou těžbou. Její množství ale nedostačovalo požadovanému objemu, a tak byla velká část výsypky nakonec pokryta travními porosty a řadou vodních ploch, které mnohdy vznikly ve sníženinách samovolně. V roce 2002 byly vybrány dvě plochy o rozloze 54 ha a ponechány samovolné přírodní sukcesi. Po roce 2017 byly vyhlášeny významným krajinným prvkem (Mach a kol., 2022). Na rekultivovanou plochu s cca 14 km² navazuje výsypka Jirásek, u níž převládla rekultivace zemědělská.

Z geologického hlediska je tato lokalita též unikátní. Na původním křídové a rulové, místy vulkanické podloží, byly uloženy do mocnosti až 130 m miocenní jíly a písky, které byly přemístěny z lomu Bílina. Při rekultivaci byla v předpolí provedena těžba spraše, ornice, vulkanických těles a křídových slínovců, což přispělo také k zjištění nových geologických faktů a mineralogických či paleontologických nálezů. Vytěžené slínovce byly poté použity na rekultivaci povrchu výsypky pro ochranu půdního horizontu vůči kyselému prostředí (Mach a kol., 2022). Nerekultivovaná plocha výsypky je obecně významným přírodním prostředím postupné sukcese s časovými změnami v pestrosti biotopů a rozložení flóry i fauny (Mach a kol., 2022; Laibl, 2022).

Výsypka Horní Jiřetín

Hornojiřetínská výsypka, 50°34'46" N 13°34'70,3" E leží v nevytěžené oblasti mezi Horním Jiřetínem a Litvínovem na území Ústeckého kraje a je vnější výsypkou hnědouhelného lomu Obránců míru o celkové rozloze 410 ha.

Samotná rekultivace výsypky probíhala na ploše 168 ha od roku 1969 do roku 2006 a skýtá významné a rozsáhle stepní porosty, mokřady, holé plochy bez vegetačního pokryvu či strmé svahy, které jsou vhodným prostředím pro samotářský hmyz (Redakce iUhlí.cz, 2020). Celá severní část výsypky zůstala bez terénních úprav a připojuje se na přirozeně zarostlý terén. Celkově tvoří výsypka funkční ekologickou krajinu po rekultivaci (Mendlová, 2020).

3.1.1.2. Hydrické rekultivace na post-těžebním území v Sokolovské pánvi

Jezero Medard

Antropogenní jezero Medard se nachází na katastrálním území obcí Habartov a Svatava v Karlovarském kraji, v zeměpisných souřadnicích 50°10'36,8" N 12°36'53,1" E, v nadmořské výšce 400 m n. m. Má rozlohou 493,5 ha, délku 4 km,

šířku 1,5 km, objem 120 mil. m³ a maximální hloubku 50 m. Zmiňované jezero vzniklo na území původních obcí Čistá u Svatavy, Dvory, Kolonie Hahnemannova, Kytlice a Lísková, v rámci revitalizací po těžbě hnědého uhlí v lomech Medard a Libík, které byly v průběhu těžby spojeny. K samotnému ukončení těžby došlo koncem března roku 2000 na základě vyhlášky MŽP ČR 206/1993 Sb.

Roku 2008, kdy se přestala čerpat důlní voda z retence a byly dokončeny hrubé stavební části technické rekultivace, bylo zahájeno hydrické napouštění. Plánované výšky bylo dosaženo v roce 2016 a to za pomoci nedaleké řeky Ohře u obce Citice a důlní vody z lomu Jiří (Frouz a kol. 2007; Strohmaierová, 2010; Zeman, 2011a, b a 2014; Halla, 2018; Sokolov ČTK, 2020; Databáze zanikleobce.cz, 2022). Na přelomu let 2012–2013 bylo kvůli stabilizaci svahů proti skluzům ještě přistoupeno k dotěžení uhlí na ploše 11 ha, přičemž nebyly přerušeny rekultivační práce včetně napouštění jezera. Dodatečná těžba pak pokračovala ještě i v roce 2021 (Zeman, 2011c; Sokolovská uhelná, 2021). Napouštění jezera bylo naopak zpomaleno suchou zimou, kdy klesal průtok v řece Ohře pod 6 m³/s.

Do jezerní vody byly posléze vysazeny cca 2 miliony plůdků druhu síh severní maréna a cca 7 000 kusů pstruhů (Kosík, 2015; Zeman, 2014). V současné době se jedná se o jedno z největších jezer na území České republiky.

Výsypka Lítov

V nejzápadnější části Sokolovské pánve na katastrálních územích Habartov, Lítov a Horní Částkov (mezi obcemi Chlum Svaté Maří, Habartov, Lítov, Bukovany a Kaceřov) leží výsypka Lítov (50°10'13,7" N 12°31'33,1" E). Ta obsahuje 20 mil. m³ skrývkových hmot, přesahuje rozlohu 720 ha a její nadmořská výška se pohybuje kolem 567 m. Přičemž množství skrývky z hnědouhelných povrchových lomů Boden, Medard a Libík, kterou byla výsypka plněna, zvýšilo nadmořskou výšku z 450–540 m až na 570 m.

Výsypka je charakteristická svou rýhovou erozí. Ornice a úrodné vrstvy zde byly zasypány neúrodnými tufitickými jíly, které jsou vysoce toxické pro vegetaci. Původní záměry lesnické rekultivace, které tvořily plochy zastoupené olší lepkavou (*Alnus glutinosa*), olší šedou (*Alnus incana*), smrkem ztepilým (*Picea abies*), několika druhy borovic, zejména borovicí lesní (*Pinus sylvestris*), borovicí kleč (*Pinus mugo*), dále modřínem opadavým (*Larix decidua*), dubem červeným (*Quercus rubra*), dubem zimním (*Quercus petraea*) a jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*), tak díky značné fytotoxicitě substrátu daly vzniku odhalených míst po úhynu vysázených dřevin (Rothbauer a kol., 2003; Tvrdý, 2012). Půda s charakteristickým lístkovým rozpadem, zvláštní barvou příměsí jílovce a rozmanitými druhy rostlin kolem erozních rýh dnes připomíná měsíční krajinu s vodou v terénních sníženinách.

Výsypka Silvestr

Mezi obcemi Dolní Rychnov a Březová jižně od Sokolova v Karlovarském kraji leží s rozlohou 270 ha důlní výsypka s názvem Silvestr (50°38'27,6" N 13°45'18,1" E).

Během aktivních let báňské činnosti (1939–1981) zde bylo vytěženo celkem 89,7 mil. t uhlí a 51 549 060 m³ skrývky. Přičemž skrývky byly na výsypku Silvestr zaváženy i z jiných lomů, a to Michal a Medard. Na západní část výsypky byly zase plaveny elektrárenské popílky z Tisové.

Východní část výsypky byla rekultivována lesnicky, včetně výsadby cca 700 středně velkých vzrostlých stromů, 5 000 kusů smrků, borovic, modřínů, dubů a jasanů. Hydricky zde vzniklo sedm menších vodních ploch (Jiskra, 2000; Prokop, 2001; Leitgeb, 2010; Petříková, 2010)

3.1.1.3 Hydrické rekultivace na post-těžebním území v Lužické pánvi

Jezero Kristýna

V roce 1962 byl do působnosti národního podniku Severočeské hnědohelné doly začleněn také lignitový důl Kristýna v Hrádku nad Nisou, kterým protéká řeka Lužická Nisa. Město leží v Žitavské pánvi poblíž česko-německo-polského trojmezí, kde se do Lužické Nisy vlévá Oldřichovský potok. Vodní toky zde tvoří přirozené hranice států. Důl byl součástí podniku až do doby, než v něm byla těžba lignitu ukončena. V 70. let 20. stol. došlo k postupnému zatopení a vzniklo jezero nesoucí název původního dolu (50°51'38,3" N 14°49'38,6" E).

Samotná lokalita začala být poprvé zkoumána v roce 1786 a po nálezu lignitového ložiska byl otevřen důl Christian, který byl po vyčerpání ložiska také uzavřen. Těžba se znovu obnovila po druhé světové válce. Po geologickém průzkumu probíhala od roku 1952 povrchová těžba v otevřeném lomu. Při povodni v roce 1958 došlo k zaplavení dolu a následnému odčerpávání vody. Následkem neustálého průsaku vod byl však důl v roce 1972 uzavřen a podzemní voda během tří let zaplnila zbytkovou těžební jámu. Dno a stěny jámy nebyly nijak upravovány. Břehy byly rekultivovány zpevněním, na některých jejich částech byly vytvořeny písčité pláže a okolní terén byl upraven k rekreaci. V současnosti má jezero rozlohu 14 ha a dosahuje hloubky až 32 m (Štefáček, 2008). Z dostupných měření kvality vody v letech 2015–2018 vyplývá, že voda dosahuje optimálních hodnot s minimálním mikrobiálním zatížením (Major, 2018).

Související těžbou bylo rovněž pozměněno území mezi Hrádkem a trojmezím. Před otevřením prvních šachet byly mezi Hrádkem a trojmezím při pravém břehu Nisy tři rybníky. Tok řeky se původně kroutil v mnoha meandrech, později v polovině 30. let 20. století byl sveden do dnešního přímého koryta.

V současnosti se v hájích mezi trojmezím a jezerem Kristýna nacházejí mokřady, které jsou pozůstatkem dolování. V jejich těsné blízkosti se nachází louka, která vznikla rekultivací skládky (Hrádek nad Nisou, 2019).

3.2 Hydrické rekultivace na post-těžebním území Německa

V Německu existují tři hlavní oblasti těžby lignitu: území Středoněmeckého revíru v blízkosti města Lipska, Lužická oblast v okolí města Cottbus v nejvýchodnější části Německa a Rýnská oblast poblíž Kolína nad Rýnem (Frieze a kol., 1998). Díky vysoké těžební aktivitě zde bylo také realizováno nejvíce hydrických rekultivací v Evropě. Jedna z nejznámějších je oblast Lausitzer Seeland (oblast Lužických jezer). Ta bude po dokončení všech plánovaných hydrických rekultivací dokonce největší uměle vytvořenou jezerní soustavou v Evropě (Larondelle a Haase, 2012). V Tab. 4 jsou přehledně znázorněny hlavní hnědouhelné těžební revíry Německa, jejich rekultivované plochy a druh zvolené revitalizace do roku 2021.

Lignit byl ve východním Německu objeven na konci 18. století. Nejprve byl těžen v otevřených jámách a kolem roku 1900 byly zřízeny první rozsáhlé povrchové doly (Pflug, 1998). Po roce 1940 se lignit stal nejvýznamnějším hlavním zdrojem energie Německa a oblast okolo Cottbusu se stala hospodářsky důležitým centrem těžby uhlí a výroby elektřiny. Do sedmdesátých let 20. století těžební aktivity nepřekračovaly tempo rekultivačních prací. Později, když se objem těžby neustále zvyšoval, již nebyla totální rekultivace ražených ploch možná. To vedlo ke vzniku rozsáhlých neregenerovaných oblastí. Těžební plochy měly negativní dopady na půdu, vodu, vzduch, flóru i faunu. V Lužické oblasti, která se rozprostírá na území tří států, Německa, Polska a ČR, bylo možné nalézt nejrůznější extenzivní bažiny i malá rašelinná jezírka. Vlivem těžebního průmyslu, snižováním množství podzemní vody a odvodňováním, však došlo spolu s půdou

k jejich značné degradaci a redukci. Většina půdy je zde charakterizována intenzivním vysycháním, a to zejména v létě. Je bohatá na křemen a živec, který v kombinaci s vyprahlostí indukuje velmi nízkou zásobu živin. Přirozenou vegetaci tak nahradily pozůstatky bývalé záplavové pláně a mokřadních lesů. V současnosti se na post-těžebním území v Lužici nachází různé typy dubovo-borovicových lesů, jejichž podíl před a po těžbě se vyrovnává. Zemědělské využití se snižuje, zatímco vodní plochy se zvyšují, což je způsobeno zatápěním důlních jam v rámci hydrické rekultivace (Krümmelbein a kol., 2012).

Od počátku 90. let 20. století bylo mnoho povrchových dolů v důsledku znovusjednocení Německa uzavřeno. Proto mohlo v posledních téměř dvaceti letech v rámci hydrické rehabilitace dojít ke vzniku mnoha jezer a na dalších se pracuje. Pro rychlé naplnění zbytkových jam byla nejčastěji použita říční voda nebo voda z dosud provozovaných dolů. Jedním z důvodů důrazu na rychlé napouštění budoucích jezer byla potřeba stabilizace jejich svahů. Pokud napouštění pokračovalo rychle, mohly svahy zůstat strmější, než by tomu bylo u pomalejšího naplňování (Schultze a kol., 2010). Dalším důvodem byla prevence či omezení překyselení vody v důsledku oxidace vytěženého materiálu (Klapper a Schultze, 1995).

Množství říční vody, která byla k napouštění zbytkových jam používána odkloněním říčních koryt, bylo z důvodu zajištění ekologického fungování řek, časem omezováno. Například v oblasti bývalého Středoněmeckého revíru celkový objem říční vody použité k napouštění jezer v letech 1993–2007 dosáhl 56,6 %. Voda z dosud provozovaných dolů přispěla 30,9 % a podzemní voda 12,5 % (Schultze a kol., 2010).

Zajímavé je, že asi u poloviny jezer v oblasti voda zpočátku kyselé prostředí stejně měla či u nich existovala možnost, že se toto kyselé prostředí objeví, pokud nebudou přijata zvláštní opatření. Druhá polovina jezer kyselou vodu v důsledku místních geologických podmínek (relativně nízký obsah pyritu v kombinaci

s relativně vysokým obsah uhličitanů v nadloží) nikdy neměla. V současnosti má vyšší procento jezer neutrální pH, a to zejména v důsledku prvotního napouštění říční vodou a dobře upravenou důlní vodou.

Pro úpravu kyselého pH byl např. do jezera Bockwitz přidáván uhličitan vápenatý (Na_2CO_3). Zatímco jezero Hain-Haubitz bylo neutralizováno kombinací plnění důlní vodou a přidavkem vápna (Schultze a kol., 2010). U řady zpočátku kyselých jezer došlo k úpravě pH dokonce bez zvláštních nápravných opatření. Tyto zkušenosti poukázaly na to, že aby došlo k neutralizaci bez zvláštních opatření, je potřeba určitého časového období, a to od několika let do několika desetiletí. Příkladem může být jezero Nenkersdorf, jehož voda se stala neutrální během 5 let a jezero Bergwitz, kde si neutralizace vyžádala asi 25 let (Jordan a Weder, 1995). Ačkoli většina jezer je dnes neutrální a u zbylých se v příštích několika letech očekává neutralizační trend, překyselení je pro ně stále možnou hrozbou. K opětovnému překyselení může dojít například přílivem podzemních vod s vysokou koncentrací železa. To si také může vyžádat pokračující nebo opakovanou neutralizaci vody (Werner a kol., 2001; Ronicke a kol., 2010).

Tabulka č. 4 Rekultivované oblasti v hlavních hnědouhelných těžebních revírech Německa (převzato z Gerwin a kol., 2023).

	Produkce hnědého uhlí	Celkově využitá plocha	Rekultivovaná oblast								
			Celková plocha	Orná půda		Zalesnění		Vodní plochy		Ostatní	
				[km ²]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]
[Mt]	[km ²]	[km ²]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	
Porýní	62,6	338,4	238,8	130,5	54,6	88,0	36,9	8,2	3,4	12,1	5,1
Lužice	46,8	899,5	591,5	106,9	18,1	318,9	53,9	89,8	15,2	75,8	12,8
střední Německo	16,9	490,3	366,0	94,2	25,7	116,6	31,9	124,2	33,9	31,4	8,6
Helmstedt	0,0	25,3	15,5	7,0	45,2	7,2	46,5	0,4	2,6	0,9	5,8

Udržitelné využívání jezer vzniklých zatápěním zbytkových jam v oblastech po těžbě lignitu se stává důležitým ekologickým a sociálně ekonomickým faktorem. Jezera plní v krajině mnoho funkcí, jsou vhodným prostředím pro vodní a obojživelné organismy, larvy hmyzu, vodní ptactvo, dále jsou zdrojem vody pro volně žijící zvířata. Naplňují rozmanité lidské potřeby, jsou využívány k rekreaci, rybolovu, jsou úložištěm vody, potenciálem pro vodní elektrárny, využívají se v systému ochrany proti povodním a některá slouží jako sedimentační nádrž, ve které se ukládají těžké kovy.

V roce 2013 hydrické rekultivace tvořily 57,8 % z celkového počtu vodních ploch v ČR, v roce 2037 by se mělo jednat o 62,4 % (Říhová Ambrožová a kol., 2013). Přípravě a průběhu zatápění zbytkových jam se v současnosti věnuje velká pozornost. Jde o činnost vysoce nákladnou a na výsledná jezera jsou kladena velká očekávání. Doposud máme o zatopených lomech po těžbě uhlí jen málo zkušeností. Podmínky u jednotlivých lokalit jsou velmi specifické. K předcházení projevů řady potenciálních negativních vlivů, které vycházejí ze specifických podmínek vzniku těchto jezer je nutný trvalý monitoring během napouštění i během jejich využívání. Toto nyní poměrně intenzivní sledování by nám do budoucna mohlo přinést cenné poznatky. Přispět by k tomu měla i studie samotné předkládané dizertační práce.

4. Mikrobiom jezer po hydrické rekultivaci post-těžebních oblastí

Mikrobiální společenstva jsou vícedruhová uskupení, ve kterých na sebe vzájemně působí vyšší organismy a mikroorganismy. Definice termínu mikrobiom se poprvé objevila v roce 1988 v odborné práci zaměřená na rhizobiální mikroorganismy (Whipps a kol., 1988; Konopka, 2009). Byla zde popsána charakteristická mikrobiální komunita v přehledně definovaném prostředí a při rozličných fyzikálně-chemických vlastnostech. Lederberg a McCray (2001) popsali mikrobiom ekologicky jako společenstvo komenzálních, symbiotických a patogenních organismů. Marchesi a Ravel (2015) se ve své práci zaměřili na genomy a mikrobiální (včetně virových) genové exprese v definovaném prostředí. V roce 2020 proběhla odborná diskuze na téma mikrobiom. Z této diskuze vyplynula nová definice vycházející z Whippsa a kol. (1988) doplněná o popis dynamického charakteru mikrobiomu a vysvětlení rozdílu mezi pojmy mikrobiota a mikrobiom. Společenství mikroorganismů, jehož skupina je složena z živých jedinců je nazývána MIKROBIOTOU a tato mikrobiota tvoří MIKROBIOM, jehož součástí jsou archea, bakterie, houby, řasy, protozoa, kde má stěžejní roli přítomnost sekundárních metabolitů zprostředkávajících složité mezidruhových interakce (např. snímáním hustoty populace na základě malých indukujících molekul prostřednictvím z angličtiny převzatého tzv. systému quorum sensing; QS) zaručující přežití v konkurenčním prostředí.

Rekultivace jezer zatopením jámy po ukončení těžby bývá připravováno řadu let. Samotný proces kupříkladu u jezera Milada trval devět let. V tomto období probíhají souběžně sanační a stavební práce úpravou svahování, stabilizací svahů, dotěsnění částí budoucího dna; vznikají nové vodohospodářské stavby, jako je napouštěcí kanál, přelivný vrt důlních vod, přeložky vodních toků, vypouštěcí zařízení a odtokový kanál. Jsou uskutečňovány hydrologické změny

v parametrech hloubky, objemu i ploše jezera. Řízené nebo spontánní zarybňování, což ovlivňuje kolonizaci a složení společenstev organismů v komplexu. Rovněž tak dochází ke sledování fyzikálně-chemických a mikrobiologických parametrů jako jsou znečišťující látky, fytoplankton, zooplankton, makrozoobentos, jejich společenstev a indikace kvality vody. Přičemž stav čisté vody je charakterizován vysokým tlakem na pastvu zooplanktonu a nízkou biomasou fytoplanktonu: fytoplankton > zooplankton > ryby (Van der Gucht a kol., 2005).

V mikrobiu obecně dominují rozsivky (Bacillariophyceae), skrytěnky (Cryptophyta), obrněnky (Dinophyceae) a zelené řasy (Willén, 2000; Reynolds a kol., 2002; Ptacnik a kol., 2008). Makrozoobentos je většinou vázán na porosty sublitorální vegetace, morfologické podmínky a pH (Skála, 2019). Dominantní bývají korýši jako je beruška vodní (*Asellus aquaticus*) a plži jako bahnivka (*Bythinia tentaculata*). Sublitorální makrofyta (makroskopické rostliny) s vysokým kompetičním potenciálem brání rozvoji planktonním organismům. Rostlinný rod stolístek (*Myriophyllum*), který extracelulárně produkuje látky fenolické povahy může mít inhibiční účinky na řasy a sinice. Vliv má i samotné chemické složení vody, kdy např. dusičnany jsou zdrojem dusíku pro biomasu a podporují rozvoj fytoplanktonu (volně se vznášejícího společenstva jednobuněčných fotosyntetizujících mikroorganismů). Ten je zároveň limitován přítomností fosforu. Živinové vstupy v souvislosti s fosforem mohou naopak vykazovat kompetiční výhody makrofyt (Šípek, 2011; Koza, 2023).

Po těžbě vzniklé vodní plochy mívají obecně specifický chemismus. Některé obsahují nízké koncentrace živin, jiné disponují vyšší úživností zvýšeným obsahem solí (např. vody z povrchové i hlubinné těžby uhlí) a ojedinělým výskytem druhů. V oblastech s vyšší koncentrací solí byly detekovány např. různé druhy vířníků a buchanek. V pěnokvových mokřadech o vyšší alkalitě chrostík *Hydroptila taurica*. Na sokolovských výsypkách se vyskytuje *Oxyethira falcata*

či vláknité sinice *Dichothrix ledereri*. V kyselém vodě Hromnického jezírka na Plzeňsku či Kamencovém jezeře v Chomutově se zase nachází vířník *Elosa worralii* nebo některé plošnice (Přikryl, 2022).

Tamní produkce ryb je často odvislá od úrovně biomasy. Jejich počáteční absence či nízká osádka, na druhou stranu umožňuje výskyt jindy predáčnímu tlaku podléhajícím organismům (korýšům, vodnímu hmyzu, larvám obojživelníků) (Přikryl, 2022).

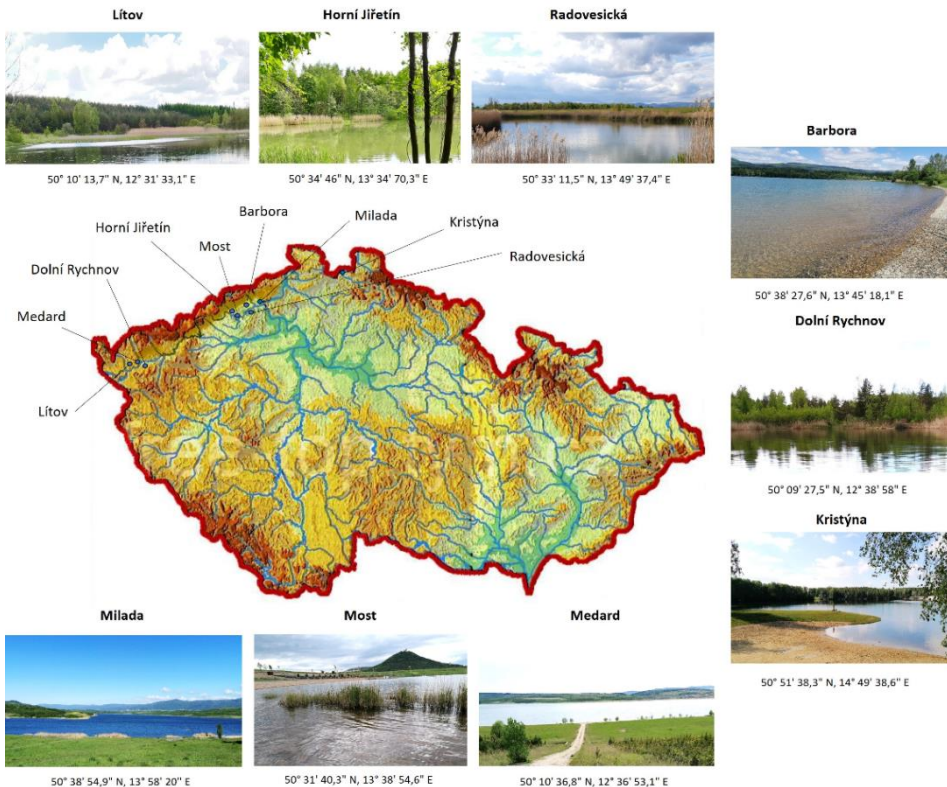
Výrazné nebezpečí pro kvalitu vody mohou představovat živinové šoky dané vegetačním obdobím, kdy dochází ke zmenšování a zvětšování objemu vody, koncentrace kyslíku (až anoxii) či změnám teploty. Přívalové srážky sebou nesou vodu bohatou na živiny, ale i kontaminanty. Jak poukazují studie související s předkládanou prací, změny přicházejí i s padajícím listím a jeho rozkladem v podzimních měsících (Major a kol., 2024).

EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

5. Metodiky a techniky

V předkládané dizertační práci byla pozornost věnována především devíti vodním plochám po těžbě hnědého uhlí a jejich okolí (Obr. 3, Tab. 5), které byly vybrány v návaznosti na geografické mapování lokalit jámových a přírodně významných jezer v severozápadní oblasti ČR a Německé spolkové republiky. Vybrané vodní útvary se nacházeli ve třech různých uhelných pánvích České republiky. Rozděleny byly do tří kategorií: nově antropogenně vzniklá velká jezera, starší antropogenně vzniklá jezera a přirozeně vzniklé vodní plochy. Byla provedena jejich charakteristika vzhledem ke geografickému umístění, okolní vegetaci a přítomné flóře. U čtyř vodních útvarů (Medard, Milada, Most a Barbora) byly provedeny i další analýzy legislativně sledovaných parametrů kvality vody.

Vzorky byly odebírány přímo z vody (pro stanovení chemického složení, analýzy zooplanktonu a fytoplanktonu, stanovení spektra vodních mikromycet a bakterií), na vodní hladině, v břehové zóně a v okolním ekosystému. Odlišeny byly dvě linie: (a) bez vegetace, s poměrně strmou nebo hojně navštěvovanou pláží či vstupem do vody a přirozenější (b) spojenou s vegetací (viz. kapitoly 5.2.1, 5.3.1 a 5.3.2). Samotné odběry a analýzy probíhaly ve spolupráci s laboratořemi Povodí Labe, Povodí Ohře a VŠCHT v Praze, a to v průběhu několika let v sezónních odstupech. Hodnocení parametrů kvality vody bylo provedeno podle příslušných norem, ISO směrnic a legislativních požadavků.



Obrázek č. 3 Geografická distribuce studovaných vodních ploch po těžbě hnědého uhlí v ČR (Major a kol., 2024).

5.1 Geografické mapování

Mapové podklady vypracované prostřednictvím Geographic information system (GIS) zobrazují lokality jámových a přírodně významných jezer v severozápadní oblasti České republiky a Německé spolkové republiky (okolí Krušných hor, Lipska, Drážďan a Cottbusu) spolu s dalším vyznačením míst, kde se nachází vrty, šachty, povrchová díla, zatopená důlní díla po těžbě černého a hnědého uhlí, zatopená důlní díla po lignitu (např. Kristýna – Hrádek nad Nisou). Na německé straně jsou zobrazeny současné břehové linie těchto jezer a v detailnějším výkresu jihozápadní oblasti Leipzigu jsou zobrazeny v časové posloupnosti od roku 1945 do současnosti. Na české straně jsou zobrazeny

lokality měření vod po důlní činnosti v kontextu vybraných vrstev horninového prostředí a geologických poměrů. K výše zmíněné severozápadní oblasti je znázorněno ještě Ostravsko v Moravskoslezském kraji s jeho lokalitami jodobromových vod. Vektorové vrstvy reprezentující jámová jezera v Německu (resp. jejich břehové linie) byly digitalizovány podle průběhu břehových linií v konkrétních časových údobích. Místa měření vod po důlní činnosti v Ústeckém, Karlovarském a Libereckém kraji byla digitalizována na základě lokalizace měření v zeměpisných souřadnicích (po převodu do souřadného systému S-JTSK). Lokality jodobromových vod na podkladě rastrové mapy ZM50. Vrstvy mají buď bodovou nebo polygonovou topologii. Pro tvorbu map byly v případě Německa a ČR použity rozdílné souřadné systémy – WGS84 pro území Německa, S-JTSK v případě ČR. Podkladové (referenční) mapy byly generovány Web Map Service (WMS), a to Prohlížečící službou WMS – ZM 50, tj. základní mapy v měřítku 1:500 000; respektive prohlížečící službou „Historische Karten“ pro mapy v měřítku 1:250 000. Ortofotomapy byly WMS generovány na podkladě prohlížečící služby pro ortofoto ČR, kdy podkladem byla ortofotomapa; respektive prohlížečící službou ADV-WMS-DE-SN-DOP-RGB pro německé ortofotomapy. Popis služeb je dostupný na www.geoportal.de.

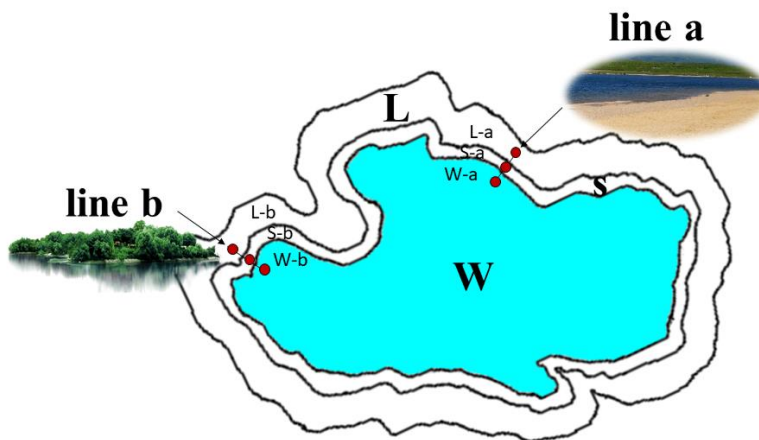
Tabulka č. 5 Přehled testovaných vodních útvarů (Major a kol., 2024).

Oblast	Nově vzniklá jezera			Jezera staršího typu			Spontánně vzniklá jezera		
	Název	Rok vzniku	Rozloha [ha]	Název	Rok vzniku	Rozloha [ha]	Název	Rok vzniku	Rozloha [ha]
Severočeská pánev	Milada	2010	252,20	Barbora	1980	63,00	Radovesická	2003	0,45
	Most	2014	311,00				Horní Jiřetín	1988	0,52
Sokolovská pánev	Medard	2016	493,50	Dolní Rychnov	2005	0,83	Lítov	1997	1,49
Lužická pánev	-	-	-	Kristýna	1975	14,00	-	-	-

5.2 Společenstvo vzdušných mikromycet, charakteristika důlních jezer a jejich porovnání

5.2.1 Plán a technika odběru vzorků pro analýzy vzdušných mikromycet

Vzorky byly odebírány opakovaně ve dvou měřených liniích – linii (a) a linii (b). Linie (a) byla vždy břehovou linií bez vegetace, často s poměrně strmou nebo hojně navštěvovanou pláží či vstupem do vody. Linie (b) představovala břehy přirozenějšího charakteru, spojené s litorální vegetací (Obr. 4). Každá linie byla tvořena třemi propojenými vzorkovacími plochami, a to přímo jezerní hladinou (W, z angl. water zone, jezerní zóna) ve vzdálenosti 15 m od břehu, litorální zónou (S, z angl. shore zone, pobřežní zóna) ve vzdálenosti 5 m od vodní hranice a přilehlým terestrickým ekosystémem ve vzdálenosti 20 m od břehové linie (L, z angl. landscape zone, krajinná zóna). Vzorky byly odebrány na každé z ploch na podzim 2020, na jaře 2021 a v létě 2021. Všechny vzorky byly odebrány za jasného počasí, bez deště a bez výrazného zhoršení povětrnostních podmínek. Teplota v den odběru vzorků nebyla nikdy nižší než 5°C.



Obrázek č. 4 Schéma zón vodního útvaru a vzorkovací plochy (červené tečky) umístěné v liniích. W – zóna vodní hladiny; S – litorální zóna; L – krajinná zóna.

Písmeno (a) označuje volný břeh bez vegetace, obvykle s kameny. Písmeno (b) označuje břeh s rozvinutou vegetací (Major a kol., 2024).

K izolaci vzdušných mikromycet byla použita metoda gravitační (Buttner a Stetzenbach, 1991; Nováková, 2009). Kultivační médium obsahovalo: 20 g/l agaru (Dr. Kulich Pharma, Česká republika), 20 g/l sušeného sladového extraktu (Sladovna, Česká republika) a 0,25 ml/l bengálské červeně (P-LAB, Česká republika).

5.2.2 Měření průhlednosti vody

Průhlednost vody byla hodnocena pomocí metody Secchiho disku. Při každém odběru vzorků byl Secchiho disk opakovaně spouštěn do vody, dokud nezmizel. Hloubka, ve které již nebyl disk viditelný, byla zaznamenána a považována za míru průhlednosti vody. Získané údaje byly zprůměrovány a průhlednost vody pak byla hodnocena jako výborná (≥ 3 m), dobrá ($3 \text{ m} > G \geq 2 \text{ m}$), zhoršená ($2 \text{ m} > F \geq 1 \text{ m}$), špatná ($1 \text{ m} > P \geq 0,5 \text{ m}$) a velmi špatná ($EP < 0,5 \text{ m}$).

5.2.3 Kultivace a kvantifikace vzdušných mikromycet

Naočkované plotny byly inkubovány 7 dní při teplotě $24 \pm 1^\circ\text{C}$. Mikromycety byly následně konvenčně identifikovány podle makroskopických a mikroskopických znaků. Výsledky jejich počtu byly vyjádřeny v m^3 vzduchu při 30 min době expozice podle rovnice (1), kde a – znázorňuje počet narostlých kolonií na plotně, r – poloměr plotny v cm, t – dobu expozice v minutách (Buttner a Stetzenbach, 1991).

$$x \text{ [KT]/m}^3 = \frac{a * 10^4 * 5}{\pi * r^2 * t} \quad (1)$$

5.2.4 Extrakce DNA

DNA byla extrahována pomocí sady DNeasy UltraClean Microbial Kit (Qiagen, Německo). Část mycelia (1 × 1 cm) byla seškrábnuta sterilním jehlou a byla aplikována do kolony s 300 µl roztoku PowerBead. Extrakce byla poté provedena podle pokynů výrobce s prodlouženou dobou vortexování od 10 do 20 min.

5.2.5 Analýzy PCR

Kromě standardní identifikace podle makroskopických a mikroskopických znaků byly rody a druhy identifikovány pomocí polymerázové řetězové reakce (PCR) se specifickými primery a amplifikací interních transkribovaných spacerových oblastí (ITS) rDNA, genu β -tubulinu (*tubb*) a translačního elongačního faktoru 1- α (*tef1 α*) (White a kol., 1990; Gardes a Bruns, 1993; O'Donnell, 1993; Glass a Donaldson, 1995; Carbone a Kohn, 1999). Sekvence primerů jsou uvedeny v Tab. 6. PCR byla provedena v 25 µl, které obsahovaly: 5 µl 1× MyTaq reakčního pufru (Bioline, Německo), 1 µl od každého 10 µM primeru, 0,1 µl MyTaq DNA polymerázy (Bioline, Německo), 1 µl templátové genomové DNA (10-50 ng) a deionizovanou vodu (dH₂O). Pro amplifikaci oblasti ITS byl použit následující cyklus: 94 °C/1 min; 94 °C/20 s, 55 °C/40 s, 72 °C/10 s (35×); 72 °C/10 min. Amplifikační cyklus pro oblast *tubb* byl: 95 °C/1 min; 95 °C/15 s, 55 °C/15 s, 72 °C/10 s (35×); 72 °C/10 min. Oblast intronu nebo exonu genu *EF1 α* (elongační faktor 1- α) byla amplifikována a sekvenována podle Kolaříka a kol. (2017). Amplikony byly poté vizualizovány pomocí 1 % agaróзовé elektroforézy.

Tabulka č. 6 Druhy oligonukleotidů (primerů) a jejich sekvence použité při PCR analýzách.

Úsek DNA	Název primeru	Sekvence (5' -> 3')	Reference
ITS	ITS1-F	CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA	Gardes a Bruns, 1993; White a kol., 1990; O'Donnell, 1993
	ITS4-R	TCCTCCGCTTATTGATATGC	
tef1 α	EF-728F	CATCGAGAAGTTCGAGAAGG	Carbone a Kohn, 1999
	EF-986R	TACTTGAAGGAACCCTTACC	
tubb	Bt2a	GGTAACCAAATCGGTGCTGCTTTC	Glass a Donaldson, 1995
	Bt2b	ACCCTCAGTGTAGTGACCCTTGGC	

5.2.6 Purifikace amplikonů

Produkty PCR byly přečištěny srážením v 3 M octanu sodném (NaOAc; Carl Roth, Německo) a 96 % ethanolu (Penta, Česká republika) po dobu 10 min při pokojové teplotě, následovalo 30 min odstředování při 3700 ot/min. Supernatant byl odstraněn a k peletě bylo přidáno 100 μ l 70% ethanolu. Po opakovaném odstranění supernatantu byla peleta sušena 5–10 min při 40 °C v termobloku. Vyčištěné produkty PCR byly resuspendovány ve 20 μ l dH₂O.

5.2.7 Sekvenování DNA

Purifikované produkty PCR byly sekvenovány firmami MacroGen Europe, Nizozemsko a Microsynth, Švýcarsko. Sekvence byly analyzovány pomocí softwaru FinchTV v1.4.0 (Geospiza, USA) a druhová identifikace byla provedena porovnáním sekvencí pomocí nástroje BLAST databáze NCBI (Altschul a kol., 1990).

5.2.8 Statistické analýzy

Pro testování nulové hypotézy, že mezi průměry testovaných skupin neexistují rozdíly, byla provedena jednosměrná analýza rozptylu (ANOVA) pomocí softwaru Microsoft Excel 2016 (Microsoft Corporation, USA). Testované skupiny zahrnovaly počty mikromycet sečtených v určitých vzorkovaných oblastech a liniích, typech jezer a v různých ročních obdobích. Výsledky (rozdíly) byly považovány za statisticky významné, pokud byla p-hodnota nižší než 0,05 ($p < 0,05$).

5.3 Stanovení kvality vod vybraných jezer post-těžebních lokalit ČR

5.3.1 Hodnocení kvality vody

Byly provedeny analýzy chemického, fyzikálního a mikrobiálního složení vody, distribuce fytoplanktonu a zooplanktonu. Odběry byly prováděny od dubna do října během let 2018–2022, vertikálně v různých hloubkách vodního sloupce. Bentická stanoviště byla vzorkována v třímetrových zónách. Vzorky zooplanktonu a fytoplanktonu byly odebírány čtvrtletně z místa s největší hloubkou. Hodnocení bylo provedeno podle příslušných norem a směrnic ISO uvedených v referenční části.

5.3.2 Technika odběru vzorků pro spektrum mikromycet a bakterií

Vzorky vody byly odebírány ve dvou ročních obdobích prostřednictvím teleskopické tyče, vždy ve vzdálenosti 5 m od břehu jezera, v 1 m hloubce vodního sloupce. Voda z každé testované vodní plochy byla zároveň odebírána ve dvou liniích – linii (a) a linii (b), stejně jako tomu bylo u vzorků vzdušných mikromycet. Vzorky byly uchovávány při teplotě kolem 4 °C a zpracovány do 24 h od odběru.

5.3.3 Filtrace vody a kultivace mikromycetů

Odebrané vzorky (100 ml) byly filtrovány přes membránové filtry z esterů celulózy (MCE, Millipore) s póry 0,45 μm za použití filtračního zařízení s vývěvou (EZ-Stream, Millipore). Filtry byly následně přeneseny na Malt Extract Agar (MEA, Merck) a plotny byly inkubovány při 26 °C po dobu 7 dnů.

5.3.4 Kultivace organotrofních mikroorganismů

Pro kvantitativní stanovení znečištění vody a sledování přítomnosti psychofilních a mezofilních bakterií byl 1 ml odebrané vody převeden do prázdné Petriho misky a metodou přelivu převrstven tryptonovým kvasinkovým agarem (TYA, Himedia). Následovala kultivace po dobu 3 dní při teplotě 22 °C, respektive 36°C dle normy ČSN EN ISO 6222.

5.3.5 Mikrobiální identifikace

Za výše uvedených kultivačních podmínek (kapitoly 5.2.3 a 5.2.4) byly izolovány čisté mikrobiální kultury. Kultivované mikromycety byly identifikovány konvenčně podle jejich makroskopických a mikroskopických znaků. Izolované bakterie byly dále identifikovány technologií MALDI-TOF-MS.

5.3.6 MALDI-TOF-MS

Bakteriální kolonie staré maximálně 24 h byly přeneseny na ocelovou desku a vysušeny při laboratorní teplotě. Vzorky byly následně pokryty roztokem matrice kyseliny α -kyano-4-hydroxyskořicové (50 % acetonitril, 2,5 % kyselina trifluorooctová; Sigma-Aldrich). Po krystalizaci byly analyzovány hmotnostním spektrometrem Autoflex Speed MALDI-TOF (Bruker Daltonics) vybaveným UV dusíkovým laserem (337 nm) při opakovací frekvenci 1 kHz v lineárním režimu (hmotnostní rozsah 2–20 kDa) s urychlovacím napětím 19 kV, napětím čočky 7 kV

a zpožděním 400 ns. Získaná proteinová spektra byla porovnána s referenčními spektry databáze MALDI BioTyper™ 3.1 (Bruker Daltonics).

5.3.7 Statistické analýzy

Byla provedena jednosměrná analýza rozptylu (ANOVA) pomocí softwaru Microsoft Excel 2016 (Microsoft Corporation, USA). Výsledky byly považovány za statisticky významné, když p-hodnota byla nižší než 0,05 ($p < 0,05$).

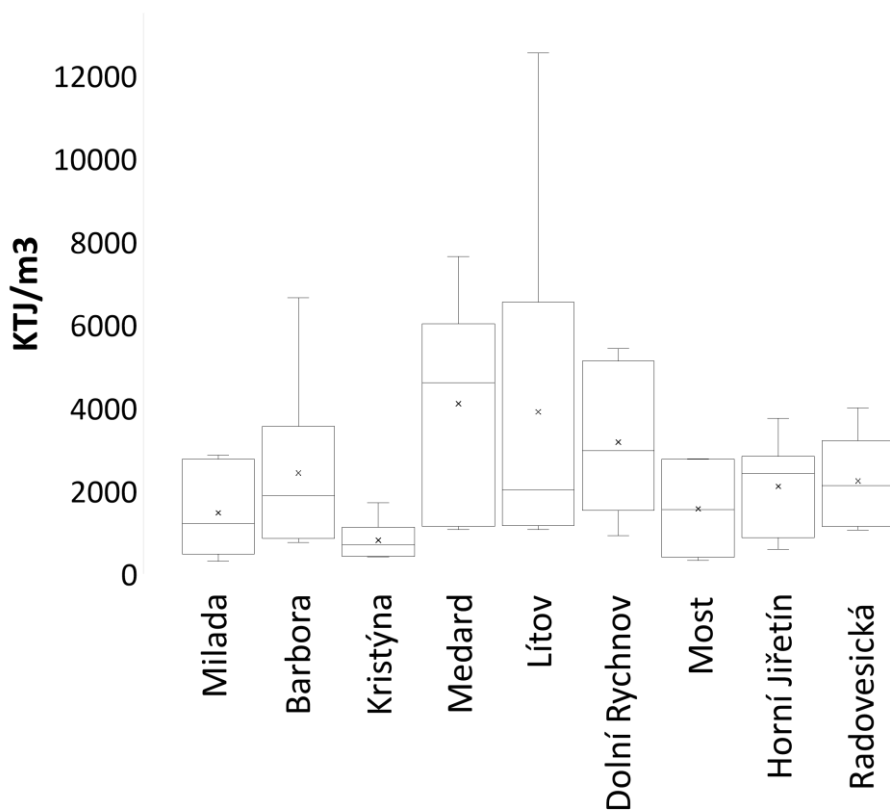
6. Výsledky

V rámci předkládané dizertační práce byla pozornost věnována devíti vodním útvarům (samovolně nebo antropogenně vzniklých, staršího či novějšího typu) tří českých uhelných pánví (Severočeské, Sokolovské a Lužické) po těžbě hnědého uhlí, které byly vybrány v návaznosti na geografické mapování (viz. kapitola 5.1 a grafické podklady v závěru výsledků). V průběhu měření byla implementována metoda gravitační v kombinaci se standardní kultivací a molekulárně diagnostickými technikami (především pro druhové identifikace za použití PCR, sekvenování nebo MALDI-TOF-MS). Detailněji byla studována biodiverzita vzdušných a vodních mikroorganismů, fytoplanktonu, zooplanktonu a samotné chemické složení vybraných vod. Odběry probíhaly v průběhu několika let v sezónních odstupech.

Byla stanovena četnost celkového počtu vzdušných mikromycet, vodních mikromycet a bakterií v jednotlivých vodních nádržích, sezónní korelace, vliv charakteru vodních ploch (především okolní vegetace), fyzikální hodnoty, druhové zastoupení vybraných organismů a kvalita vody.

6.1 Společenstvo vzdušných mikromycet, charakteristika důlních jezer a jejich porovnání

Nejvyšší množství vzdušných mikromycet bylo ze sezónních průměrů stanoveno v okolí jezer Medard (nové antropogenní) a Lítov (přírodní jezero). Podobné hodnoty byly stanoveny i u jezera Dolní Rychnov (staré antropogenní; Obr. 5). Všechna tato jezera spojovala společná poloha v Sokolovské pánvi (nejzápadnější povodí) v ČR.



Obrázek č. 5 Rozdíly v počtu vzdušných mikromycet mezi jednotlivými vodními útvary. Data získaná ze všech zón, linií a průměrů hodnot za všechna sledovaná období (Major a kol., 2024).

Jezera Lítov a Dolní Rychnov patřila svou rozlohou k nejmenším jezerům s nejmírnějším sklonem terénu a zároveň, což se dalo očekávat, se vyznačovala nejnižší relativní vlhkostí vzduchu (Tab. 7).

Kromě jezer Lítov, Dolní Rychnov, Horní Jiřetín a Radovesická disponovala všechna ostatní jezera výrazně čistou vodou s průhledností ≥ 3 m (E, z. angl excellent). Ani u jmenovaných však nedocházelo k výraznému zakalení a průhlednost se držela v rozmezí mezi 3–1 m (Tab. 7).

Tabulka č. 7 Seznam podmínek odběru vzorků a environmentálních parametrů charakterizujících vodu jezera a okolí. Data byla získána za tři roční období – podzim, jaro, léto 2020/2021 (Major a kol., 2024).

Název jezera	Měřená oblast	Sklon [°]	Průhlednost vody	Podzim		Jaro		Léto		Běh a vegetace
				Teplota vzduchu [°C]	Vlhkost [%]	Teplota vzduchu [°C]	Vlhkost [%]	Teplota vzduchu [°C]	Vlhkost [%]	
MILADA (Mi)	Mi - a - W1	-	E	14,1	68	12	66	22	67	-
	Mi - a - S1	5		14,3	67	12	66	22	67	1-2, 6, 14
	Mi - a - L1	45		14,3	67	12	66	22	67	6, 8, 10-12, 14-16
	Mi - b - W1	-		15,7	60	13,4	61	22,7	65	-
	Mi - b - S1	5		15,7	60	13,4	61	22,7	65	1, 2, 4, 6
	Mi - b - L1	20		15,7	60	13,4	61	22,7	65	6, 8, 10-11, 14-16
MEDARD (Me)	Me - a - W1	-	E	18,9	45	15	49	25	54	-
	Me - a - S1	45		18,3	45	15	49	25	54	1, 4, 8, 14
	Me - a - L1	-		18,3	45	15	49	25	54	10-11, 17-18
	Me - b - W1	-		17,6	48	16,2	47	25,2	52	-
	Me - b - S1	45		17,6	48	16,2	47	25,2	52	1, 4, 6-8, 14
	Me - b - L1	-		17,6	48	16,2	47	25,2	52	10-11, 17-18
MOST (Mo)	Mo - a - W1	-	E	18,5	63	14,5	63	25,3	59	-
	Mo - a - S1	45		18,5	63	14,5	63	25,3	59	1, 4
	Mo - a - L1	-		18,5	63	14,5	63	25,3	59	4
	Mo - b - W1	-		19,8	59	15,1	59	25,5	58	-
	Mo - b - S1	45		19,8	59	15,1	59	25,5	58	1, 4
	Mo - b - L1	-		19,8	59	15,1	59	25,5	58	6-7, 10-11
BARBORA (Ba)	Ba - a - W1	-	E	12,6	97	14,5	46	24,9	57	-
	Ba - a - S1	45		12,6	97	14,5	46	24,9	57	1, 2, 5
	Ba - a - L1	-		12,6	97	14,5	46	24,9	57	10-11
	Ba - b - W1	-		15,6	63	15,3	44	25,3	55	-
	Ba - b - S1	45		12,6	97	15,3	44	25,3	55	1-2, 5-7, 25
	Ba - b - L1	-		12,6	97	15,3	44	25,3	55	10-11
KRISTÝNA (Kr)	Kr - a - W1	-	E	19,4	48	14	68	24	73	-
	Kr - a - S1	50		19,9	45	14	68	24	73	2
	Kr - a - L1	-		19,9	45	14	68	24	73	10-11, 14
	Kr - b - W1	-		19,9	45	15,2	64	27,6	69	-
	Kr - b - S1	45		19,9	45	15,2	64	27,6	69	1-2
	Kr - b - L1	-		19,9	54	15,2	64	27,6	69	10-11, 14-16, 20
DOLNÍ RYCHNOV (Dr)	Dr - a - W1	-	H	18,7	37	15	56	24	59	26
	Dr - a - S1	30		18,7	37	15	56	24	59	3, 6, 10
	Dr - a - L1	-		18,7	37	15	56	24	59	10-13, 15-16, 18, 22
	Dr - b - W1	-		17,8	39	15,5	55	24,4	57	26
	Dr - b - S1	30		17,8	39	15,5	55	24,4	57	3, 6, 10
	Dr - b - L1	-		17,8	39	15,5	55	24,4	57	10-12, 15-16, 18, 22
LÍTOV (Li)	Li - a - W1	-	G	20,8	39	15,2	46	24,6	56	-
	Li - a - S1	15		20,9	39	15,2	46	24,6	56	3, 6-7, 9
	Li - a - L1	-		20,8	39	15,2	46	24,6	56	7-8, 15-18, 27
	Li - b - W1	-		20,4	39	15,9	45	24,8	53	-
	Li - b - S1	18		20,4	39	15,9	45	24,8	53	3, 6-7, 9
	Li - b - L1	-		20,4	39	15,9	45	24,8	53	7-8, 15-18, 27
RADOVESICKÁ (Ra)	Ra - a - W1	-	G	23,9	48	16,1	49	25,3	53	-
	Ra - a - S1	45		23,9	48	16,1	49	25,3	53	1, 3-4, 6, 10-11, 13
	Ra - a - L1	-		23,9	48	16,1	49	25,3	53	17
	Ra - b - W1	-		23,9	48	16,4	47	25,7	51	-
	Ra - b - S1	45		23,9	48	16,4	47	25,7	51	1, 3-4, 6, 10-11, 13
	Ra - b - L1	-		22,9	48	16,4	47	25,7	51	17
HORNÍ JÍŘETÍN (Hj)	Hj - a - W1	-	H	22,7	52	13,2	51	23,6	55	-
	Hj - a - S1	45		22,7	52	13,2	51	23,6	55	3, 6, 11
	Hj - a - L1	-		22,7	52	13,2	51	23,6	55	7, 10, 15-16, 18-19, 21-24
	Hj - b - W1	-		11,9	51	13,6	49	24,1	52	-
	Hj - b - S1	45		22,7	51	13,6	49	24,1	52	3, 6, 11
	Hj - b - L1	-		11,9	51	13,6	49	24,1	52	7, 10, 15-16, 18-19, 21-24

Číselné označení břehu a vegetace: 1 – oblázkové kameny/kačírek, 2 – písek, 3 – bahno, 4 – lomový kámen, 5 – řasa, 6 – rákos, 7 – orobinec, 8 – hloh, 9 – puškovec, 10 – tráva, 11 – byliny, 12 – TTP vegetace (tráva, bylinky a bobule), 13 – dřevo, 14 – keře, 15 – olše, 16 – bříza, 17 – borovice, 18 – smrk, 19 – jasan, 20 – javor, 21 – jalovec, 22 – švestka, 23 – jabloň, 24 – hrušeň, 25 – vodní mor (*Elodea*), 26 – lekníny, 27 – modřín. Označení pro průhlednost vody udává: E – výborná (≥ 3 m), G – dobrá ($3 \text{ m} > G \geq 2$ m), F – zhoršená ($2 \text{ m} > F \geq 1$ m), P – špatná ($1 \text{ m} > P \geq 0,5$ m), EP – extrémně špatná ($EP < 0,5$ m). W – vodní zóna; S – litorální zóna; L – krajinná zóna; písmena (a) a (b) rozlišují sledované linie.

6.1.1. Nově antropogenně vzniklá jezera

Jezero **Milada** má výrazně čistou vodu a jeho břeh je porostlý především travinami a bylinami, doplněný nízkým porostem olší, bříz, hlohů, rákosu a keřů trnky. V průměru za všechny sezóny nedosahovalo největšího počtu vzdušných mikromycet, ale vykazovalo maximální naměřenou hodnotu v krajinných zónách (L) ze všech jezer. Ta činila $1,1 \times 10^4$ KTJ/m³. V břehových zónách S-a se štěrkem či S-b s lomovým kamenem vykazovalo do $4,9 \times 10^3$ KTJ/m³ vzdušných mikromycet; na vodní hladině obou linií do $9,1 \times 10^2$ KTJ/m³ (Obr. 6a).

Krajinná zóna jezera **Medard** je obohacena travinami, bylinami a svahem s nízkým borovým a smrkovým porostem. Na kamenitých březích se zde vyskytují keře, trnka, hloh a růže. Až do středu vodní plochy zde místy z litorální zóny zasahuje rákos a chrastice. Obě linie vykazovaly u jezera Medard v krajinné zóně podobné hodnoty vzdušných mikromycet, a to do $4,8 \times 10^3$ KTJ/m³. V ostatních zónách však byly počty u linie (a) nižší (S-a s velkými kameny do $2,1 \times 10^3$ KTJ/m³; W-a do $1,1 \times 10^3$ KTJ/m³). Přičemž linie (b) vykazovala nejvyšší počet vzdušných mikromycet ve vodní zóně (až $8,3 \times 10^3$ KTJ/m³) vůbec (Obr. 6a).

Vliv vegetačně bohatší linie (b) na vyšší počet vzdušných mikromycet se projevil i u nedávno veřejnosti zpřístupněného jezera **Most** s převahou skalnatých svahů a méně vyvinutou vegetací zastoupenou převážně rákosem, ocúnem, trávou a bylinami. Linie (a) vykazovala $5,3\text{--}7,3 \times 10^2$ KTJ/m³ vzdušných mikromycet, kdežto linie (b) $4,4\text{--}6,6 \times 10^3$ KTJ/m³. Získané výsledky byly jinak napříč měřenými liniemi poměrně konstantní (Obr. 6a).

6.1.2. Starší antropogenně vzniklá jezera

Litorální zóna jezera **Barbora** s nánosem hnědých řas, oblázkovými kameny a pískem obsahovala v linii (a) více vzdušných mikromycet (až $3,0 \times 10^3$ KTJ/m³) než suché krajinné pásmo (až $2,9 \times 10^3$ KTJ/m³) či vodní zóna (až $7,6 \times 10^2$ KTJ/m³).

Vyšší počty byly opět ve vegetačně bohatší (travnato-bylinný porost, orobinec, rákos jasaný apod.) linií (b), kde dosahovaly až $7,5 \times 10^3$ KTJ/m³ (Obr. 6b).

Jezero **Kristýna** je jediné jezero, které bylo naplněné pramenitou vodou a disponuje největším sklonem terénu (50°). I když zde byl zaznamenán opačný trend s vyšším množstvím vzdušných mikromycet v krajinném pásu linie (a) s lučným svahem (až $4,2 \times 10^3$ KTJ/m³) než v linii (b) s porostem stromů (až $1,03 \times 10^3$ KTJ/m³), hodnoty litorálních (do $1,4 \times 10^3$ KTJ/m³) a vodních ($7,0 \times 10^2$ KTJ/m³) zón byly v obou liniích srovnatelné (Obr. 6b).

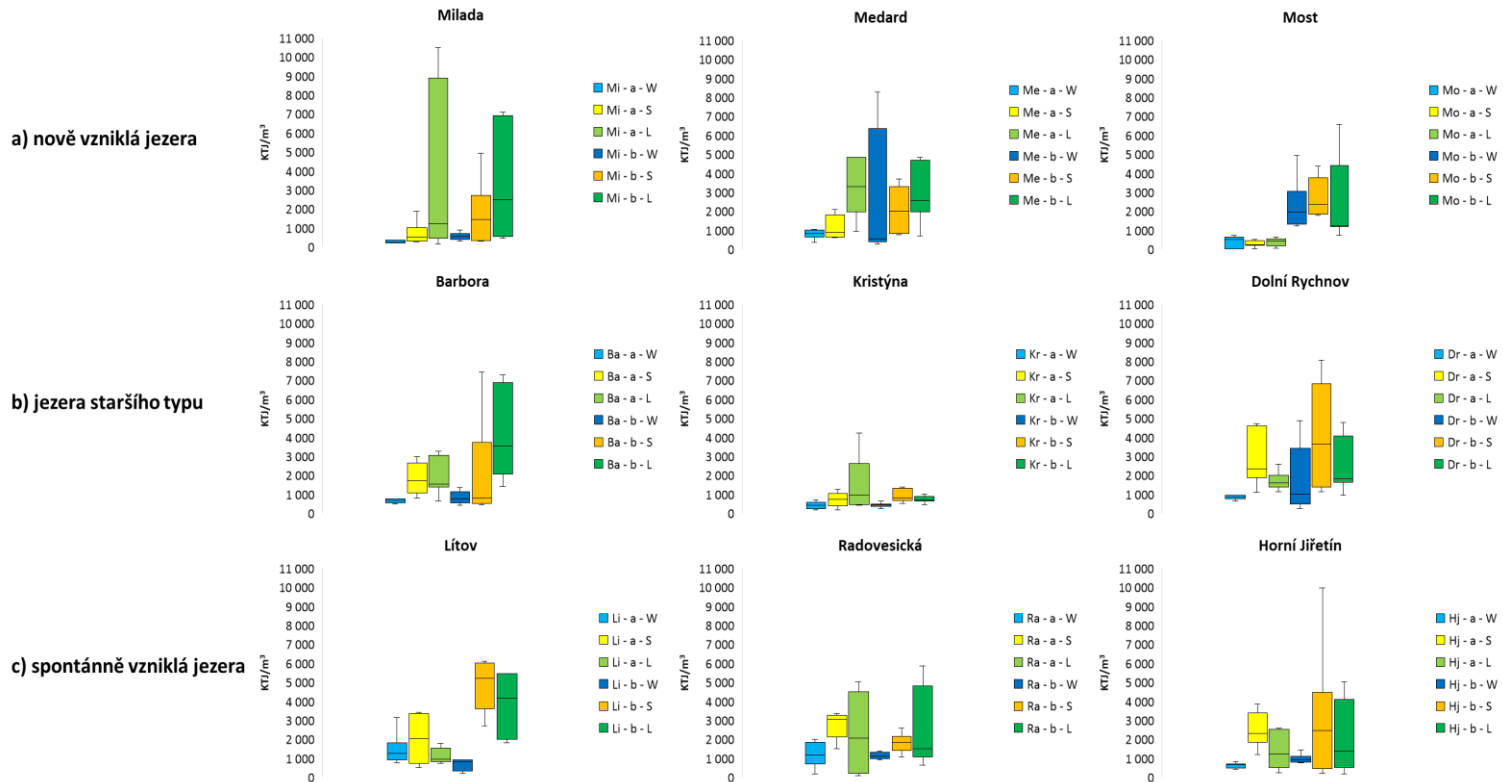
Kaskádovitá soustava **Dolního Rychnova** s méně průhlednou vodou podporovala růst vodních leknínů a okolních travin, bylin, rákosu, keřů slivoní, olší, smrků a bříz. Výsledky zde korespondovaly s trendem vyššího zachytu vzdušných mikromycet v linii (b). Vyšší ale než v krajinné oblasti byly počty v litorální zóně, kde dosahovaly až $8,1 \times 10^3$ KTJ/m³ (Obr. 6b).

6.1.3. Přirozeně vzniklé vodní útvary

Příkladem statisticky významného rozdílu ($p < 0,05$) vzdušných mikromycet v liniích (a) a (b) bylo jezero **Lítov** (až $3,1 \times 10^3$ KTJ/m³ resp. $9,4 \times 10^2$ KTJ/m³). Oblast linie (b) zde pokrývá rákosí, keře, ocúny, jehličnaté a listnaté stromy (Obr. 6c, Tab. 7).

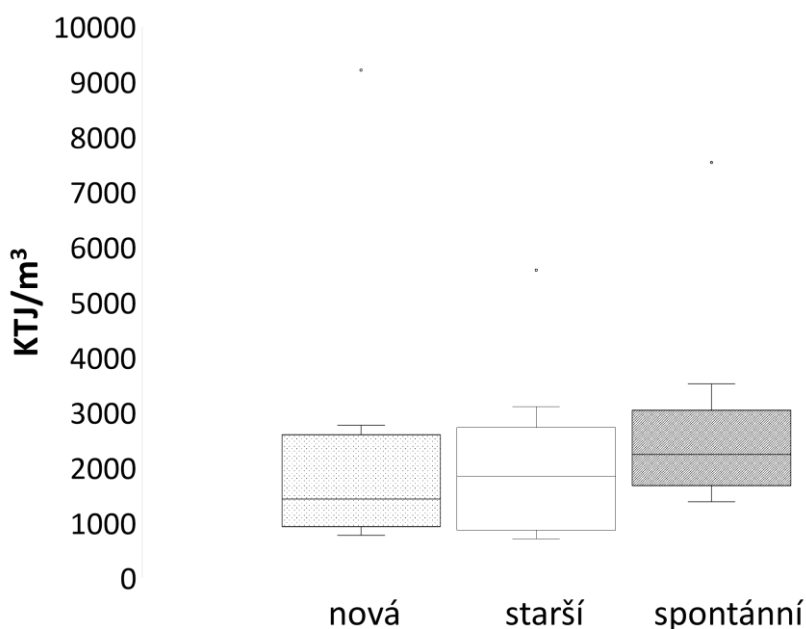
Na **Radovesické** výsypce nebyl naopak u hodnot vzdušných mikromycet mezi liniemi zjištěn statisticky významný rozdíl ($p > 0,05$). V okolní krajině částečně porostlé borovicemi byly detekovány počty až $5,9 \times 10^3$ KTJ/m³ (Obr. 6c).

V případě **Horního Jiřetína** byly nejvyšší počty mikromycet dosahující až $1,0 \times 10^4$ KTJ/m³ sledovány na úrovni linií v litorální zóně, kde se nacházel rákos, kosatec žlutý a v jarních měsících i orobinec. Krajinné zóny obou měřených linií byly opět pokryty stromovou vegetací (Obr. 6c).

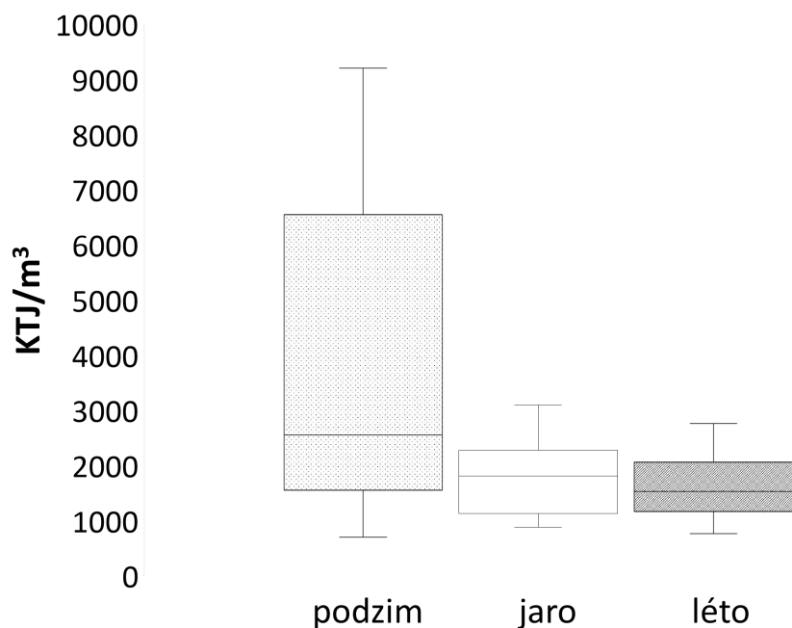


Obrázek č. 6 Celkové počty kolonií mikromycet na m³ vzduchu pro každý měřený vodní útvar a místo odběru vzorků. Hodnoty jsou odvozeny ze všech údajů za všechna období. Obr. 6a nová vzniklá jezera, Obr. 6b jezera staršího typu a Obr. 6c spontánně vzniklá jezera. W – vodní zóna; S – litorální zóna; L – krajinná zóna; a) intenzivněji využívané jezerní oblasti bez pobřežní vegetace; b) zarostlá míst s přirozenějším charakterem (Major a kol., 2024).

Jak již bylo řečeno, ve výčtu hlavních výsledků nejvyšší počty kolonií vzdušných mikromycet na m^3 vzduchu byly zjištěny v krajinné zóně (Obr. 6). Statisticky významný byl také rozdíl ($p < 0,001$) mezi měřeními liniemi, kdy k vyšší detekci sledovaných mikromycet došlo u 77 % vzorků linie (b) s přirozenějším charakterem. V průměru všech získaných dat byly nejvyšší počty vzdušných mikromycet zjištěny u spontánně vzniklých jezer ($3,5 \times 10^3 \text{ KTJ/m}^3$), s extrémními hodnotami až $7,5 \times 10^3 \text{ KTJ/m}^3$. V biotopu nově vzniklých a starších antropogenních jezer to bylo $2,8 \times 10^3 \text{ KTJ/m}^3$, respektive $3,1 \times 10^3 \text{ KTJ/m}^3$ (Obr. 7). Nejvyšší záchyt vzdušných mikromycet byl zároveň zaznamenán na podzim ($p < 0,001$) za průměrných teplot $20 \text{ }^\circ\text{C}$, kdy se hodnoty pohybovaly až do $9,2 \times 10^3 \text{ KTJ/m}^3$. Na jaře a v létě byl výskyt nižší (až $3,1 \times 10^3 \text{ KTJ/m}^3$, resp. $2,8 \times 10^3 \text{ KTJ/m}^3$; Obr. 8).



Obrázek č. 7 Rozdíly podle typu jezera. Hodnoty jsou vyjádřeny z průměrů všech dat z každého jezera za všechna roční období. Zleva doprava: nově vzniklá jezera, jezera staršího typu a spontánně vzniklá jezera (Major a kol., 2024).



Obrázek č. 8 Sezónní rozdíly u sledovaných jezer. Hodnoty jsou vyjádřeny z průměrů údajů z jednotlivých biotopů sledovaných jezer za danou sezónu zleva doprava: podzim, jaro, léto (Major a kol., 2024).

Opakovaným měřením bylo dále vyhodnoceno procentuální zastoupení jednotlivých druhů. Na 93 % všech testovaných lokalit se nacházel rod *Cladosporium* (především *C. cladosporioides* a *C. macrocarpum*). Druhou nejčastější v zastoupení 44 % byla *Alternaria* (*A. rosae*), dále *Fusarium* (30 %; *F. sporotrichioides* a *F. avenaceum*), *Epicoccum nigrum* (26 %), *Penicillium* (20 %; *P. skrjabinii* a *P. brevicompactum*), *Acremonium* (17 %), *Aureobasidium* (17 %; *A. pullulans* a *A. microstictaum*) a *Mucor* (13 %; *M. circinelloides* a *M. hiemalis*). Mezi ostatní, méně se vyskytující, patřily: *Arthrimum arundinis*, *Mortierela*, *Stachybotrys*, *Aspergillus fumigatus*, *Baziofiomycet*, *Bazidior*, *Sclerotinia sclerotiorum*, *Trichoderma*, *Botrytis*, *Microsphaeropsis arundinis* a *Mollisia hydrophila* (Tab. 8).

Obecně nejnížší druhovou diverzitu vzdušných mikromycet, ale zároveň největší diverzitu vegetace, jak je uvedeno v publikaci Major a kol. (2024),

vykazovalo okolí jezera Milada spolu s Horním Jiřetínem (Tab. 7 a 8). Naopak nejvyšší diverzita mikromycet byla zaznamenána u jezera Most, které stejně jako jezero Barbora disponovalo oproti ostatním dalšími unikátními rody (*Bazidior*, *Baziofiomycet*, *Botrytis*, *Microsphaeropsis* a *Mollisia*). Radovesická výsypka se vyznačovala rody *Aspergillus* a *Trichoderma*. Naopak porosty kosatce žlutého, blatouchu, jalovce a ovocných stromů na Radovesické byly pravděpodobně příčinou absence druhé nejčastější mikroskopické houby *Alternaria*, která byla zjištěna na všech ostatních lokalitách kromě jezera Horní Jiřetín (Tab. 7 a 8).

6.2 Stanovení kvality vod vybraných jezer post-těžebních lokalit ČR

Indikátory přípustného znečištění byly měřeny v souladu s NV č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Pozornost byla konkrétně věnována antropogenně vzniklým jezerům Medard, Milada, Most a Barbora.

Většinu populace **vodních mikromycet** ve zkoumaných vodních plochách představovaly rody *Mucor*, *Penicillium*, *Rhizopus*, *Eurotium*, *Fusarium*, *Aureobasidium*, *Cladosporium* a *Aspergillus*. **Bakteriální** populace byla zastoupena převážně rody *Bacillus* a *Pseudomonas*. V letních obdobích, kdy teploty dosahovaly až 25,4 °C, byl zaznamenán zvýšený výskyt plísňí a mezofilních bakterií (Tab. 9), dokonce některé koliformní bakterie. Na podzim došlo ke zvýšení hodnot vlhkosti, převaze psychrofilních bakterií a zvýšenému výskyt *Clostridií* a *Pseudomonas*. Konkrétně byly identifikovány následující bakteriální druhy. V létě *Aeromonas eucrenophila*, *Aeromonas veronii*, *Austwickia cheloniae*, *Bacillus pumilus*, *Bacillus licheniformis*, *Brevundimonas vesicularis*, *Curtobacterium flaccumfaciens*, *Cryptococcus neoformans*, *Enterobacter ludwigii*, *Enterobacter cloacae*, *Filifactor villosus*, *Chryseobacterium defluvii*, *Pseudomonas mendocina*, *Pseudomonas citronellolis* a *Salmonella* spp. Na podzim *Aeromonas salmonicida*, *Bacillus cereus*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus subtilis*, *Clostridium baratii*, *Clostridium perfringens*, *Clostridium symbiosum*, *Flavobacterium hibernum*, *Flavobacterium*, *Pectinovorum antarktida*, *Pseudomonas corrugata*, *Pseudomonas fragi*, *Pseudomonas graminis*, *Pseudomonas chlororaphis*, *Pseudomonas lutea*, *Pseudomonas koreensis*, *Psychrobacter alimentarius* a *Shewanella baltika*.

Tabulka č. 9 Průměrný počet vodních mikroorganismů během léta a podzimu 2021.

Jezero	Oblast	Léto 2021			Podzim 2021		
		Plísňé [KTJ/l]	Psychrofilní bakterie [KTJ/l]	Mezofilní bakterie [KTJ/l]	Plísňé [KTJ/l]	Psychrofilní bakterie [KTJ/l]	Mezofilní bakterie [KTJ/l]
MILADA	Mi - a - W2	>10 ³	8,2 x 10 ⁴	1,7 x 10 ⁵	8,0 x 10 ¹	3,2 x 10 ⁴	5,0 x 10 ³
	Mi - b - W2	>10 ³	9,7 x 10 ⁴	9,0 x 10 ⁴	7,0 x 10 ¹	8,7 x 10 ⁴	4,0 x 10 ³
BARBORA	Ba - a - W2	>10 ³	5,6 x 10 ⁴	1,0 x 10 ⁴	1,5 x 10 ²	1,4 x 10 ⁵	5,2 x 10 ⁴
	Ba - b - W2	>10 ³	3,9 x 10 ⁴	5,8 x 10 ⁴	1,9 x 10 ²	5,5 x 10 ⁴	2,2 x 10 ⁴
MEDARD	Me - a - W2	3,9 x 10 ²	4,1 x 10 ⁵	4,6 x 10 ⁵	1,8 x 10 ²	1,6 x 10 ⁵	3,5 x 10 ⁴
	Me - b - W2	>10 ³	1,5 x 10 ⁵	4,5 x 10 ⁴	1,6 x 10 ¹	4,4 x 10 ⁵	7,6 x 10 ⁴
MOST	Mo - a - W2	>10 ³	4,1 x 10 ⁴	5,0 x 10 ⁴	8,0 x 10 ¹	2,6 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁴
	Mo - b - W2	>10 ³	1,2 x 10 ⁵	9,0 x 10 ⁴	1,2 x 10 ²	3,7 x 10 ⁵	4,3 x 10 ⁴

Písmena (a) a (b) rozlišují mezi sledovanými liniemi.

Přítomnost a rozšíření **autotrofních organismů** odpovídalo dané klimatické a hydrologické situaci a kvalitě vody v době odběru vzorků. Celkem bylo identifikováno 129 různých druhů. Druhová skladba fytoplanktonu byla stejná jako u fytoplanktonu jedinců. Počty autotrofních organismů byly u jezer Milada a Barbora navyšovány picocyanobacteriemi typu *Cyanobium*. Ty na jezeře Milada tvořily 65,4–98,48 % a na jezeře Barbora cca 45,47–99,78 % všech jedinců fytoplanktonu. V jezerech Medard a Most pro změnu nebyly detekovány vůbec. Byly zde však přítomny sinice (Cyanophyceae) jako *Microcystis* a *Planktothrix* sp.

V biocenóze většinou dominovaly rozsivky (Bacillariophyceae) rodů *Cyclotella* (až 1,26 x 10⁶ jedinců/l), *Fragilaria* (až 1,06 x 10⁶ jed./l) a druhu *Diatoma tenuis* (až 3,80 x 10⁵ jed./l). U jezera Milada byly v květnu rovněž zaznamenány vyšší počty zelených řas (Chlorophyceae) rodu *Oocystella* sp. (1,60 x 10⁵ jed./l) a skrytěnek (Cryptophyceae) rodu *Cryptomonas* (1,60 x 10⁵ jed./l). V teplejší období července až září se projevila dominance v podobě obrněnek (Dinophyceae), zejména *Peridinium* sp. (1,38–3,10 x 10⁵ jed./l) a zelených řas (Chlorophyceae) rodů *Monoraphidium* (do 1,60 x 10⁵ jed./l) a *Oocystella* (do 1,08 x 10⁵ jed./l). V srpnu zde byl objeven i zvýšený rozvoj nespecifikovaných zlatistých řas (Chrysophyceae) s počtem do 6,30 x 10⁵ jed./l

(Tab. 10). U jezera Barbora v podzimní měsíce převažovaly blíže nespecifikované zelené řasy ($5,80 \times 10^5$ jed./l) nebo nedošlo obdobně jako u jezera Most k žádné dominanci specifických autotrofů (Tab. 11). U jezera Medard bylo od dubna do června detekováno pozoruhodné množství Chrysophyceae různých taxonů včetně *Dinobryon divergens* a více druhů *Kephyrion*. Sinice zde byly přítomny neustále, během července kulminovaly společně s dinofyty, především druhy *Peridinium* sp. (Tab. 12). Dinofyty jezera Most byly dále obohaceny i druhem *Peridinopsis* (Tab. 13).

Ve vzorcích síťového fytoplanktonu (především se to týká jezer Milada a Barbora) dominovaly za jarního období měsíců března a dubna převážně rozsivky (40–67 %), hlavně druhy *Asterionella formosa* (max. 38 %), *Diatoma tenuis*, *Puncticulata balatonis* a *Fragilaria tenera*. Ostatní měsíce se povětšinou vyznačovaly zástupci obrněnek (31–72 %) jako je *Peridiniopsis borgei* (max. 32 %), *Peridinium bipes* (max. 31 %), *Peridinium cinctum* (max. 12 %), *Pediastrum willei* (max. 25 %) a *Ceratium hirundinella* (max. 25 %; Tab. 10). V případě jezera Babrora byly ve vzorcích síťového fytoplanktonu za období duben až září detekovány i zlatisté řasy (32–44 %), hlavně druhy *Dinobryon divergens* (max. 25 %) a *Dinobryon cylindricum* (max. 16 %). V červenu a červenci byly u jezera Milada také zjištěn zvýšený výskyt sinic (23 %) především druhu *Chrysochroma bergii*. U jezera Barbora byly cyanobakterie (20 %) detekovány v období července a srpna, především se jednalo o druhy *Microcystis aeruginosa* a *Woronichinia naegeliana* (Tab. 11).

Celkově bylo dle daného měsíce u jezera Milada zaznamenáno 10 až 21 taxonů (Tab. 10), u Medardu 11–20 taxonů (Tab. 12), u jezera Most 6–17 (Tab. 13) a u Barbory 5–16 taxonů (Tab. 11). Největší diverzitu fytoplanktonu mělo jezero Most (až 75 různých druhů), dále Barbora (až 69 druhů) a Milada (až 61 druhů). Voda z jezera Medard vykazovala diverzitu fytoplanktonu (49 druhů) nejnižší.

Tabulka č. 10 Distribuce fytoplanktonu – jezero Milada

JEZERO MILADA	04/2019	05/2019	06/2019	07/2019	08/2019	09/2019	10/2019
[jedinci/l]	9,49×10 ⁶	5,23×10 ⁷	4,76×10 ⁷	3,65×10 ⁷	1,37×10 ⁷	4,39×10 ⁶	2,24×10 ⁷
[buňky/l]	1,15×10 ⁷	5,27×10 ⁷	4,77×10 ⁷	3,77×10 ⁷	1,41×10 ⁷	4,41×10 ⁶	2,25×10 ⁷
Cyanophyceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Aphanocapsa</i> sp.	*			*			*
<i>Coelomaron pusillum</i>	*		*	*		*	*
<i>Cyanodictyon reticulatu</i>					*		
<i>Dolichospermum</i> sp.				*			
<i>Gomphosphaeria</i> sp.						*	
<i>Chrysochromum bergii</i>			*				
<i>Limnococcus limneticus</i>				*	*		
<i>Merismopedia</i> sp.				*			
<i>Picocyanobacterie</i> typu <i>Cyanobium</i>	*	*	*	*	*	*	*
<i>Snowella litoralis</i>				*			
<i>Woronichinia naegeliana</i>				*			
Bacillariophyceae	*	*	*				*
<i>Asterionella formosa</i>	*	*					
<i>Cyclotella balatonis</i>	*			*			
<i>Cyclotella</i> sp.	*	*	*	*	*		*
<i>Diatoma tenuis</i>	*	*	*				
<i>Fragilaria acus</i>	*						
<i>Fragilaria crotonensis</i>	*						
<i>Fragilaria</i> sp.	*	*					
<i>Fragilaria tenera</i>	*	*	*				
<i>Puncticulata balatonis</i>	*						
<i>Puncticulata radiosa</i>	*						*
Coccinodiscophyceae							
<i>Rhizosolenia longiseta</i>			*				
Zygnematomyxales				*	*	*	
<i>Gonatozygon brebissonii</i>				*			
<i>Gonatozygon kinahanii</i>						*	
<i>Cosmarium botrytis</i>				*			
<i>Staurastrum manfeldtii</i>					*		
Chlorophyceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Asterococcus</i> sp.			*				
<i>Desmodesmus communis</i>			*				
<i>Chlorobion</i> sp.							*
<i>Chlorobionta coccalia</i>	*	*	*	*			*
<i>Monoraphidium</i> sp.				*			
<i>Monoraphidium minutum</i>		*					
<i>Oocystella</i> sp.	*	*		*	*	*	*
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	*		*		*	*	*
<i>Pseudodidymocystis</i> sp.				*	*		
<i>Scenedesmus alternans</i>		*					
<i>Tetraedron minimum</i>	*		*	*	*	*	*
Trebouxiophyceae							
<i>Botryococcus neglectus</i>	*	*		*			
<i>Nephrocytium agardhianum</i>					*		*
Klebsormidiophyceae							
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		*	*		*	*	*
Chrysophyceae	*	*		*	*		
<i>Dinobryon divergens</i>		*		*			
<i>Kephyrion planctnicum</i>				*			
Cryptophyceae					*		*
<i>Cryptomonas</i> sp.	*	*		*	*	*	*
<i>Plagioselmis lacustris</i>		*			*		
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>							
Dinophyceae	*	*	*	*	*	*	*
<i>Diplopsalis acuta</i>			*	*	*	*	*
<i>Ceratium hirundinella</i>		*	*	*	*	*	*
<i>Peridiniopsis borgei</i>		*	*	*	*	*	*
<i>Peridiniopsis polonica</i>						*	
<i>Peridinium bipes</i>		*		*	*	*	
<i>Peridinium cinctum</i>						*	*
<i>Peridinium willei</i>	*				*	*	*
<i>Peridinium</i> sp.		*	*				
Protozoa							
<i>Ciliophora</i>							*

Tabulka č. 11 Distribuce fytoplanktonu – jezero Barbora

JEZERO BARBORA	04/2019	05/2019	06/2019	07/2019	08/2019	09/2019	10/2019	03/2021	06/2021	07/2021
[jedinci/l]	8.14×10 ⁶	5.74×10 ⁶	1.55×10 ⁷	1.49×10 ⁷	2.54×10 ⁷	1.24×10 ⁷	1.91×10 ⁷	5.09×10 ⁶	1.86×10 ⁶	4.39×10 ⁷
[buňky/l]	8.15×10 ⁶	5.83×10 ⁶	1.56×10 ⁷	1.73×10 ⁷	2.54×10 ⁷	1.25×10 ⁷	1.91×10 ⁷	5.37×10 ⁶	1.97×10 ⁶	5.16×10 ⁷
Cyanophyceae	*			*	*	*	*	*	*	*
<i>Aphanizomenon</i> sp.	*			*						
<i>Aphanocapsa</i> sp.				*						
<i>Limnococcus limneticus</i>					*					*
<i>Microcystis aeruginosa</i>				*	*					
<i>Microcystis wesenbergii</i>				*	*					
<i>Picocyanobacterie</i> typu <i>Cyanobium</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Planktothrix agardhii</i>	*			*	*					
<i>Woronichinia naegeliana</i>				*	*					
Bacillariophyceae	*	*	*	*	*		*	*	*	*
<i>Asterionella formosa</i>								*	*	*
<i>Bacillariophyceae</i> <i>centrica</i> e			*					*	*	*
<i>Cyclotella balatonis</i>	*							*	*	*
<i>Cyclotella comensis</i>								*	*	*
<i>Cyclotella rossii</i>								*	*	*
<i>Cyclotella</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Fragilaria acus</i>			*	*				*	*	*
<i>Fragilaria construens</i>			*	*			*	*	*	*
<i>Fragilaria crotonensis</i>			*	*				*	*	*
<i>Fragilaria delicatissima</i>			*	*				*	*	*
<i>Fragilaria tenera</i>	*	*	*	*				*	*	*
<i>Navicula</i> sp.	*									
<i>Puncticulata radiosa</i>	*									
<i>Tabellaria fenestrata</i>							*			
<i>Ulnaria ulna</i>	*								*	
<i>Ulnaria biceps</i>									*	
Coscinodiscophyceae										
<i>Aulacoseira</i> sp.	*									
<i>Aulacoseira subarctica</i>	*									
Mediophyceae								*		
<i>Stephanodiscus alpinus</i>								*		
Phaeothamniophyceae									*	
<i>Stichogloea olivacea</i>									*	
Zygnematophyceae										*
<i>Staurastrum pingue</i>										*
Chlorodendrophyceae								*		
<i>Scherffelia</i> sp.								*		
Chlorophyceae		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Chlorobionta coccalia</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Chlorobionta monadaidea</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Oocystella</i> sp.		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
Trebouxiophyceae					*					*
<i>Botryococcus neglectus</i>					*					*
<i>Crucigeniella apiculata</i>										*
Klebsormidiophyceae		*	*			*	*		*	*
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		*	*			*	*		*	*
Chrysophyceae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dinobryon bavaricum</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dinobryon divergens</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dinobryon cylindricum</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dinobryon</i> sp.		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dinobryon suecicum</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Chrysococcus</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Kephyrion moniliferum</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Kephyrion planctnicum</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Kephyrion poculum</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Kephyrion</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Kephyrion spirale</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Kephyrion welschii</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Mallomonas</i> sp.		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Ochromonas</i> sp.		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pseudokephyrion entzii</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cryptophyceae					*	*	*	*	*	*
<i>Cryptomonas marssonii</i>					*	*	*	*	*	*
<i>Cryptomonas</i> sp.					*	*	*	*	*	*
Dinophyceae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Ceratium hirundinella</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Gymnodinium</i> sp.		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pediastrum willei</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Peridiniopsis borgei</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Peridiniopsis elpatiewskiyi</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Peridinium cinctum</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Peridinium lubienense</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Peridinium willei</i>		*	*	*	*	*	*	*	*	*
Protozoa	*				*					
<i>Flagellata apochromatica</i>	*				*					

Tabulka č. 12 Distribuce fytoplanktonu – jezero Medard

JEZERO MEDARD	04/2020	05/2020	06/2020	07/2020	08/2020	09/2020	10/2020
[jedinci/l]	2,39×10 ⁷	2,01×10 ⁷	5,89×10 ⁷	5,68×10 ⁷	1,53×10 ⁷	1,02×10 ⁷	1,58×10 ⁷
[buňky/l]	2,39×10 ⁷	2,04×10 ⁷	5,89×10 ⁷	5,68×10 ⁷	1,53×10 ⁷	1,22×10 ⁷	1,91×10 ⁷
Cyanophyceae	*			*	*	*	*
<i>Dolichospermum</i> sp.				*			
<i>Microcystis aeruginosa</i>							*
<i>Planktothrix rubescens</i>	*	*		*			
<i>Woronichinia naegeliana</i>							
Bacillariophyceae		*	*	*	*	*	*
<i>Cyclotella</i> sp.		*	*	*	*	*	*
<i>Diatoma tenuis</i>	*	*	*				
<i>Fragilaria acus</i>		*					*
<i>Fragilaria</i> sp.							
<i>Fragilaria tenera</i>			*			*	*
<i>Navicula</i> sp.							*
<i>Nitzschia</i> sp.							*
Mediophyceae							
<i>Stephanodiscus alpinus</i>		*	*				*
<i>Stephanodiscus</i> sp.		*					
Chlorodendrophyceae							
<i>Scherffelia</i> sp.	*						*
<i>Tetraselmis cordiformis</i>				*	*		
Chlorophyceae							*
<i>Chlorobionta coccalia</i>		*		*		*	*
<i>Chlorobionta monadoidea</i>			*	*		*	*
<i>Oocystella</i> sp.					*	*	
<i>Pseudodidymocystis</i> sp.	*						
<i>Scenedesmus magnus</i>					*		
Klebsormidiophyceae							
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	*		*				
Chrysophyceae	*	*	*	*			*
<i>Dinobryon divergens</i>		*	*	*			*
<i>Chromulina</i> sp.	*	*			*		
<i>Chrysococcus rufescens</i>	*	*	*				
<i>Kephyrion planctnicum</i>	*	*					
<i>Kephyrion</i> sp.		*					
<i>Kephyrion spirale</i>	*	*	*			*	
<i>Kephyrion tubiforme</i>	*						
<i>Kephyrion welschii</i>					*		
<i>Ochromonas</i> sp.							*
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	*	*	*	*	*	*	
Cryptophyceae							*
<i>Cryptomonas</i> sp.		*	*	*		*	*
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>				*			*
Dinophyceae	*		*	*	*		*
<i>Diplopsalis acuta</i>				*			
<i>Ceratium hirundinella</i>				*			*
<i>Gymnodinium</i> sp.				*			
<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>				*		*	
<i>Peridiniopsis polonica</i>				*			
<i>Peridinium bipes</i>							*
<i>Peridinium lubieniense</i>				*			
<i>Peridinium polonicum</i>						*	*
<i>Peridinium willei</i>	*			*	*		*
<i>Woloszynskia</i> sp.					*		

Tabulka č. 13 Distribuce fytoplanktonu – jezero Most

JEZERO MOST	07/2018	04/2021	05/2021	06/2021	07/2021	08/2021	09/2021	10/2021
[jedinci/l]	$7,10 \times 10^5$	$5,66 \times 10^7$	$5,72 \times 10^7$	$3,74 \times 10^7$	$1,40 \times 10^8$	$1,44 \times 10^7$	$1,39 \times 10^7$	$5,60 \times 10^6$
[buňky/l]	$9,58 \times 10^5$	$1,14 \times 10^8$	$6,95 \times 10^7$	$5,05 \times 10^7$	$1,88 \times 10^8$	$1,99 \times 10^7$	$1,46 \times 10^7$	$6,04 \times 10^6$
Cyanophyceae	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Anathece</i> sp.				*				
<i>Chroococcus limneticus</i>	*							
<i>Limnococcus</i> sp.								*
<i>Microcystis aeruginosa</i>	*							*
<i>Microcystis wesenbergii</i>	*							
<i>Planktothrix rubescens</i>		*	*		*			*
<i>Tychonema</i> sp.				*				
Bacillariophyceae	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Adlafia minuscula</i>	*							
<i>Asterionella formosa</i>	*	*	*	*	*			
<i>Craticula accomoda</i>	*							
<i>Cyclotella radiosa</i>	*	*		*		*	*	*
<i>Cyclotella</i> sp.		*			*		*	*
<i>Diatoma tenue</i>		*	*					
<i>Fragilaria acus</i>		*	*					
<i>Fragilaria crotonensis</i>	*							
<i>Fragilaria delicatissima</i>				*				
<i>Fragilaria tenera</i>		*	*	*				
<i>Gomphonis olivacea</i>	*							
<i>Navicula lanceolata</i>	*							
<i>Nitzschia palea</i>	*							
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i>	*							
<i>Ulnaria biceps</i>		*						
<i>Ulnaria ulna</i>	*							
Coscinodiscophyceae			*					
<i>Aulacoseira</i> sp.			*					
<i>Melosira varians</i>	*							
Eustigmatophyceae			*					
Mediophyceae								
<i>Stephanodiscus alpinus</i>			*					
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	*							
Xanthophyceae	*							
Zygnematophyceae	*						*	
<i>Closterium limneticum</i>	*							
<i>Staurastrum manfeldtii</i>	*							
Chlorodendrophyceae								
<i>Tetraselmis cardiformis</i>						*		
Chlorophyceae	*		*	*		*	*	*
<i>Coelastrum microporum</i>	*			*				
<i>Desmodesmus communis</i>	*							
<i>Eudorina elegans</i>								*
<i>Chlamydomonas</i> sp.	*							
<i>Chlorobion</i> sp.								
<i>Chlorobionta coccalia</i>	*		*		*	*	*	
<i>Chlorobionta monadoidea</i>						*		
<i>Kirchneriella</i> sp.						*		
<i>Oocystella</i> sp.				*			*	
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	*						*	
<i>Tetraedron minimum</i>				*	*		*	
Trebouxiophyceae								
<i>Koliella longiseta</i>	*							
Klebsormidiophyceae					*			
<i>Elakathrix gelatinosa</i>					*			
Chrysophyceae	*	*	*			*	*	*
<i>Dinobryon divergens</i>	*							
<i>Dinobryon sociale</i>							*	*
<i>Chromulina</i> sp.					*			
<i>Kephyrion planctnicum</i>			*	*	*		*	
<i>Pseudokephyrion entzii</i>		*				*		
<i>Synura petersenii</i>			*					
<i>Uroglena americana</i>			*					
Cryptophyceae	*		*			*	*	*
<i>Cryptomonas marssonii</i>						*		
<i>Cryptomonas ovata</i>								*
<i>Cryptomonas</i> sp.	*	*	*	*	*		*	*
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>				*	*		*	*
Dinophyceae	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Diplopsalis acuta</i>				*	*			*
<i>Ceratium hirundinella</i>	*	*	*	*	*			*
<i>Gymnodinium</i> sp.				*	*			*
<i>Peridiniopsis elpatiewskii</i>				*	*	*	*	*
<i>Peridiniopsis polonica</i>				*	*			*
<i>Peridinium cinctum</i>	*			*	*			*
<i>Peridinium inconspicuum</i>				*	*			*
<i>Peridinium willei</i>		*	*	*	*			*
<i>Peridinium</i> sp.				*	*	*		*
Protozoa								
<i>Phacus tortus</i>	*							
<i>Flagellata apochromatica</i>		*		*	*	*		
<i>Euglenophyceae</i>	*							

Z hlediska **zooplanktonu**, heterotrofní části planktonního společenstva, byla největší rozmanitost druhů opět zaznamenána u jezera Most (27 taxonů), dále jezera Barbora (24 taxonů), Medard (20 taxonů) a Milada (19 taxonů). V jednotlivé měsíce však bylo nejvíce taxonů zjištěno v červnu u jezera Barbora (13) a Most (12) a v září u jezera Medard (12). Nejméně taxonů bylo zaznamenáno v květnu (6) na jezerech Milada a Barbora. Svého maxima v letní měsíce dosahovala rovněž biomasa (až 7,5 mg/l na jezerech Barbora a Milada). Ta však ne vždy korelovala s celkovým počtem jedinců zooplanktonu, a tak například na jezeře Barbora bylo jedné z jejích nejvyšších hodnot dosaženo v období nejnižšího průměrného záchytu jedinců ($2,15 \times 10^8$ jed./l). Výjimkou bylo jezero Most, kde byla biomasa ve sledovaných obdobích bez ohledu na roční období trvale velmi nízká (2,0–3,5 mg/l). Nejnižší zaznamenaná biomasa zooplanktonu (do 0,5 mg/l) byla naměřena, překvapivě během května a června, u jezera Medard. Ve studovaných jezerech byli identifikováni zástupci členovců (Arthropoda) a vířníků (Rotifera). Velké zastoupení ve všech monitorovaných měsících a jezerech vykazovaly především klanonožci (Copepoda), až 75 % tvořili čeledi buchankovitých (*Cyclopidae*) a vznášivkovitých (*Diaptomidae*). Běžní byli i lupenonožci (Branchiopoda), zejména různé druhy rodu *Daphnia* (*D. galeata* až 58,3 %). Výjimku tvořilo jezero Most, kde byl jejich výskyt kromě měsíce srpna velmi vzácný a běžně zahrnoval pouze *Bosmina longirostris*. Naopak, zde bylo detekováno nejvíce vířníků. Obecně bylo druhové složení vířníků poměrně rozmanité. K nejzastoupenějším patřili točivky (Monogononta) jako druhy *Asplanchna*, *Filinia*, *Keratella* a *Synchaeta* (Tab. 14).

Tabulka č. 14 Distribuce zooplanktonu

ZOOPLANKTON	JEZERO MILADA					JEZERO BARBORA								JEZERO MEDARD				JEZERO MOST									
	05/2019	06/2019	07/2019	08/2019	09/2019	03/2019	04/2019	05/2019	06/2019	07/2019	08/2019	09/2019	05/2020	06/2020	07/2020	08/2020	09/2020	04/2021	05/2021	06/2021	07/2021	08/2021	09/2021	10/2021			
Celkový počet [jedinců/l]	2.12·10 ³	1.62·10 ³	1.36·10 ³	1.39·10 ³	7.65·10 ³	1.98·10 ³	2.11·10 ³	1.14·10 ³	2.84·10 ³	3.00·10 ³	2.33·10 ³	1.63·10 ³	2.93·10 ³	1.69·10 ³	3.58·10 ³	7.66·10 ³	5.35·10 ³	8.26·10 ³	1.91·10 ³	2.54·10 ³	4.78·10 ³	3.77·10 ³	6.42·10 ³	1.15·10 ³			
Biomasa [mg/l]	3.0	3.0	2.5	7.5	2.0	1.0	1.5	5.0	5.0	7.5	3.0	1.0	0.5	0.2	4.0	5.0	4.0	3.0	3.5	3.5	3.0	2.0	3.5	3.0			
Bdelloidea	*																										
Branchiopoda																											
<i>Bosmina longirostris</i>			*	*	*		*		*		*		*	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*	*		
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>															*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>				*	*										*	*	*				*	*	*	*	*		
<i>Daphnia</i> sp.						*																					
<i>Daphnia cucullata</i>															*							*	*				
<i>Daphnia galeata</i>		*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Daphnia longispina</i>		*		*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>				*	*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Diaphanosoma orghidani</i>									*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Holopedium gibberum</i>									*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
<i>Chydorus sphaericus</i>			*							*											*	*	*	*	*		
<i>Leptodora kindti</i>															*	*	*				*	*	*	*	*		
Monogononta																											
<i>Asplanchna</i> sp.		*																									
<i>Asplanchna priodonta</i>			*	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Brachionus angularis</i>									*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Conochilus</i> sp.												*									*	*	*	*	*		
<i>Filinia longiseta</i>		*								*								*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Filinia terminalis</i>							*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Gastropus stylifer</i>						*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Kellicottia longispina</i>		*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Keratella cochlearis</i>						*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Keratella hiemalis</i>																		*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Keratella quadrata</i>		*			*				*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>						*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Polyarthra luminosa</i>													*								*	*	*	*	*	*	
<i>Polyarthra vulgaris</i>																		*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Synchaeta</i> sp.						*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Synchaeta pectinata</i>						*		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Synchaeta tremula</i>																		*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Hexanauplia																											
<i>Copepoda</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Cyclopoida</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Cyclopidae</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Diaptomidae</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Eudiaptomus gracilis</i>					*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	*																			*	*	*	*	*	*	*	
<i>Thermocyclops oithonoides</i>		*	*					*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	

Roční průměry koncentrací **sledovaných ukazatelů**, obecných indikátorů, prioritních (Tab. 15) a specifických polutantů (Tab. 16), měřených na reprezentativních místech studovaných důlních jezer v průběhu let 2018–2022 většinou nepřesáhly rozsah limitů stanovených standardy environmentální kvality útvarů povrchových vod z NV č. 401/2015 Sb. V souladu s vyhláškou nebyly pouze koncentrace celkových rozpuštěných látek a síranů na jezerech Medard (1883 mg/l, resp. 1072 mg/l) a Milada (824 mg/l, resp. 302 mg/l) s limity 750 mg/l, resp. 200 mg/l (Tab. 15) a koncentrace uhlovodíků C10–C40 na jezeře Most (0,125 mg/l) s limitem 0,1 mg/l (Tab. 16). Voda všech jezer byla mírně zásaditá s ročním průměrem pH mezi 7,47–8,51 a poměrně vysokou saturací kyslíkem (81,15–100,90 %), která s hloubkou lokálně kolísala (u dna jezera Milada a Medard dosáhl maximální medián v období červenec–září pouze 4 %; v blízkosti vodní hladiny jezer Milada, Most a Medard bylo v období června–srpna pozorováno naopak přesycení kyslíkem; Obr. 9). Pomocí výpočtu SUVA (specifické ultrafialové absorpance při 254 nm dělené koncentrací organického uhlíku) bylo zjištěno, že jezera vykazují převážně hydrofilní vody nehumického charakteru. Podle zastoupené koncentrace chlorofylu a celkového fosforu se jedná o jezera oligotrofního až mezotrofního typu. Zajímavá byla rovněž konduktivita jezer, která se pohybovala v rozmezí od 57 mS/m až po 131 mS/m a u jezer Milada a Medard tak dosáhla dvojnásobné hodnoty ostatních jezer. Rozdíly mezi jednotlivými jezery byly pozorovány i v drobných odchylkách chemického složení, které nepřesáhly legislativně stanovené limity. U jezera Milada byly naměřeny nejvyšší hodnoty biochemické spotřeby kyslíku, chlorofylu A, celkového organického uhlíku, amoniakálního dusíku, chloridů a manganu. Ve vodě jezera Medard byly zjištěny nejvyšší koncentrace celkového dusíku, dusičnanového dusíku, vápníku a niklu jakožto těžkého kovu. Jezera Milada a Medard byla ve srovnání s Mostem a Barborou také nejbohatší na obsah

hořčíku. Na všech jezerech byly zjištěny nízké koncentrace hliníku s nejvyššími hladinami na jezeře Barbora.

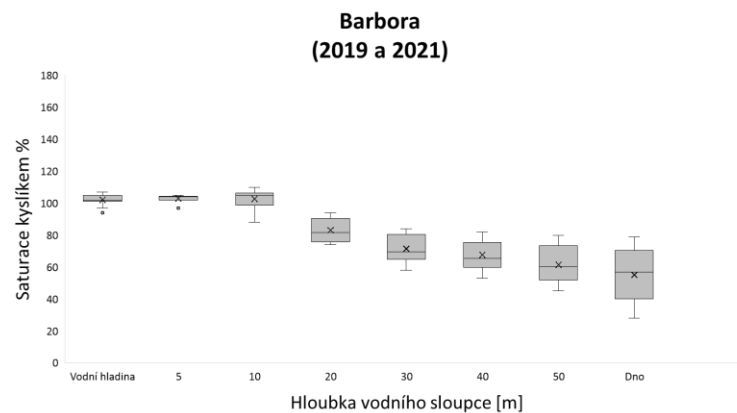
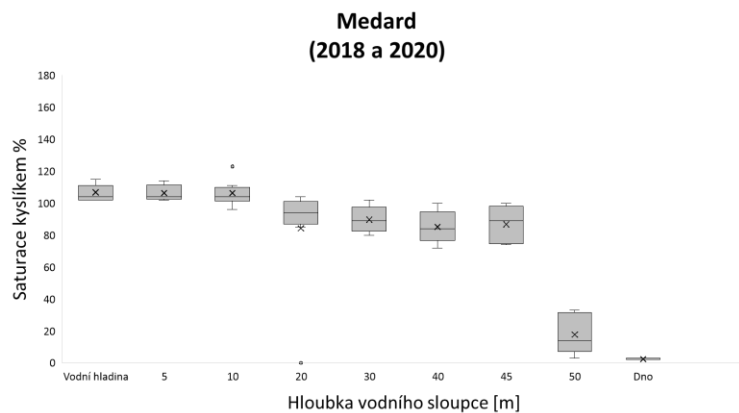
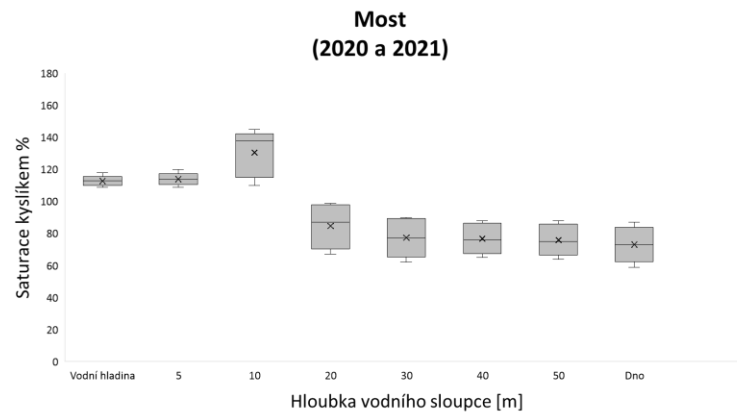
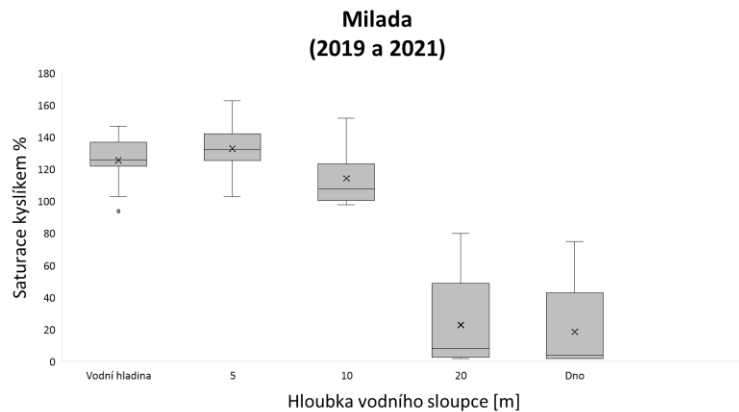
Tabulka č. 15 Průměrné koncentrace vybraných obecných ukazatelů a prioritních látek a znečišťujících látek.

Ukazatel – Obecné indikátory	Označení/ CAS číslo	Jednotka	Norma environmentální kvality (NEK)		Roční průměry			
			Roční průměr (NEK-RP)	Přípustné maximum (NEK-NPK)	Medard	Miláda	Most	Barbora
Teplota vody	t	°C		29	10,7486	14,8340	14,4985	9,6520
Reakce vody	pH		5–9		7,4665	8,5055	8,0808	7,5255
Teplota vzduchu		°C			18,5327	18,0026	17,8563	16,8061
Konduktivita (při 25°C)		mS/m			130,9286	125,4762	67,0750	57,8143
Specifická UV absorbance	SUVA	l/mg x m			3,9937	1,1657	0,8606	1,1512
Nasyacení kyslíkem	O ₂	%			81,1460	100,9003	97,7658	84,5408
Biochemická spotřeba kyslíku	BSK ₅	mg/l	3,8		0,8000	1,5417	–	0,8571
Chemická spotřeba kyslíku	CHSK ₂₀	mg/l	26		10,4302	19,7678	–	7,5256
Chlorofyl A		µg/l	25		1,4800	3,7750	–	1,7733
Celkový organický uhlík	TOC	mg/l	10		6,8607	9,0121	6,3952	3,4359
Celkový fosfor	P _{tot}	mg/l	0,15		0,0269	0,0270	0,0125	0,0076
Celkový dusík	N _{tot}	mg/l	6		1,9818	0,4215	0,5376	0,7111
Dusičnanový dusík	N-NO ₃	mg/l	5,4		1,0799	0,2141	–	0,6517
Amoniakální dusík	N-NH ₄ ⁺	mg/l	0,23		0,0550	0,1744	–	0,0538
Rozpuštěné látky	RL_{tot}	mg/l	750		1882,6310	824,4833	–	399,3143
Nerozpuštěné látky	NL _{tot}	mg/l	20		3,2150	2,7500	–	2,1667
Chloridy	Cl ⁻	mg/l	150		23,4048	64,5142	27,4689	15,6667
Síraný	SO ₄ ²⁻	mg/l	200		1071,6508	301,5954	–	178,3929
Hořčík	Mg	mg/l	120		49,5550	44,2481	25,7240	25,3722
Vápník	Ca	mg/l	190		139,9895	33,1577	45,1794	54,5175

Ukazatel – Prioritní látky a některé další znečišťující látky	Označení/ CAS číslo	Jednotka	Norma environmentální kvality (NEK)		Roční průměry			
			Roční průměr (NEK-RP)	Přípustné maximum (NEK-NPK)	Medard	Miláda	Most	Barbora
Aclonifen	74070-46-5	µg/l		0,12	<0,0250	<0,0250	<0,0250	<0,0250
Alachlor	15972-60-8	µg/l		0,3	<0,0150	<0,0150	<0,0150	<0,0150
Antracen*	120-12-7	µg/l		0,1	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Atrazin	1912-24-9	µg/l		0,6	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Benzen	71-43-2	µg/l		10	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Bifenox	42576-02-3	µg/l		0,012	<0,0150	<0,0150	<0,0150	<0,0150
Bis(2-ethylhexyl)ftalát	117-81-7	µg/l		1,3	nepoužije se	<0,4000	<0,4000	<0,4000
Bromované difenylethery *	5-BDE	µg/l			0,14	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Chlorfenvinfos	470-90-6	µg/l		0,3	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Chlorpyrifos (chlorpyrifosethyl)	2921-88-2	µg/l		0,03	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Cybutyn (ingarol)	28159-98-0	µg/l		0,0023	0,016	<0,0180	<0,0175	<0,0175
Cypermethrin	52315-07-8	µg/l		8 x 10 ⁻³	<0,0150	<0,0150	<0,0150	<0,0150
Aldrin*	309-00-2	µg/l			<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004
Endrin*	72-20-8	µg/l			<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Dieldrin*	60-57-1	µg/l			<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004
Isodrin*	465-73-6	µg/l			<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
DDT* (1,1,1-trichlor-2,2-bis(4-chlorofenyl)ethan) celkem	5-DDT	µg/l		0,025	nepoužije se	<0,0005	<0,0009	<0,0005
p,p'-DDT*	50-29-3	µg/l		0,01	nepoužije se	<0,0004	<0,0004	<0,0004
1,2-Dichlorethan	107-06-2	µg/l		10	nepoužije se	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Dichlormethan	75-09-2	µg/l		20	nepoužije se	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Dichlorvos	62-73-7	µg/l		6 x 10 ⁻³	<0,0450	<0,0400	<0,0300	<0,0400
Dikofol*	115-32-2	µg/l		1,3 x 10 ⁻³	nepoužije se	<0,0200	<0,0200	<0,0200
Diuron	330-54-1	µg/l		0,2	1,8	<0,0150	<0,0150	<0,0150
Endosulfan*	115-29-7	µg/l		0,005	0,01	<0,0007	<0,0007	<0,0007
Fluoranthen	206-44-0	µg/l		0,0063	0,12	0,0019	<0,0020	<0,0020
Heptachlor a heptachlorepidoxid*	76-44-8 a 1024-57-3	µg/l		2 x 10 ⁻⁷	3 x 10 ⁻⁴	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Hexabromcyclododekany*	25637-99-4	µg/l		0,0016	0,5	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Hexachlorbenzen*	18-74-1	µg/l		0,05	<0,0002	0,0012	<0,0002	<0,0002
Hexachlorbutadien*	87-68-3	µg/l		0,6	<0,0300	<0,0350	<0,0300	<0,0300
Hexachlorcyklohexan*	608-73-1	µg/l		0,02	0,04	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Isoproturon	34123-59-6	µg/l		0,3	1	<0,0150	<0,0150	<0,0150
Naftalen	91-20-3	µg/l		2	130	<0,0070	0,0072	<0,0050
Nonylfenoly (4-nonylfenol)*	84852-15-3	µg/l		0,3	2	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Oktylfenol (4-[1,1',3,3'-tetramethylbutyl]-fenol)	140-66-9	µg/l		0,1	nepoužije se	<0,0500	<0,0500	<0,0500
Pentachlorbenzen*	608-93-5	µg/l		0,007	nepoužije se	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Pentachlorfenol*	87-86-5	µg/l		0,4	1	<0,0250	<0,0250	<0,0250
Perfluoroktansulfonová kyselina a její deriváty*	1763-23-1	µg/l		6,5 x 10 ⁻⁴	36	<0,0200	<0,0200	<0,0200
Benzo(a)pyren*	50-32-8	µg/l		1,7 x 10 ⁻⁴	0,27	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Benzo(b)fluoranthen*	205-99-2	µg/l			0,017	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Benzo(k)fluoranthen*	207-08-9	µg/l			0,017	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Benzo(ghi)perylen*	191-24-2	µg/l			8,2 x 10 ⁻³	<0,0013	<0,0011	<0,0010
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	193-39-5	µg/l			nepoužije se	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Simazin	122-34-9	µg/l		1	4	<0,0150	<0,0150	<0,0150
Terbutryn	886-50-0	µg/l		0,065	0,34	<0,0150	<0,0150	<0,0150
Tetrachlorethan*	127-18-4	µg/l		10	nepoužije se	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Tetrachlormethan*	56-23-5	µg/l		12	nepoužije se	<0,1000	<0,1000	<0,1000
1,1,2-Trichlorethan (trichloethylen)*	79-01-6	µg/l		10	nepoužije se	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Trichlorbenzeny*	12002-48-1	µg/l		0,4	nepoužije se	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Trichlormethan (chloroform)*	67-66-3	µg/l		2,5	nepoužije se	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Trifluralin*	1582-09-8	µg/l		0,03	nepoužije se	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Kadmium a jeho sloučeniny - rozpuštěné*	7440-43-9	µg/l		<0,08	<0,45	<0,0300	<0,0300	<0,0300
Nikl a jeho sloučeniny - rozpuštěné	7440-02-0	µg/l		4	34	3,0143	<1,5000	<1,5193
Olovo a jeho sloučeniny - rozpuštěné	7439-92-1	µg/l		1,2	14	<0,5000	<0,5000	<0,5000
Rtuť a její sloučeniny - rozpuštěné	7439-97-6	µg/l		190	0,07	<0,0200	<0,0200	<0,0200

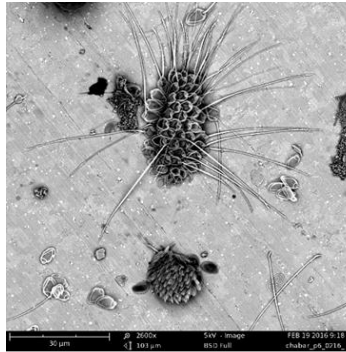
Tabulka č. 16 Průměrné koncentrace vybraných znečišťujících látek.

Ukazatel – Specifické polutanty	Označení/ CAS číslo	Jednotka	Norma environmentální kvality (NEK)	Roční průměry			
			Roční průměr (NEK-RP)	Medard	Milada	Most	Barbora
1,2,4,5-Tetrachlorbenzen	95-94-3	µg/l	0,32	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
1,2-cis-Dichloroethen	156-59-2	µg/l	1	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
1,2-trans-Dichloroethen	156-60-5	µg/l	6,8	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
2,4-Dichlorofenol	120-83-2	µg/l	5	<0,0500	<0,0500	<0,0500	<0,0500
2,4-Dichlorofenoxyoctová kyselina	94-75-7	µg/l	0,1	<0,0130	<0,0125	<0,0150	<0,0130
Adsorbovatelné organicky vázané halogeny	AOX	µg/l	25	11,8214	12,4202	9,4100	9,2982
Anilin	62-53-3	µg/l	5	–	<1,5000	–	<1,5000
Acetochlor a jeho metabolity	34256-82-1	µg/l	0,4	<0,0300	<0,0300	<0,0300	<0,0300
AMPA (kyselina (aminomethyl)fosfonová)	1066-51-9	µg/l	250	<0,4000	<0,4000	<0,0500	<0,4000
Bentazon	25057-89-0	µg/l	4,5	<0,0100	<0,0100	<0,0110	<0,0113
Bisfenol A	80-05-7	µg/l	0,035	<0,0200	<0,0200	<0,0200	<0,0200
Benzo(a)antracen	56-55-3	µg/l	0,03	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Desethylatrazin	6190-65-4	µg/l	0,3	<0,0150	<0,0150	<0,0150	<0,0150
Dibenzo(a,h)antracen	53-70-3	µg/l	0,016	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Dichlorprop	7547-66-2	µg/l	0,1	<0,0200	<0,0200	<0,0200	<0,0244
Dimethachlor	50563-36-5	µg/l	0,09	<0,0200	<0,0200	<0,0200	<0,0200
Etylbenzen	100-41-4	µg/l	1	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Fenantren	85-01-8	µg/l	0,03	0,0037	0,0047	0,0038	0,0042
Epoxiconazol	106325-08-0	µg/l	0,4	<0,0200	<0,0150	<0,0100	<0,0150
Fenitrothion	122-14-5	µg/l	0,01	<0,0140	<0,0180	<0,0200	<0,0165
Fenol	108-95-2	µg/l	3	<0,0500	<0,0500	<0,0500	<0,0500
Fenthion	55-38-9	µg/l	0,01	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Fluoren	86-73-7	µg/l	0,1	0,0017	0,0017	0,0030	0,0016
Galaxolid	1222-05-5	µg/l	6,8	<0,1000	<0,0200	<0,0010	<0,0010
Flyfosát	1071-83-6	µg/l	36	<0,4000	<0,4000	<0,0500	<0,4000
Chlórbenzén	108-90-7	µg/l	1	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Hexazinon	51235-04-2	µg/l	0,048	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Chlorotoluron	15545-48-9	µg/l	0,4	<0,0110	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Chrysen	218-01-9	µg/l	0,1	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
Isopropylbenzen	98-82-8	µg/l	0,7	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Kyanidy celkové	CN _{total}	mg/l	0,3	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020
Kyselina 1,3-diaminopropanetraoctová	1939-36-2	µg/l	10	<0,5000	<0,5000	<0,5000	<0,5000
Kyselina ethylendiamintetraoctová	60-00-4	µg/l	5	<0,5000	1,8667	<0,5000	<0,5185
Kyselina nitrilotrioctová	139-13-9	µg/l	5	<0,5500	<0,5000	<0,5000	<0,5000
Lindan	58-89-9	µg/l	0,01	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Malathion	121-75-5	µg/l	0,01	<0,0135	<0,0150	<0,0200	<0,0153
MCPA	94-74-6	µg/l	0,1	<0,0135	<0,0150	<0,0200	<0,0150
MCPB	94-81-5	µg/l	0,1	<0,0135	<0,0152	<0,0200	<0,0152
MCPP	7085-19-0	µg/l	0,1	<0,0135	<0,0152	<0,0200	<0,0150
Mecoprop-P	16484-77-8	µg/l	0,1	<0,0135	<0,0152	<0,0200	<0,0150
Metaboly alachloru	271262-17-2, 142363-53-9	µg/l	0,1	<0,0300	<0,0300	<0,0300	<0,0300
Metazachlor	67129-08-2	µg/l	0,4	<0,0100	<0,0100	<0,0100	<0,0100
Metolachlor a jeho metabolity	51218-45-2	µg/l	0,2	<0,0200	<0,0200	<0,0200	<0,0200
(m + p)-Xylen	108-38-3 + 106-42-3	µg/l	4	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Nitrobenzen	98-95-3	µg/l	3	–	<1,0000	–	–
o-Xylen	95-47-6	µg/l	3,2	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Parathion-ethyl	56-38-2	µg/l	0,002	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006
Parathion-methyl	298-00-0	µg/l	0,005	<0,0008	<0,0008	<0,0008	<0,0008
Pyren	129-00-0	µg/l	0,024	0,0013	<0,0015	<0,0015	0,0013
Suma dichlorbenzenů	S-DCB	µg/l	0,25	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Suma polychlorovaných bifenyků	S-PCB	µg/l	0,007	<0,0023	<0,0023	<0,0023	<0,0023
Terbutylazine a jeho metabolity	5915-41-3	µg/l	0,5	<0,0200	<0,0200	<0,0200	<0,0200
Toulen	108-88-3	µg/l	5	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Tonalide	21145-77-7	µg/l	3,5	<0,0020	<0,0007	<0,0020	<0,0020
Uhlodíky C10-C40	C10-C40	mg/l	0,1	0,0664	0,0638	0,1250	0,0664
Vinylchlorid (chloroethen)	75-01-4	µg/l	1	<0,1000	<0,1000	<0,1000	<0,1000
Antimon	Sb	µg/l	250	<1,0000	<1,0000	<1,0000	<1,0000
Arsen	As	µg/l	11	<1,0000	1,3167	<1,0000	1,3600
Hliník	Al	µg/l	1000	33,6877	19,9575	24,4464	50,6112
Chrom	Cr	µg/l	18	<0,5200	<0,5000	<0,5000	<0,5000
Mangan	Mn	mg/l	0,3	0,0200	0,1959	0,0061	0,0392
Měď	Cu	µg/l	14	<0,0300	<0,0300	<0,0300	<0,0300
Železo	Fe	mg/l	1	0,0800	0,0257	0,0147	0,0426

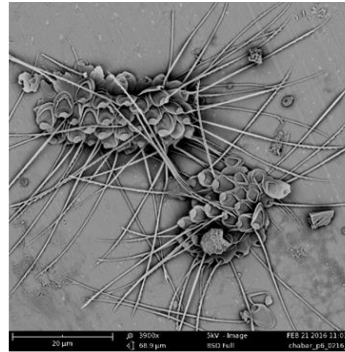


Obrázek č. 9 Saturace kyslíkem v různých hloubkách vodního sloupce.

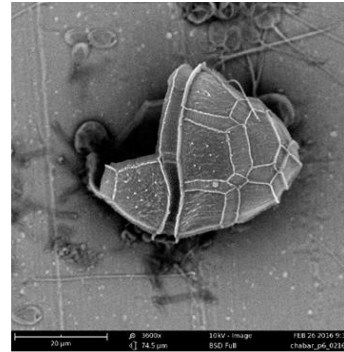
Popis jednotlivých vodních útvarů vzhledem k jejich územnímu umístění, vzniku a rozloze či detailní záznam naměřených parametrů v různých sezónních údobích a charakteristika okolí je spolu s dalšími grafickými přehledy kromě předkládané dizertační práce dále uvedena v článku Major a kol. (2024) či dalších připravovaných publikacích. Mírná variabilita dat, naznačují pokračující ekologickou sukcesí, může být důsledkem měření v průběhu několika let. Součástí práce byla také fotodokumentace vybraných zástupců fytoplanktonu (Obr. 10) a dále **geografické mapování** prostřednictvím Geografického informačního systému (GIS) zobrazující lokality jámových a přírodně významných jezer v severozápadní oblasti ČR (Obr. 11) a Německé spolkové republiky (okolí Krušných hor, Lipska, Drážďan a Cottbusu) (Obr. 12) spolu s dalším vyznačením míst, kde se nachází vrty, šachty, povrchová díla, zatopená důlní díla po těžbě černého a hnědého uhlí či zatopená důlní díla po lignitu (např. Kristýna – Hrádek nad Nisou). Charakter vodních ploch se mezi ČR a Německem kvůli stanovištním podmínkám, době od ukončení hydrických rekultivací, ale také rekultivační politice, liší. Břehové linie jezer v detailnějším výkresu jihozápadní oblasti Leipzigu jsou zobrazeny v časové posloupnosti od roku 1945 do současnosti (Obr. 13).



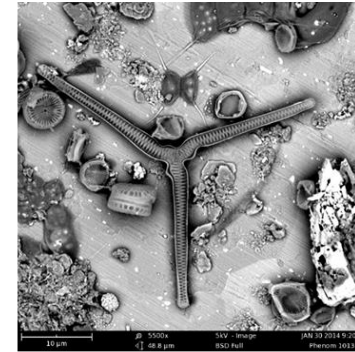
Synura petersenii,
Mallomonas sp.



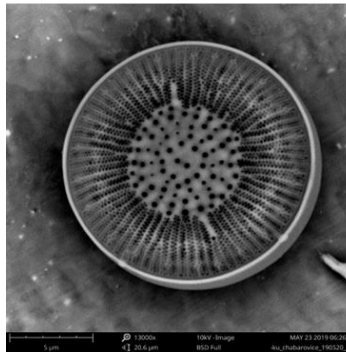
Mallomonas cf. *alpina*



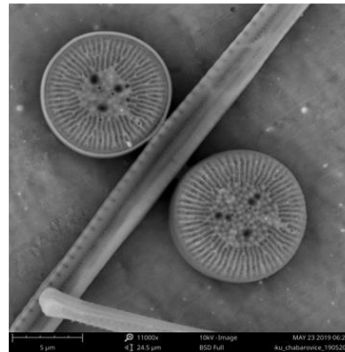
Peridinium sp.



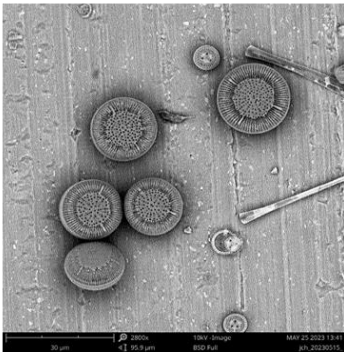
Centronella reicheltii,
Stephanodiscus sp.,
Discostella sp.



Cyclotella balatonis



Cyclotella sp.,
Asterionella formosa,
Fragilaria acus



Cyclotella sp.,
Asterionella formosa

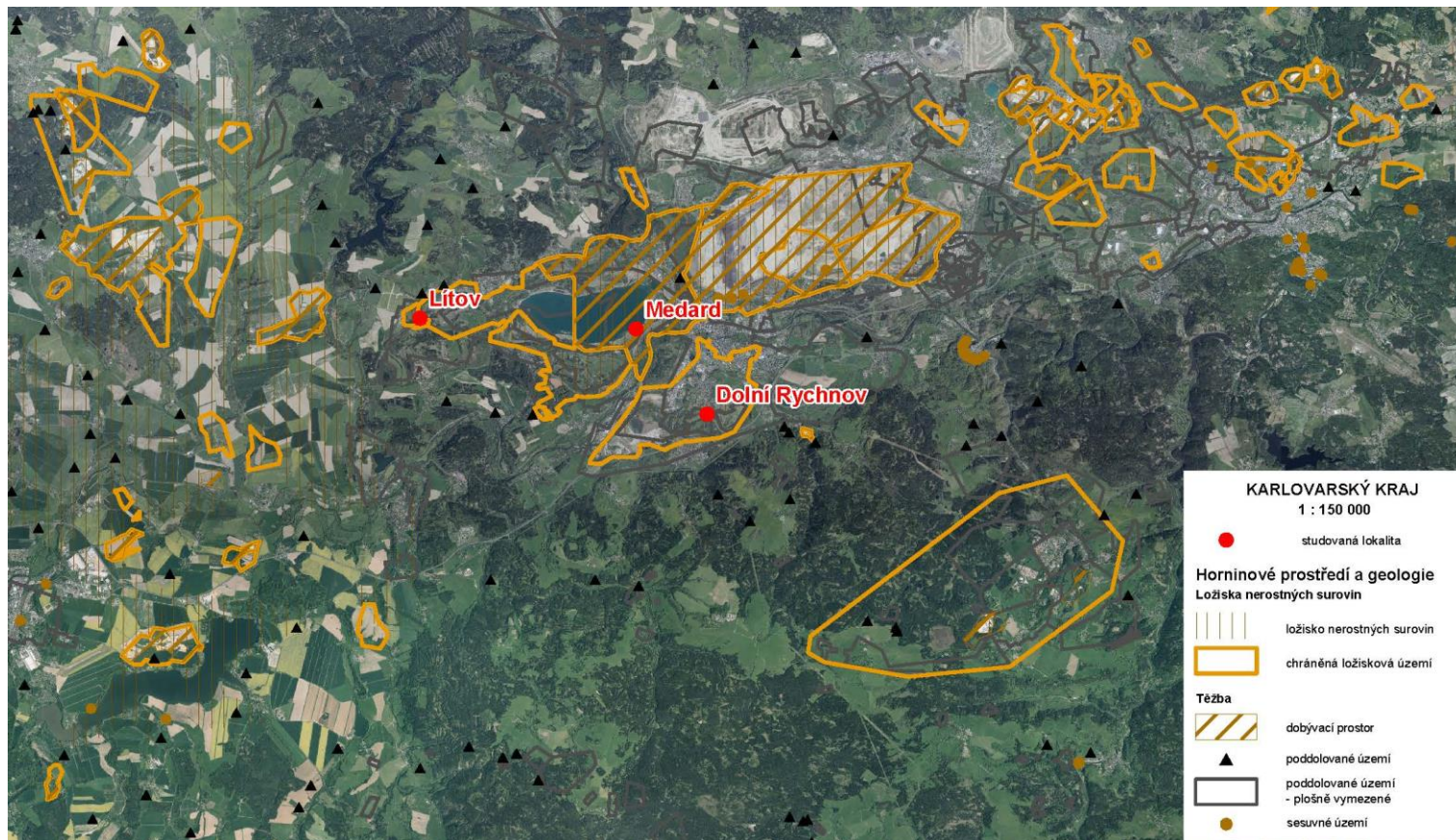


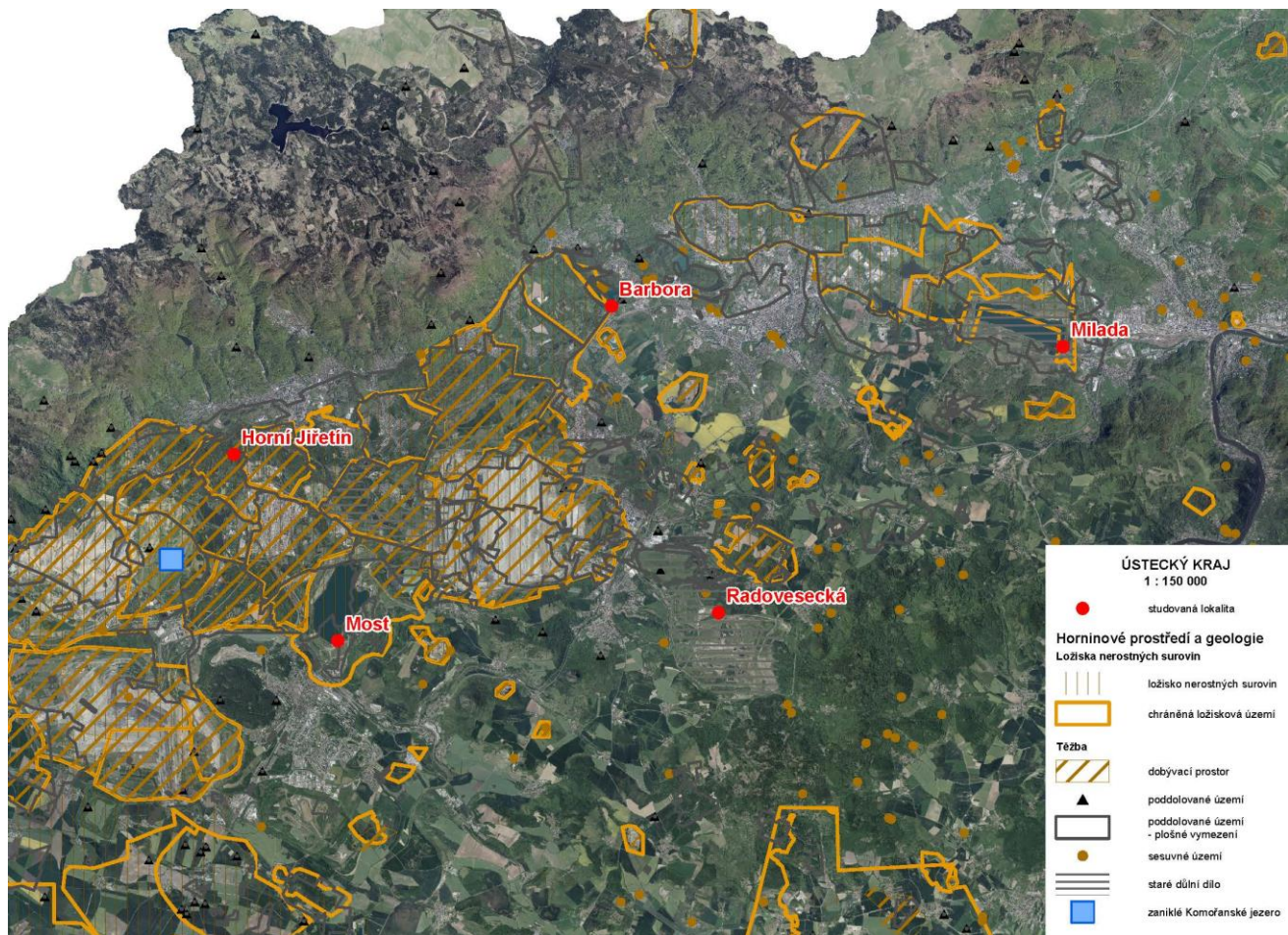
Cyclotella sp.,
Surirella brebissonii

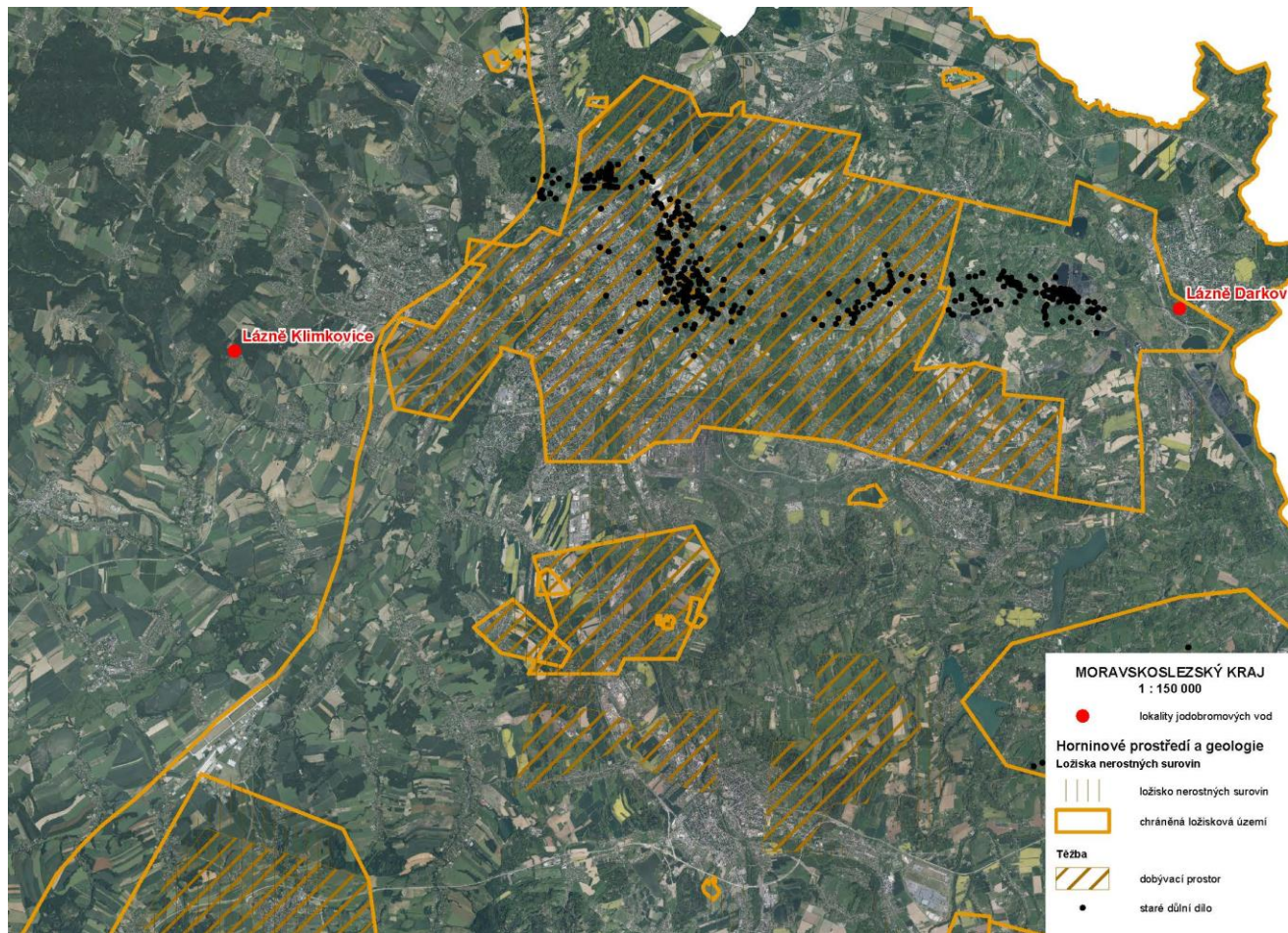
Obrázek č. 10 Snímky fytoplanktonu z mikroskopu (získáno od Koza, 2023).

Obrázek č. 11 Zmapované jednotlivé oblasti vybraných částí ČR se zaměřením na studované vodní plochy po těžbě a solanky (červené body). V posloupném pořadí je znázorněn Liberecký kraj, Karlovarský, Ústecký a Moravskoslezský. Použito bylo měřítko 1:150 000.

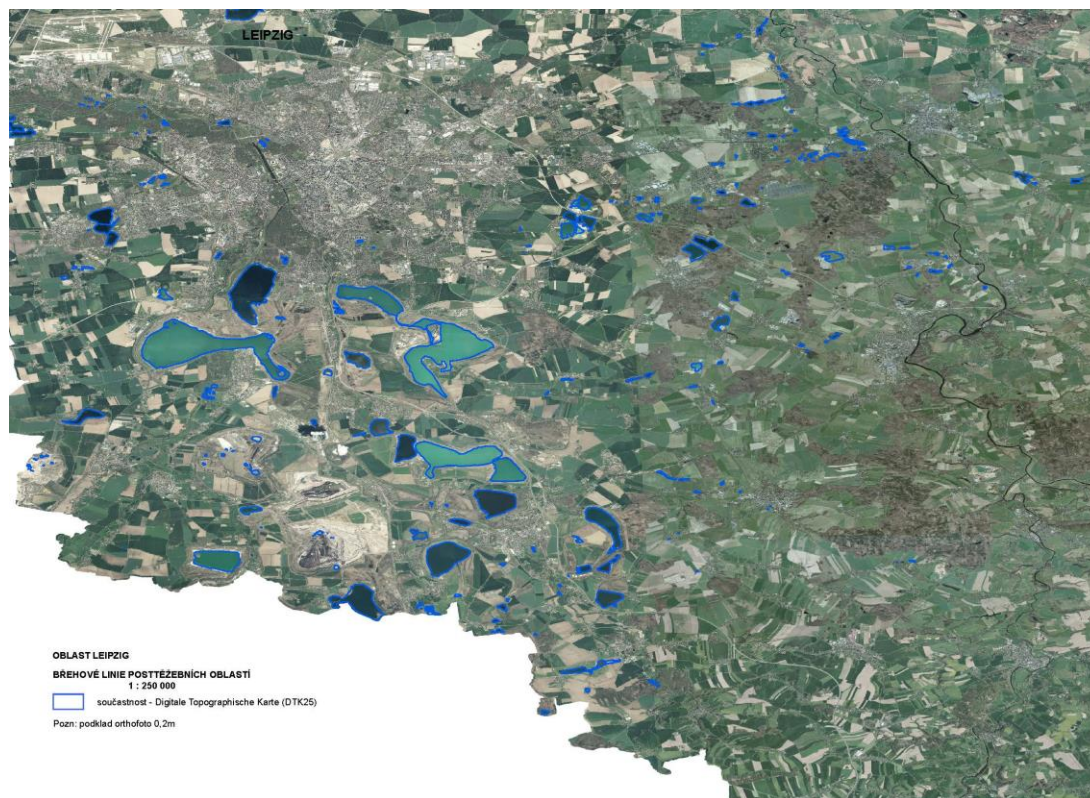


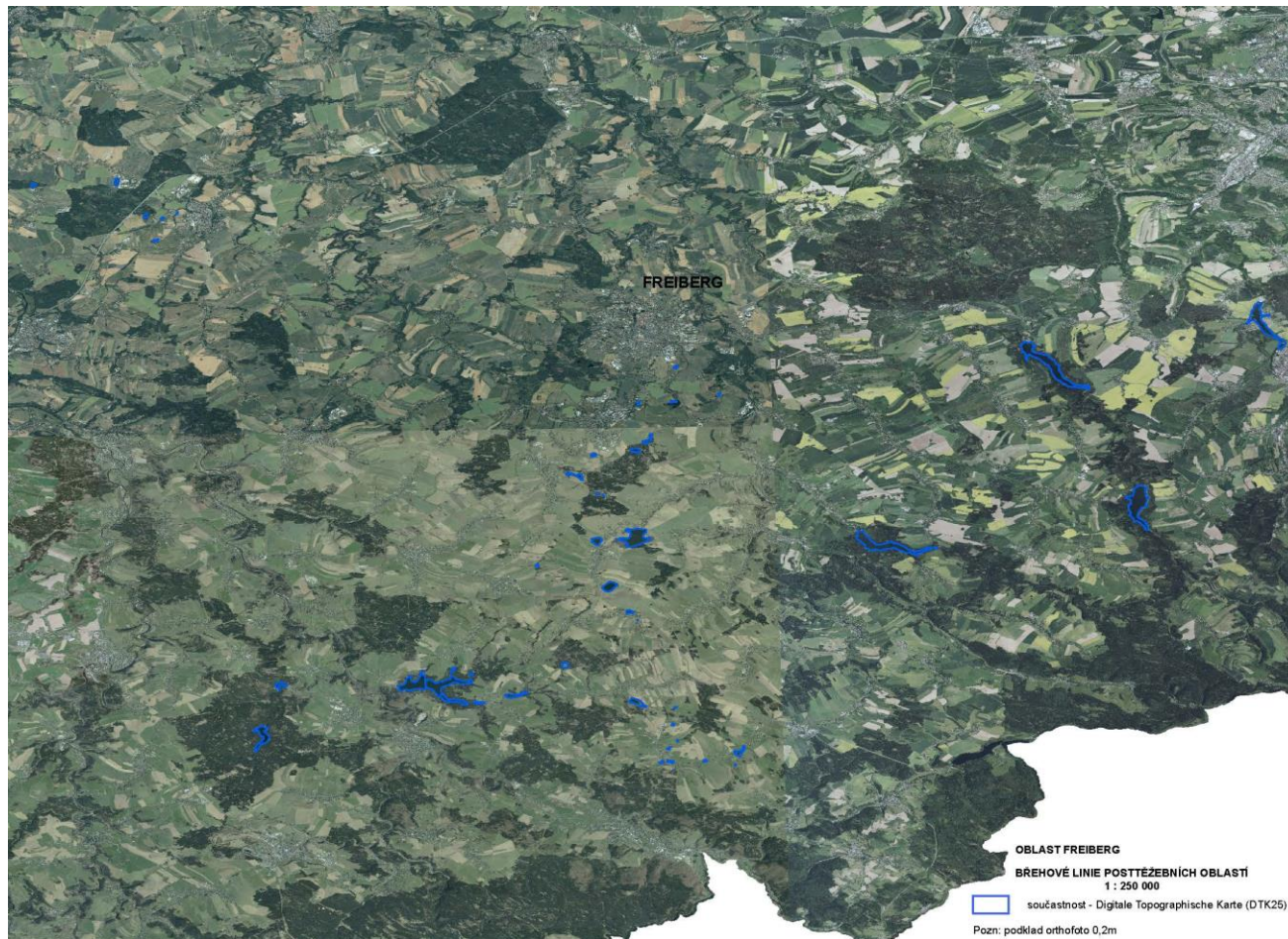




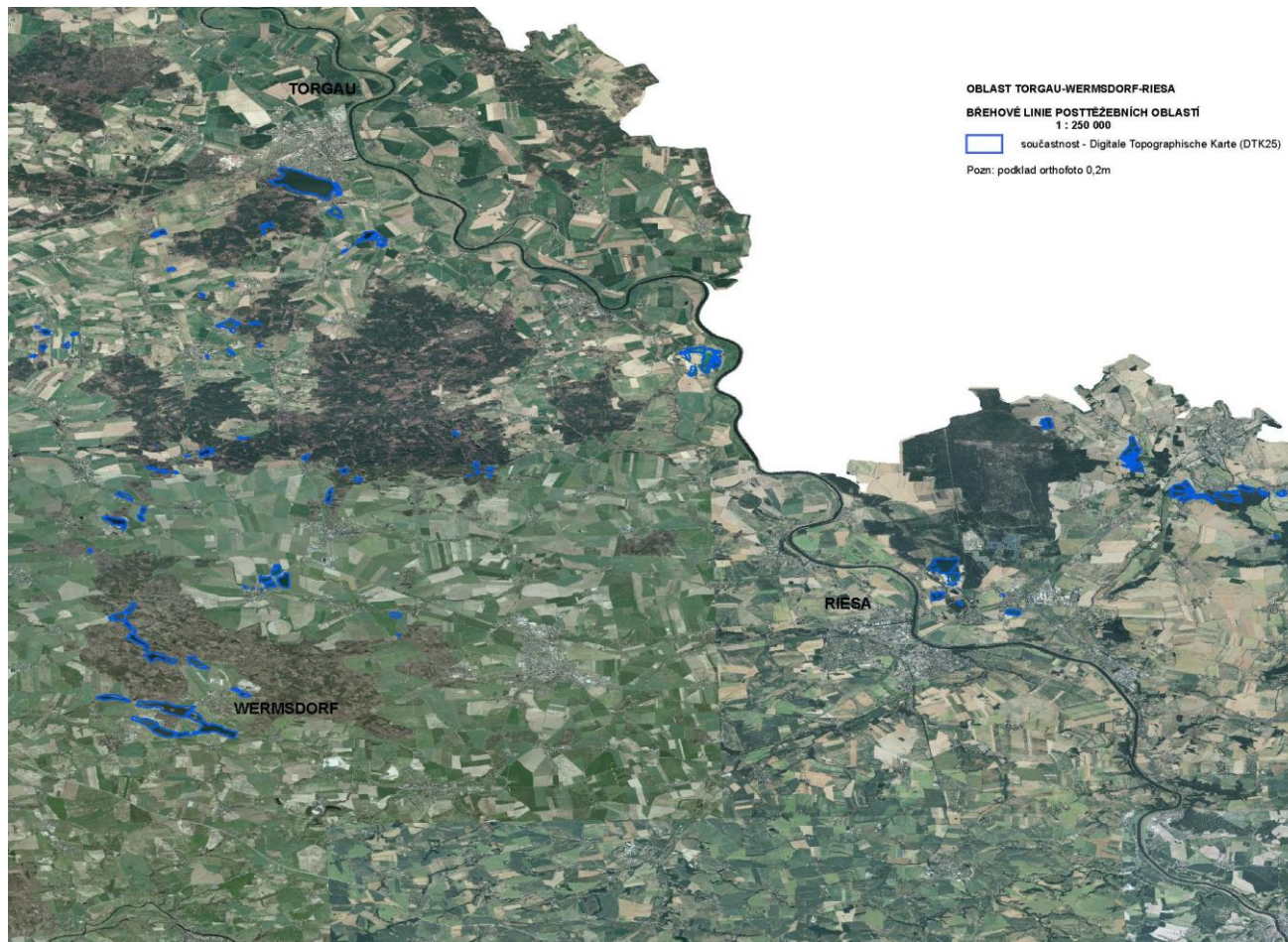


Obrázek č. 12 Zmapované jednotlivé oblasti vybraných částí Německa (převážně Sasko) s vyznačenými břehovými liniemi post-těžebních oblastí (modrá linka) a vybrané lokality jámových, těžebních a přírodně-významných jezer v měřítku 1:250 000. V posloupném pořadí je znázorněna oblast Leipzig, Freiberg, Delitzsch, Torgau, Wermisdorf-Riesa, Chemnitz, Bautzen-Spremberg.









OBLAST CHEMNITZ

BŘEHOVÉ LINIE POSTŤEŽEBNÍCH OBLASTÍ

1 : 250 000

 součástnost - Digitale Topographische Karte (DTK25)

Pozn: podklad orthofoto 0,2m



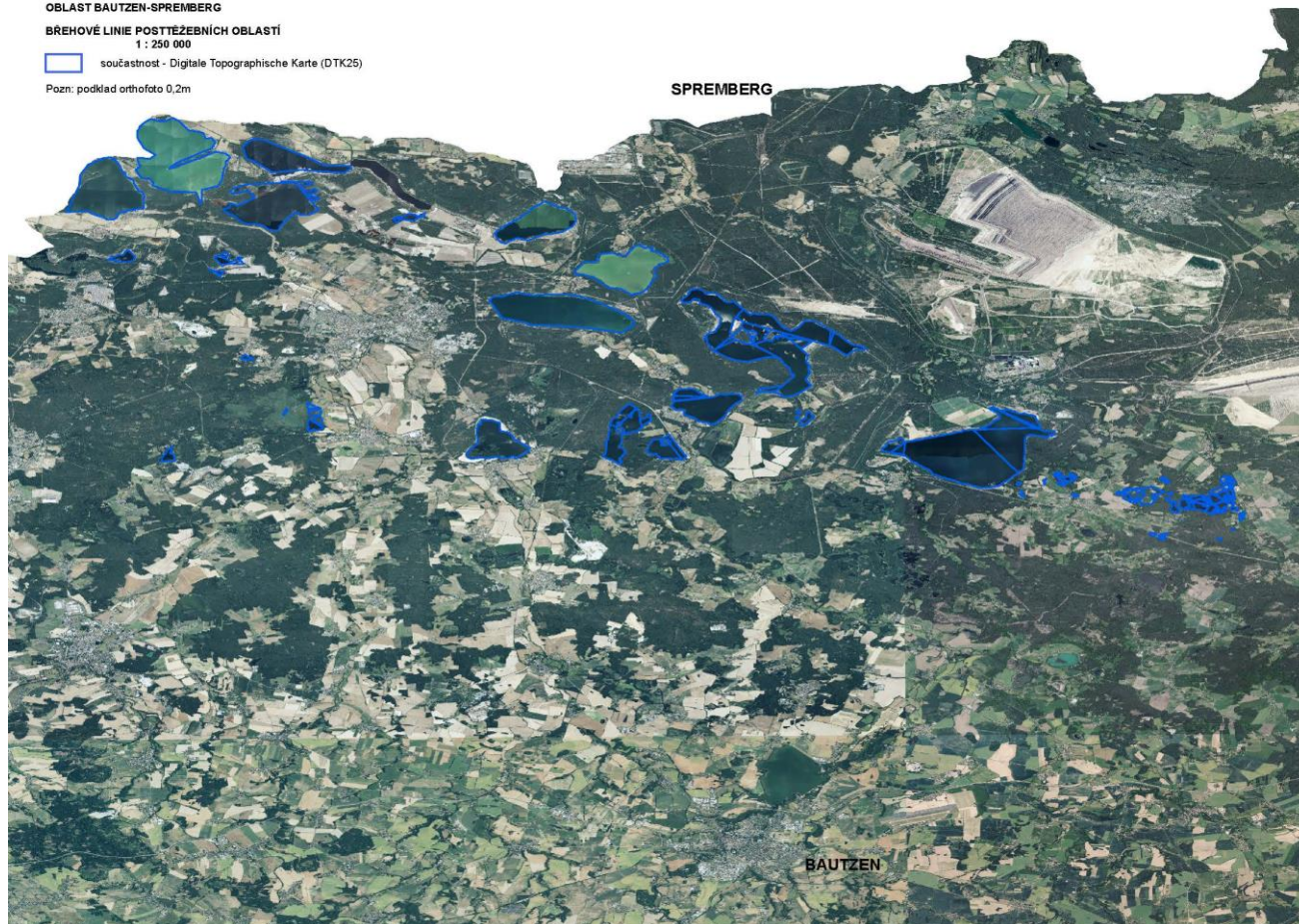
OBLAST BAUTZEN-SPREMBERG

BREHOVÉ LINIE POSTIŽEBNÍCH OBLASTÍ

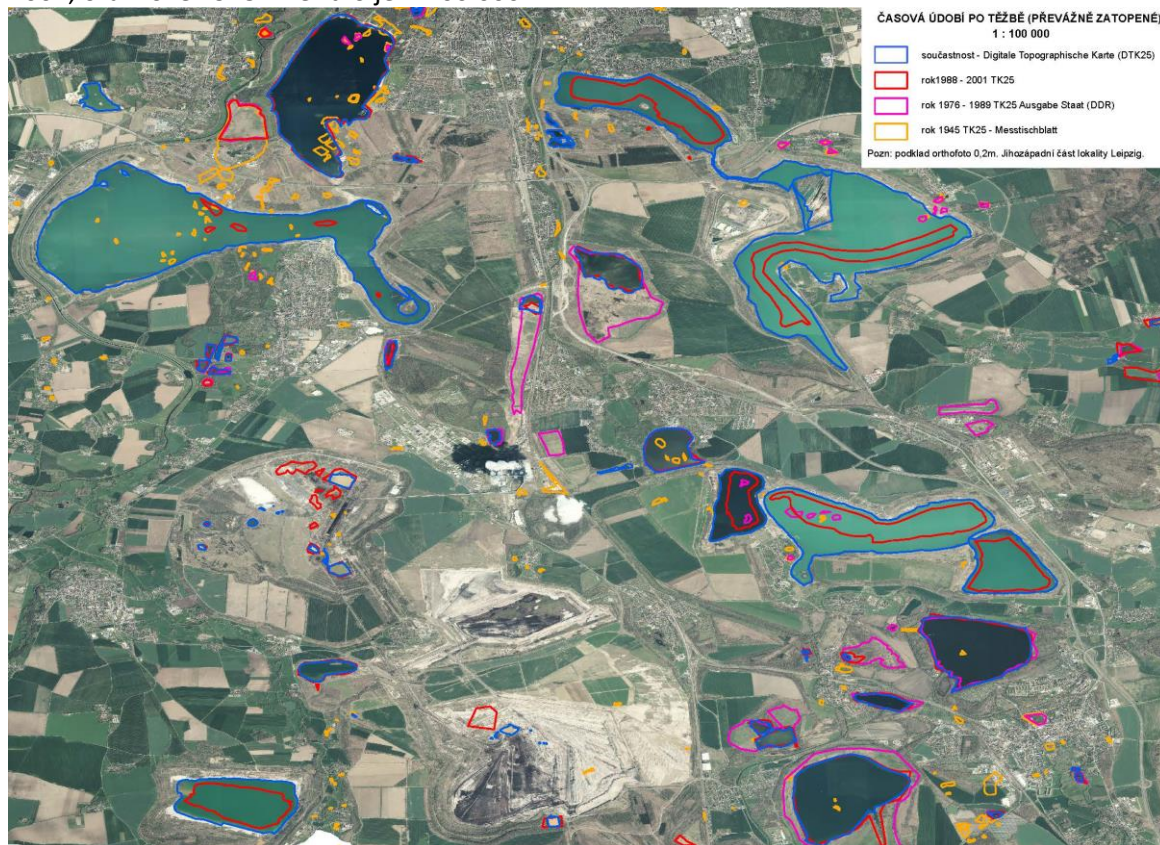
1 : 250 000

 současnost - Digitale Topographische Karte (DTK25)

Pozn: podklad orthofoto 0,2m



Obrázek č. 13 Přehled časového vývoje post-těžebních oblastí (včetně vybraných lokalit jámových, těžebních a přírodně-významných jezer) v jihozápadní části Leipzigu. Modré ohraničení znázorňuje současnost, červené rok 1976–1989, fialové 1988–2001, oranžové 1945. Měřítko je 1:100 000.



7. Diskuze

V současné době se svět potýká s řadou globálních změn, které mění tradiční chod života na Zemi. Ve spojitosti s klimatickými změnami, globálním oteplováním, skleníkovým efektem, záplavami a jinde lokálním nedostatkem vody dochází ke zvýšené snaze zachránit planetu a zajistit i nadále životaschopnost na jejím povrchu. Uzavírají se globální dohody jako je zelená dohoda EU, tzv. „Green Deal“, v jejímž sledu se vydává řada dalších nařízení a regulí. Strategickým cílem ČR je podle aktualizace vnitrostátního plánu v oblasti energetiky a klimatu z října roku 2023 snížit podíl fosilních paliv v oblasti primární spotřeby energie, a to na 0 % do roku 2050. Do devíti let je plánováno zcela utlumit energetickou spotřebu uhlí (MPO, 2023). Nejen tedy z ekologicky územních důvodů, vytěženosti tamní lokality, ale i na základě emisních povolenek a zelené dohody EU se uzavírají těžební doly nebo je plánováno ukončení jejich činnosti v následujících letech. Vzhledem k těžbou narušenému ekosystému, jak je v předkládané práci několikrát zmiňováno, je však pro znovuoobnovení krajiny často třeba dalšího lidského zásahu. V tomto případě v pozitivním slova smyslu, kdy dochází k rehabilitaci zasaženého území, podpoře přírodní biodiverzity a potenciálnímu vzniku víceúčelového prostředí.

Biodiverzita je důležitým faktorem celkového koloběhu a života na Zemi. S poklesem určitého biologického druhu, obzvláště pokud se jedná o hraniční úroveň na pokraji vyhynutí, dochází k ovlivnění jiných závislých druhů a nepříznivému efektu na celý ekosystém (Dudgeon a kol., 2006). Se zdravým ekosystémem, na kterém se podílí dílčí procesy řady organismů, ať již vyšších zvířat, rostlin, tak drobného hmyzu či mikroskopických bakterií a hub, pak souvisí i kvalita lidského života. Zmiňované organismy za vhodných podmínek spolu s terénní úpravou napomáhají vyrovnanému koloběhu vody a prvků v přírodě, čistí vzduch, zabraňují záplavám či napomáhají retenci tolik potřebné vody.

Vody, která je esenciální surovinou pro správné fungování všech organismů a ekosystémů. Její množství, především pak té sladkovodní, je však na Zemi velmi omezeno. Z celkového objemu tvoří sladká voda pouze 3 % (Holzer a kol. 2020). Jedná se o vodu z povrchových toků (jezer, řek a bažin; 0,3 % sladké vody), podzemních vrstev (30 %) a ledovců (68 %), která bývá silně ovlivněna okolními podmínkami a zmiňovanými klimatickými změnami. Přičemž k pitným účelům lze použít pouze 1,2 % z ní (National Geographic, 2024).

Během doktorského studia, jehož výsledkem je předkládaná dizertační práce, byla v souvislosti s nastíněnou tematikou diskutována řada hypotéz typu: i) jak nejlépe rekultivovat postiženou krajinu; ii) vhodnost a přínos hydrických rekultivací ve spojitosti s ekonomickou zátěží při jejich vzniku; iii) vývoj biodiverzity v post-těžebním prostředí pro nastolení zdravého ekosystému; iv) kvalita vody po hydrické rekultivaci a možnosti jejího následného využití – např. pro rekreační účely či úpravy v nedostatečnou vodu pitnou. Některé otázky byly spolu s důležitostí vody jako takové, natož pitné, probírány a zodpovězeny v literární části práce. Na jiné byl obdržen závěr na základě naměřených a vyhodnocených dat.

V rámci předkládané dizertační práce byly v návaznosti na zmiňovanou problematiku vyhotoveny grafické přehledy a mapy jámových a přírodně významných jezer v pohraniční oblasti ČR a Německa. Devět rekultivovaných vodních ploch po těžbě hnědého uhlí v ČR s 41letým rozdílem vzniku mezi nejstarším (Kristýna) a nejmladším (Medard) bylo studováno detailněji. V průběhu několika let byla zkoumána biodiverzita vzdušných a vodních mikroorganismů, fytoplanktonu, zooplanktonu a samotné chemické složení vybraných vod. Na základě odborných závěrečných zpráv, posudků a předkládané studie bylo zjištěno, že v průběhu několika let došlo k výrazným změnám společenstev organismů a k řízenému i přirozenému nárůstu ryb (i dravých) s primárním cílem dobré kvality vody (Gremlica a kol. 2011; Řehoř,

2011; Říhová Ambrožová a kol., 2013; Řeháková, 2020; R-PRINCIP Most s. r. o., 2018 a 2021).

Zaznamenané sezónní variace mikroorganismů a planktonu u studovaných jezer naznačují pokračující ekologickou sukcesí, potvrzující změny druhového složení a biodiverzity v souvislosti se stářím vyvíjejících se ekosystémů (Begon a kol., 1986), kdy tyto změny mohou probíhat i na úkor některých vzácných druhů (Šálek, 2012). V případě vzdušných mikromycet byl pak větší rozdíl v biodiverzitě pozorován při komparaci spontánně vzniklých a antropogenních útvarů (Major a kol., 2024). Antropogenní rekultivace obvykle vedou k homogennějšímu prostředí a tím ke snížení druhové diverzity (Vymazal a Sklenička, 2012). Větší druhovou rozmanitost a výhodnější prostředí na výsypkách po spontánní sukcesí pozorovali i Doležalová a kol. (2012) či Vojar a kol. (2016), kteří se v severočeské hnědouhelné pánvi zabývali studiem výskytu obojživelníků. Nicméně naměřené výsledky v předkládané dizertační práci poukazují na největší detekovanou druhovou/rodovou rozmanitost, a to jak vzdušných mikromycet, tak planktonu, u antropogenního jezera Most. Dalším významným faktorem strukturujícím sladkovodní společenstva a celkovou biodiverzitu po těžbě je podíl vegetace (Major a kol., 2024; Šourková a kol., 2005; Vojar a kol., 2016; Poláková a kol., 2022). Významná podpora biodiverzity a symbiózy mezi poměrně velkým počtem v této práci detekovaných mikromycet a vegetace, byla pravděpodobně podpořena i svažitým terénem a nízkou frekvencí vyšších forem organismů jako je člověk. Největší počet vzdušných mikromycet byl pak zjištěn v krajinné zóně jezera Milada, které se zároveň vyznačovalo největší rozmanitostí vegetace (Major a kol., 2024). Konopáčová a kol. (2021) zde obdobně naměřili vysoké hodnoty biomasy epilítionu v litorálu.

Organismy, ať již se jedná o mikromycety, bakterie, fyto – či zooplankton, snadno reagují na sebemenší změny okolního prostředí. Ty mohou být klimatické (meteorologické proměnné včetně srážek, povětrnostních jevů, výkyvů teplot,

tlaku, vlhkosti atd.), geografické, fyzikální, chemické i biologické. Mezi nejběžnější patří činnosti spojené s lidskou aktivitou (Skjøth a kol., 2016; Kasprzyk a kol., 2016; Anees-Hill a kol., 2022; Al-Shaarani a kol., 2023).

Počty kolonií mikromycet v m³ vzduchu nad hladinou tak byly obecně nízké. Pravděpodobně v důsledku prostředí bez environmentálních bariér, s větší náchylností k povětrnostním podmínkám. Maximum mikromycet nad vodní hladinou bylo detekováno u jezera Medard (Major a kol., 2024), do kterého ústí řeka Ohře a v jehož bezprostřední blízkosti se stále těží hnědé uhlí. Vzhledem ke komplexitě životních cyklů a podmínek prostředí, je však téměř nemožné definovat pouze jeden podstatný jev s převažujícím vlivem. V otevřeném terénu bývají dopady multifaktoriálním výsledkem. Ve studii Grum-Grzhimaylo a kol. (2018) byla diverzita mikromycet a vegetačního pokrytí ovlivněna nejen aktivitami souvisejícími s těžbou a post-těžební sanací, ale také glacio-izostatickými pohyby.

V současné době je známo 13 houbových kmenů sladkovodního prostředí: Aphelidiomycota, Ascomycota, Basidiomycota, Blastocladiomycota, Chytridiomycota, Monoblepharomycota, Mortierellomycota, Rozellomycota, Mucoromycota, Entomophthoromycota a Zopagomchytriomycota. Většina taxonů patří mezi Ascomycota (2968 druhů) nebo Chytridiomycota (333 druhů). Sladkovodní houby jsou přitom přímo zapojeny do oběhu přítomného uhlíku a dusíku (El-Elimat a kol., 2021; Mirabile a kol., 2023). Askomycety, kam patří i detekované *Cladosporium* a *Alternaria*, se konkrétně vyskytují na ponořených nebo částečně ponořených substrátech (odumřelé a rozkládající se stonky, rozkládající se dřevo a listy) vodních stanovišť (El-Elimat a kol., 2021). Zvýšeným vstupem alochtonního materiálu (padající listí) dochází i ke zvýšenému výskytu těchto druhů (Quinn, 1984). Na podzim, kdy dochází k poklesu teplot, nižší intenzitě stresujícího slunečního záření a zvýšené přítomnosti tlející rostlinné vegetace, jako jsou listy, stonky nebo větve (Li a kol., 2016; Anees-Hill a kol.,

2022; Al-Shaarani a kol., 2023), tak byly výraznější i celkové počty zmiňovaných vzdušných mikromycet (Major a kol., 2024). Oba dominantní rody, *Cladosporium* i *Alternaria*, se přitom řadí mezi jedny z nejčastějších mikromycet přítomných ve vzduchu (Bensch a kol., 2018; Kasprzyk a kol., 2021; Anees-Hill a kol., 2022), které mohou jakožto potenciální aeroalergeny způsobovat i významné respirační problémy (Tvrzová a kol., 2006; Kasprzyk a kol., 2021). Ve vodním sloupci a bentických sedimentech se houby primárně vyskytují v místech, kde se rozvíjí fytoplankton a zooplankton (Korajkic a kol., 2018; De Sales Ribeiro a kol., 2019). Přítomnost saprofytických taxonů, rodu *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium*, *Mucor* či *Rhizopus*, které byly ve vodě důlních jezer zaznamenány a jsou obvyklým rezervoárem sladkovodních ploch (Potekhina a kol., 2020), však může být zároveň příčinou vzniku různých alergií, oportunních infekcí, mykóz a intoxikací. Přitom *Aspergillus*, *Penicillium* a *Trichoderma* údajně nejsou pravé sladkovodní houby. Jsou všudypřítomné a do vodních toků či jezer se dostávají splachem např. v době přivalových dešťů (El-Elimat a kol., 2021). To by mohlo vysvětlit i většinovou shodu mezi detekovanými rody vzdušných a vodních mikromycet. Unikátní vzdušné druhy mikromycet izolované u jezera Most pak pravděpodobně souvisely s převažujícím výskytem jetele lučního a pryskyřníku (Major a kol., 2024), kdy rozmanitější mikrobiální společenství poskytuje významnější přínos pro růst bylin (Frouz a kol., 2016). A naopak růst některých rostlin s mikrostatickou až mikrocidní aktivitou extraktů nebo jejich přidružených endofytů může upřednostnit vývoj jiného spektra druhů (El Jemli a kol., 2018; Shurigin a kol., 2022).

Mikroorganismy se v životním prostředí podílejí na rozkladu organické hmoty a recyklaci mnoha živin (Loucif a Chenchouni, 2024). Výjimkou nejsou ani bakterie, které jsou zároveň významným ukazatelem kvality vod. V planktonických bakteriálních společenstvech dominují členové kmene Actinobacteria, Proteobacteria (nově Pseudomonadota) a Bacteroidetes

(Felföldi, 2020). Ty jsou typické pro sladké vody a byly detekovány i v rámci předkládané studie. Přičemž Alpha-, Beta- a Gamma-proteobakterie, členové skupiny Cytophaga-Flavobacterium-Bacteroides, podle nového názvosloví tzv. Cyanobacteriota, Actinomycetota, Verrucomicrobiota a nesulfurující zelené bakterie jsou obecně nejčastějšími bakteriálními zástupci sladkovodních jezer a řek (Methé a kol., 1998; Zwart a kol., 2002; Van der Gucht a kol., 2005; Yadav a kol., 2019). Například *Pseudomonas syringae*, *P. fluorescens*, *Pantoea agglomerans* patří mezi bakterie, které solubilizují fosfáty a tím podporují růst tamních rostlin (Loucif a Chenchouni, 2024). Zakalená jezera mývají vyšší zastoupení sinic, zatímco jezera s čistou vodou více zástupců Bacteroidetes (Van der Gucht a kol., 2005). Všudypřítomná anaerobní bakterie *C. perfringens* vykazuje poměrně vysokou odolnost vůči okolnímu stresu a je tak zase poměrně spolehlivým markerem přítomnosti dalších organismů fekálního znečištění (Cabral, 2010; Říhová Ambrožová a kol., 2017). Ty vzhledem ke své rizikové patogenitě patří mezi běžné ukazatele svědčící o kvalitě vody a její nevhodnosti ke koupání či pití. Zmiňované bakterie se ve vodě nachází zejména v blízkosti možných zdrojů znečištění, jako jsou hnojiště, neuzavřené septiky a pole. Nejčastěji se jedná o koliformní bakterie a bakterie druhu *Legionella*. Průkazem čerstvého fekálního znečištění jsou pak intestinální enterokoky jako je *E. faecalis* či *E. faecium*. Kultivace vysokého počtu psychrofilních a mezofilních bakterií bývá zase odrazem znečištění vodního zdroje buď přímo mikroorganismy, především mikroflórou teplokrevných organismů, nebo biologicky rozložitelnými organickými látkami, které mohou následně souviset se zvýšeným výskytem železitých bakterií. Výskyt zástupců *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Flavobacterium* a enterobakterií zjištěný v této studii je známkou znečištění vodních ploch snadno rozložitelnými organickými látkami (Baudišová a Mlejnková, 2017). Vlastnosti přírodních organických látek, které povrchové vody, hlavní zdroj domácí a pitné vody na celém světě, často obsahují, závisí na

geologii, topografii, klimatu a také na charakteru samotného povodí (Matilainen a kol., 2011; Sillanpää a kol., 2015).

Stav čisté vody je dále charakterizován vysokým tlakem na pastvu zooplanktonu a nízkou biomasou fytoplanktonu, zatímco zakalenost je charakterizována výskytem hustých květů fytoplanktonu a neschopností zooplanktonu tyto květy regulovat (Van der Gucht a kol., 2005). Fytoplankton je ve vodním světě důležitým zdrojem minerálních živin a esenciálních biomolekul jako jsou steroly, mastné kyseliny a aminokyseliny, které nemohou zástupci zooplanktonu přiměřeně syntetizovat *de novo* (Peltomaa a kol., 2017). Ve vodním sloupci sladkých i slaných vod, kde jsou přirozenou součástí biocenóz, se většinou drží blízko u hladiny (Behrenfeld a kol., 2009; Hallegraeff, 2010). Zooplankton poté ovlivňuje proliferaci planktonních řas a bakterií, kteří vychytávají jím uvolněný rozpuštěný fosfor a dusík (Andersen a Hessen, 1991; Hu a kol., 2019). Ve volné zakalené vodě jsou charakteristické sinice (*Planktothrix*, *Microcystis*), zelené řasy (*Monoraphidium*), rozsivky a euglenidy, zatímco ve vnitřních rybnících jsou nejčastějšími skupinami Cryptophyta (*Rhodomonas*, *Cryptomonas*), Dinophyta (*Peridinium*) a rozsivky jako pozorovaná *Cyclotella* (Felföldi, 2020). Přičemž malé zelené řasy Trebouxiophyceae, které byly detekovány u všech našich jezer kromě Medardu, a picocyanobakterie typu *Cyanobium*, které se ve vzorcích fytoplanktonu Milady začaly objevovat v období let 2004 až 2008, bývají nejdůležitějšími složkami fytoplanktonu (Felföldi, 2020; Koza, 2023). Diatomy neboli rozsivky rodu *Cyclotella* a zejména *Urosolenia* (dříve *Rhizosolenia*) jsou výrazné v planktonu mnoha jezer střední až velké šířky (Reynolds a kol., 2002). Žijí v bentickém prostředí, planktonu, na substrátech či slizovitých trubkách (Round a kol., 1990; Kociolek a kol., 2015). Během letních měsíců se mohou projevovat květenstvím (Hoek a kol., 1995; Williams a Kociolek, 2007; Cattolico a kol., 2008; Hevia-Orube a kol., 2016). Centrická rozsivka *Cyclotella ocellata*, která tvořila významnou součást

fytoplanktonu, byla ve společenstvu jezera Milada poprvé objevena ve vegetačním období roku 2003. V srpnu 2008 byla ve vzorcích poprvé zastižena i raritní penátní rozsivka *Centronella reicheltii*. Maximální růst rozsivek, zde vždy v minulosti koreloval se zvýšeným záchytem koncentrace chlorofylu (Koza, 2023). Obecně převažují rozsivky hlavně v čistých a hlubokých jezerech (Říhová Ambrožová a kol., 2017), a to především na jaře a na podzim (na úrovni střední eutrofizace). Cyanobacterie, které pro svůj masivní rozvoj ve vodě potřebují fosfor, vyšší teploty a určité pH, v létě (zejména v čistých jezerech, v eutrofických podmínkách). Zelené řasy dosahují svého největšího růstu na přechodu jara a léta, Cryptophyta neboli skrytěnky před a po období jejich maxima (Willén, 2000; Reynolds a kol., 2002; Ptacnik a kol., 2008). Chryzofyty, které vykazují pokles podél gradientu eutrofizace, často dominují v oligo- až ultraoligotrofních jezerech (Ptacnik a kol., 2008; Kalina a Váňa, 2010; Dodds a Whiles, 2019). Detekovaní zástupci z řad *Dinobryon*, *Peridinium*, *Cyclotella*, *Kephyrion* rovněž poukazují na pozorovaný typ oligo- až mezotrofního charakteru jezer (Willén, 2000; Reynolds a kol., 2002; Ptacnik a kol., 2008). Celkový počet 129 taxonů fytoplanktonu identifikovaných v této studii byl velmi podobný výzkumu na post-těžebních plochách ve střední Evropě (Lukešová, 2001). Přítomnost potenciálně toxické vláknité sinice *Planktothrix rubescens*, která byla zjištěna v teplejších měsících na jezerech Medard a Most odpovídala zjištěním Hydrobiologického ústavu AV ČR (Řeháková, 2020; Znachor a kol., 2021).

Z hlediska zooplanktonu byly ve vodou zatopených uhelných pánvích ČR detekovány běžné taxonomické skupiny, především členovci (Arthropoda), vířníci (Rotifera), a jejich nejčastější sladkovodní zástupci převážně z řad Copepod a Monogonont (Reynolds, 1984; Halvorsen a kol., 2004; An a kol., 2012; Hu a kol., 2019). Některé druhy se mohou vyskytovat dokonce v extrémních sladkovodních podmínkách, jako jsou Antarktická jezera (Kobayashi a kol., 2009). Nejvyšší diverzita zooplanktonu byla pozorována u jezera Most. Na druhou

stranu Milada a Medard měli druhovou diverzitu zooplanktonu nižší. To by mohlo být způsobeno některými zvýšenými parametry, jako jsou sírany či celkově zvýšená konduktivita, které mohou být toxické. Zvýšená konduktivita u Medardu a Milady koreluje se zvýšeným množstvím rozpuštěných látek. Pro rozpuštěné látky je v NV č. 401/2015 Sb. stanoven limit 750 mg/l. Tento limit ve skutečnosti v našich podmínkách jen indikuje znečištění průmyslovými odpadními vodami. Běžné povrchové vody v některých oblastech (jižní Morava a Slánsko) tuto hodnotu pravidelně až dvojnásobně překračují. Z hlediska rekreace i oživení vodními organismy (Vojar a kol., 2016) je pak významná úroveň hodnoty vodivosti kolem 500 mS/m, kterou lidé začnou vnímat. Naproti tomu u jezera Most, kde byla biologická rozmanitost největší, nebyly zaznamenány žádné významné výkyvy v chemických údajích. Data Milady rovněž poukazují na snížení dusičnanového dusíku, který byl při napouštění nádrže mnohonásobně překročen. Amoniakální dusík je u Milady zvyšován především přelivovým vrtem PV9 naopak nízké množství celkového fosforu je regulováno protieutrofizační nádrží.

Vodní plochy po ukončení důlní těžby vznikají v důsledku specializovaných hydrických rekultivací či spontánních jevů po celém světě. Kromě zmiňovaných útvarů v ČR lze jmenovat řadu jezer ve středním Německu, jezero Alberta v Kanadě, Sleeper v Nevadě (USA), Westfield ve Skotsku, Kardia v severním Řecku, jezero Meirama ve Španělsku či jezero Kepwari v západní Austrálii (Sumer a kol., 1995; Dowling a kol., 2004; End-Pit Lake Working Group, 2004; Younger, 2005; Gammons a kol., 2009; Soni a kol., 2014; Bernasconi a kol., 2022; Louloudis a kol. 2022; Lund a Blanchette, 2023; Juncosa a kol., 2023). Tyto vodní útvary mívají ve srovnání s jinými povrchovými vodami odlišnou geochemii, morfologii, geologii, hydrologii a kvalitu vody. Půdy bývají oligotrofní a přidružené skládky i voda jsou někdy fyto toxické. Mohou obsahovat ojedinělé prvky související s geologickým podložím a těžbou místních minerálů jako je železo, mangan,

sírany, ale také příměsi jiných vodních přítoků (Sánchez a kol., 2021). Z naměřených výsledků předkládané práce lze potvrdit, že se jedná o jezera s nízkým obsahem hlavních biogenních prvků a vysokou průhledností vody neutrálního až mírně alkalického pH, oligo- až mezotrofního charakteru (Konopáčová a kol., 2021). V souladu se studií byly i zvýšené počty mikromycet, mezofilních bakterií a planktonu v letních měsících.

8. Závěr

V průběhu doktorského studia byly naplněny všechny cíle dizertační práce. Z hlavních výsledků, které byly sepsány do formy publikací, již vydaných či připravovaných, je patrné že:

- **Poloha** studovaných vodních útvarů má na populaci vzdušných mikromycet větší vliv než jejich stáří a původ.
 - Jámová jezera západočeské Sokolovské pánve vykazovala nejvyšší celkový počet vzdušných mikromycet ze všech studovaných lokalit
 - Nejnižší hladina vzdušných mikromycet byla naopak naměřena v Lužické pánvi na stanovištích kolem nejstaršího jezera Kristýna s největším sklonem a nízkou vegetací.
- **Suchozemské prostředí s vegetací, především krajinná zóna**, poskytla lepší podmínky podporující vyšší počet přítomných vzdušných mikromycet než břehy bez vegetace, intenzivně obhospodařované lokality nebo místa s rekreačním tlakem. Přičemž vysoká vegetační diverzita, ale zároveň nereflektovala i vysokou diverzitu mikromycet.
- Většina vzdušných mikromycet byla detekována během **podzimních měsíců**.
- Vyšší četnost mikromycet souvisela spíše se **spontánní rekultivací** než antropogenně vyvolanou přestavbou.
- Cladosporium bylo převládajícím rodem (93 % všech identifikovaných rodů) vzdušných mikromycet.

- Byly detekovány různé druhy mikroorganismů a planktonu s výraznými sezónními variacemi, které naznačují pokračující ekologickou sukcesí.
- U jezera Most byla zaznamenána největší diverzita studovaných organismů vůbec.
- Chemické a fyzikální parametry byly většinou v mezích legislativně nastavených limitů, s výjimkou koncentrací síranů a celkových rozpuštěných látek u jezer Medard a Milada či obsahu uhlovodíků C10-40 ve vodě jezera Most.
- Jezera vykazují převážně hydrofilní vody nehumického charakteru oligotrofního až mezotrofního typu.

Dříve byly doly po výrobní fázi často opouštěny bez zvážení případných rizik pro člověka a životní prostředí. V současnosti si již lidé uvědomují, že úspěšná obnova post-těžební krajiny vyžaduje holistický přístup, který zahrnuje nejen její prostorové a strukturální aspekty, ale i formálně vizuální a kulturně estetické vyjádření krajiny. Rekultivací roste ekologická a estetická hodnota krajiny a také se zvyšuje její potenciál pro vodní hospodářství. Předkládaná studie podtrhuje důležitost nepřetržitého monitorování a cílených sanačních či přirozených obnovovacích procesů, které pomáhají zajistit kvalitu vody a ekologickou rovnováhu v rekultivovaných oblastech. V komplexu přináší detailní přehled poměrně bohaté diverzity mikroorganismů, fyto- a zooplanktonu, chemického složení a obecných charakteristik, kterých o post-těžebních hydrických oblastech není mnoho nebo nejsou běžně přístupné. Aritmetické průměry jednotlivých ukazatelů ve většině případů nepřesáhly limity ekologické normy a všechna testovaná těžební jezera tak lze považovat za kvalitní. Zjištění poukazují na odolnost zdravých ekosystémů a předpovídají

možné využití tamních vod i pro jiné než rekreační a ekologické účely (např. zdroje pitné a závlahové vody).

Prezentované výsledky byly sepsány do formy publikací:

- Major V, Hendrychova M, Svarcova V, Vondrakova L (2024) Aerial micromycetes communities of brown coal post-mining areas: The effect of the character and the geographical position of water bodies. *Ecological Engineering*, 203, 107246.
- Water quality of reclaimed lakes in post-mining locations of Czech Republic – podáno.
- Mapping of the development of water bodies in pre-mining and post-mining landscapes and their characteristics in the Czech Republic and Germany – podáno.
- Vývoj vodních prvků z hnědouhelných post-těžebních krajín v porovnání ČR a Německa – rozpracováno.

LITERATURA A POUŽITÉ ZDROJE

Odborné publikace

Agunwamba JC (2000) Water Engineering Systems. 2nd ed., Immaculate Publications Limited, Enugu, 96.

Al-Shaarani AAQA, Quach ZM, Wang X, Muafa MHM, Nafis MMH, Pecoraro L (2023). Analysis of airborne fungal communities on pedestrian bridges in urban environments. *Microorganisms*, 11(8), 2097.

Altschul SF, Gish W, Miller W, Myers EW, Lipman DJ (1990) Basic local alignment search tool. *Journal of molecular biology*, 215(3), 403–410.

An XP, Du ZH, Zhang JH, Li YP, Qi JW (2012) Structure of the zooplankton community in Hulun Lake, China. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1099–1109.

Andersen T a Hessen DO (1991) Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 36(4), 807–814.

Andreassi L a Flori L (1996) Mineral water and spas in Italy. *Clinics in Dermatology*, 14(6), 627–632.

Anees-Hill S, Douglas P, Pashley CH, Hansell A, Marczyklo EL (2022) A systematic review of outdoor airborne fungal spore seasonality across Europe and the implications for health. *Science of the Total Environment*, 818, 151716.

Arefieva OD, Tregubova VG, Gruschakova NV, Starozhilov VT (2018) Properties of Soils of Abandoned Coal Mine Industrial Areas (Primorsky Krai, Russia). *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 6, 78–92.

Arora KR (2007) Irrigation, water power and water resources engineering. 4th reprint ed. for Standard Publisher Distributors, Nai Sarak Delhi, 133–167.

Avannavar SM a Shrihari S (2008) Evaluation of water quality index for drinking purposes for river Netravathi, Mangalore, South India. *Environmental monitoring and assessment*, 143, 279–290.

Baron PA a Willeke K (1986) Respirable droplets from whirlpools: measurements of size distribution and estimation of disease potential. *Environmental research*, 39(1), 8–18.

Baudišová D a Mlejnková H (2017) Microbial pollution of surface waters. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 59(6), 12–16.

Begon M, Harper JL, Townsend CR (1986) *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell scientific publications, Oxford, 876.

Behrenfeld MJ, Westberry TK, Boss E, O'Malley RT, Siegel DA, Wiggert JD, Franz BA, McClain CR, Feldman GC, Doney SC, Moore JK, Dall'Olmo G, Milligan AJ, Lima I, Mahowald N (2009) Satellite-detected fluorescence reveals global physiology of ocean phytoplankton. *Biogeosciences*, 6(5), 779–794.

- Bensch K, Groenewald JZ, Meijer M, Dijksterhuis J, Jurjević Ž, Andersen B, Houbraeken J, Crous PW, Samson RA (2018) *Cladosporium* species in indoor environments. *Studies in mycology*, 89, 177–301.
- Bernasconi R, Lund MA, Blanchette ML (2022) Non-charismatic waterbodies and ecosystem disservices: Mine pit lakes are underrepresented in the literature. *Frontiers in Microbiology*, 13, 1063594.
- Bičík I, Burda T, Hellmich M, Hladká E, Klápště J, Králová E, Kučera Z, Kupková L, Kvapilová A, Marada M, Myšička M, Pacina J, Pavlíček T, Semotanová E, Šimůnek R, Štýs S, Tichá K, Velímský T, Vyskočil A (2014) Historický atlas měst České republiky, svazek č. 26 – Most. Historický ústav AV ČR, Praha, 129.
- Bodlák L, Křováková K, Nedbal V, Pechar L (2012) Assessment of landscape functionality changes as one aspect of reclamation quality – the case of Velká podkrušnohorská dump, Czech Republic. *Ecological Engineering*, 43, 19–25.
- Bolpagni R, Poikane S, Laini A, Bagella S, Bartoli M, Cantonati M (2019) Ecological and Conservation Value of Small Standing-Water Ecosystems: A Systematic Review of Current Knowledge and Future Challenges. *Water*, 11, 402.
- Briancesco R, Meloni P, Semproni M, Bonadonna L (2014) Non-tuberculous mycobacteria, amoebae and bacterial indicators in swimming pool and spa. *Microchemical Journal*, 113, 48–52.
- Brom J, Nedbal V, Procházka J, Pecharová E (2012) Changes in vegetation cover, moisture properties and surface temperature of a brown coal dump from 1984 to 2009 using satellite data analysis. *Ecological Engineering*, 43, 45–52.
- Burghardt D, Coldewey WG, Melchers C, Meßer J, Paul M, Walter TR, Wesche D, Westermann S, Wieber G, Wisotzky F, Wolkersdorfer C (2017) Glossar Bergmännische Wasserwirtschaft. 1st ed., Arbeitskreis Grubenwasser der Fachsektion Hydrogeologie in der DGGV.
- Buttner MP a Stetzenbach LD (1991) Evaluation of four aerobiological sampling methods for the retrieval of aerosolized *Pseudomonas syringae*. *Applied and environmental microbiology*, 57(4), 1268–1270.
- Cabral JP (2010) Water microbiology. Bacterial pathogens and water. *International journal of environmental research and public health*, 7(10), 3657–3703.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 2001. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report. In Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Carbone I a Kohn LM (1999) A method for designing primer sets for speciation studies in filamentous ascomycetes. *Mycologia*, 91, 553–556.
- Cattolico RA, Jacobs MA, Zhou Y (2008) Chloroplast genome sequencing analysis of *Heterosigma akashiwo* CCMP452 (West Atlantic) and NIES293 (West Pacific) strains. *BMC Genomics*, 9, 1–20.

CAWST: Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (2009) Introduction to Drinking Water Quality Testing. A CAWST training manual, CAWST, Calgary.

Coffie-Anum E a Bansah KJ (2016) Post-mining reclamation of manganese waste dump. In 4th UMaT Biennial International Mining and Mineral Conference, 64–73.

CONAGUA: Comisión Nacional del Agua (2021) Actualización de la Disponibilidad Media Anual de Agua en el Acuífero Buenavista de Cuéllar Estado de Guerrero. México, 30.

Darvishi G, Kootenaie FG, Ramezani M, Lotfi E, Asgharnia H (2016) Comparative investigation of river water quality by OWQI, NSFQI and Wilcox indexes (case study: the Talar River–Iran). Archives of Environmental Protection, 42(1), 41–48.

de Oliveira MD, de Rezende OLT, de Fonseca JFR, Libânio M (2019) Evaluating the surface Water quality index fuzzy and its influence on water treatment. Journal of Water Process Engineering, 32, 100890.

de Sales Ribeiro MC, Sánchez Henao A, García Álvarez N, Real Valcárcel F, Rivero Santana MA, Fernández Rodríguez AJ, Caballero Cansino MJ (2019) First description of spontaneous granulomatous aerocystitis by *Phoma herbarum* in a wild greater amberjack (*Seriola dumerili* Risso, 1810). Journal of Fish Diseases.

Dimitrovský K (2000) Zemědělské, lesnické a hydričké rekultivace území ovlivněných báňskou činností. Metodiky pro zemědělskou praxi, 14/1999. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 66.

Dodds WK a Whiles MR (2019) Freshwater ecology: concepts and environmental applications of limnology. 3rd ed., Elsevier Academic Press, 998.

Doležalová J, Vojar J, Smolová D, Solský M, Kopecký O (2012) Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. Ecological Engineering, 43, 5–12.

Dowling J, Atkin S, Beale G, Alexander G (2004) Development of the sleeper pit lake. Mine Water and the Environment, 23, 2–11.

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological reviews, 81(2), 163–182.

El Jemli M, Khattabi N, Lachqer K, Touati D, El Jemli Y, Marmouzi I, Wakrim EM, Cherrah Y, Alaoui K (2018) Antifungal and insecticidal properties of *Juniperus thurifera* leaves. Natural Product Communications, 13(8), 1934578X1801300831.

El-Elimat T, Raja HA, Figueroa M, Al Sharie AH, Bunch RL, Oberlies NH (2021) Freshwater fungi as a source of chemical diversity: a review. Journal of natural products, 84(3), 898–916.

End-Pit Lake Working Group (2004) Guidelines for lake development at coal mine operations in the mountains and foothills of the northern East Slopes. Report ESD/LM/00-1, Alberta Environment, Environmental Science.

Ezomo FO, Biose O, Ajieh MU (2013) Evaluation of Groundwater in Uromi, Edo State, Nigeria. *environment*, 12, 13.

Ezugwu MO a Osarumwense AF (2022) Review of the effects of water characteristics and quality on human health. *International Journal of Current Science Research and Review*, 5, 673–685.

Fazlzadeh M, Sadeghi H, Bagheri P, Poureshg Y, Rostami R (2016) Microbial quality and physical–chemical characteristics of thermal springs. *Environmental geochemistry and health*, 38, 413–422.

Felföldi T (2020) Microbial communities of soda lakes and pans in the Carpathian Basin: a review. *Biologia Futura*, 71(4), 393–404.

Friese K, Hupfer M, Schultze M (1998) Chemical characteristics of water and sediment in acid mining lakes of the Lusatian lignite district. *Acidic mining lakes: acid mine drainage, limnology and reclamation*, 25–45.

Frouz J, Popperl J, Přikryl I, Štrudl J (2007) Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. *Sokolovská uhelná, Sokolov*, 26.

Frouz J, Toyota A, Mudrák O, Jílková V, Filipová A, Cajthaml T (2016) Effects of soil substrate quality, microbial diversity and community composition on the plant community during primary succession. *Soil Biology and Biochemistry*, 99, 75–84.

Gammons CH, Harris LN, Castro JM, Cott PA, Hanna BW (2009) Creating lakes from open pit mines: processes and considerations, emphasis on northern environments.

Gardes M a Bruns TD (1993) ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes application to the identification of mycorrhizae and rusts. *Molecular ecology*, 2(2), 113–118.

Gerwin W, Raab T, Birkhofer K, Hinz C, Letmathe P, Leuchner M, Roß-Nickoll M, Rüde T, Trachte K, Wätzold F, Lehmkuhl F (2023) Perspectives of lignite post-mining landscapes under changing environmental conditions: what can we learn from a comparison between the Rhenish and Lusatian region in Germany?. *Environmental Sciences Europe*, 35(1), 36.

Giampaoli S a Romano Spica V (2014) Health and safety in recreational waters. *Bulletin of the World Health Organization*, 92, 79–79.

Giampaoli S a Valeriani F(2012) Thermal water for recreational use: overview of international standards. *Igiene e Sanita Pubblica*, 68(6), 863–873.

Giampaoli S, Valeriani F, Gianfranceschi G, Vitali M, Delfini M, Festa MR, Bottari E, Romano Spica V (2013) Hydrogen sulfide in thermal spring waters and its action on bacteria of human origin. *Microchemical Journal*, 108, 210–214.

Gikas G, Sylaios G, Tsihrintzis V, Konstantinou I, Albanis T, Boskidis I (2020) Comparative evaluation of river chemical status based on WFD methodology and CCME water quality index. *Science of the Total Environment*, 745, 140849.

Glass NL a Donaldson GC (1995) Development of primer sets designed for use with the PCR to amplify conserved genes from filamentous ascomycetes. *Applied and environmental microbiology*, 61(4), 1323–1330.

Gremlica T, Cílek V, Vrabec V, Farkač J, Frouz J, Godány J, Lepšová A, Příklad I, Rambousek P, Sádlo J, Starý J, Straka J, Volf O, Zavadil V (2011) Rekultivace a management nepřírodních biotopů v České republice: Závěrečná zpráva za celé období 2007–2011 řešení projektu VaV SP/2d1/141/07.

Grum-Grzhimaylo OA, Debets AJM, Bilanenko EN (2018) Mosaic structure of the fungal community in the Kislo-Sladkoe Lake that is detaching from the White Sea. *Polar Biology*, 41(10), 2075–2089.

Gu DZ (2014) Theory framework and technological system of coal mine underground reservoir. *Journal of China Coal Society*, 40(02), 239–246.

Güleç AT (2018) Natural thermal spa water versus hyperthermic tap water for treatment of recalcitrant hand warts in organ transplant recipients: A patient-blinded, comparative preliminary study. *Experimental and Clinical Transplantation: Official Journal of the Middle East Society for Organ Transplantation*, 16(Suppl 1), 189–193.

Guo Y, Chen G, Mo R, Wang M, Bao Y (2020) Benefit evaluation of water and soil conservation measures in Shendong based on particle swarm optimization and the analytic hierarchy process. *Water*, 12(7), 1955.

Hallegraeff GM (2010) Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge 1. *Journal of phycology*, 46(2), 220–235.

Halvorsen G, Dervo BK, Papinska K (2004) Zooplankton in Lake Atnsjøen 1985–1997. *The Atna River: Studies in an Alpine—Boreal Watershed*, 149–175.

Harzy C, Ghani N, Akasbi N, Bono W, Nejjari C (2008) Short-and long-term therapeutic effects of thermal mineral waters in knee osteoarthritis: a systematic review of randomized controlled trials. *Clinical rheumatology*, 28(5), 501–507.

Havel L, Příklad I, Vlasák P, Kohušová K (2010) Hydrická rekultivace zbytkových jam po těžbě hnědého uhlí I. *Limnologické noviny, Limnological News, Česká limnologická společnost*, 3, 1–4.

Havel L, Šťastný J, Desortová B (2020) Fytobentos a makrozoobentos pražských potoků s přírodními veřejnými koupališti. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 62(3), 10–15.

Hevia-Orube J, Orive E, David H, Díez A, Laza-Martínez A, Miguel I, Seoane S (2016) Molecular and morphological analyses of solitary forms of brackish *Thalassiosiroid diatoms* (Coscinodiscophyceae), with emphasis on their phenotypic plasticity. *European Journal of Phycology*. 51(1), 11–30.

- Hoehn RC a Sizemore DR (1977) Acid mine drainage (AMD) and its impact on a small Virginia stream. *Water Resour Bull*, 13(1), 153160.
- Hoek C, Mann D, Jahns HM (1995) *Algae: An introduction to phycology*. Cambridge University Press.
- Holzer M, Roemmele C, Bailey JM (2020) Freshwater resources: The challenges of quantity and quality. *The Earth Scientist*, 36(3), 18.
- Hu B, Hu X, Nie X, Zhang X, Wu N, Hong Y, Qin HM (2019) Seasonal and inter-annual community structure characteristics of zooplankton driven by water environment factors in a sub-lake of Lake Poyang, China. *PeerJ*, 7, e7590.
- Chidiac S, El Najjar P, Ouaini N, El Rayess Y, El Azzi D (2023) A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 22(2), 349–395.
- Chong MN, Jin B, Chow CW, Saint C (2010) Recent developments in photocatalytic water treatment technology: a review. *Water research*, 44(10), 2997–3027.
- Ilčík V (1964) Oblast kelčansko-domanínská. Důlní pole Pokrok a Barbora II. Zpráva k výpočtu zásob. MS Geofond, Praha.
- Inslar MS a Gore H (1986) *Pseudomonas keratitis* and *folliculitis* from whirlpool exposure. *American journal of ophthalmology*, 101(1), 41–43.
- Jernigan DB, Hofmann J, Cetron MS, Nuorti JP, Fields BS, Benson RF, Breiman RF, Lipman HB, Carter RJ, Genese CA, Paul SM, Edelstein PH, Guerrero IC (1996). Outbreak of Legionnaires disease among cruise ship passengers exposed to a contaminated whirlpool spa. *The Lancet*, 347(9000), 494–499.
- Jiskra J (2000) Z historie hornictví v obci Dolní a Horní Rychnov. Obecní úřad Dolní Rychnov, Sokolov, 86.
- Jordan H a Weder HJ (1995) *Hydrogeologie: Grundlagen und Methoden; Regionale Hydrogeologie: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen*. Enke.
- Juncosa R, Delgado J, Cereijo JL, Muñoz A (2023) Analysis of the reduction processes at the bottom of Lake Meirama: a singular case of lake formation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(8), 1004.
- Kalina T a Váňa J (2010) *Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii*. 1. dotisk, Praha: Karolinum, 606.
- Kasprzyk I, Grinn-Gofroń A, Ćwik A, Kluska K, Cariñanos P, Wójcik T (2021) Allergenic fungal spores in the air of urban parks. *Aerobiologia*, 37, 39–51.
- Kasprzyk I, Kaszewski BM, Weryszko-Chmielewska E, Nowak M, Sulborska A, Kaczmarek J, Szymanska A, Haratym W, Jedryczka M (2016) Warm and dry weather accelerates and elongates *Cladosporium* spore seasons in Poland. *Aerobiologia (Bologna)* 32, 109–126.
- Kausley SB, Dastane GG, Kumar JK, Desai KS, Doltade SB, Pandit AB (2019) Clean water for developing countries: feasibility of different treatment solutions.

In Encyclopedia of Environmental Health. J. Nriagu (ed). 2nd ed., Elsevier, Amsterdam, 643–652.

Kizar FM (2018). A comparison between weighted arithmetic and Canadian methods for a drinking water quality index at selected locations in shatt al-kufa. In IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. IOP Publishing, 433(1), 012026.

Klapper H a Schultze M (1995) Geogenically acidified mining lakes – living conditions and possibilities of restoration. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 80(4), 639–653.

Klapper H, Geller W, Schultze M (1996) Abatement of acidification in mining lakes in Germany. Lakes & Reservoirs: Research & Management, 2(1–2), 7–16.

Kobayashi T, Shiel RJ, King AJ, Miskiewicz AG (2009) Freshwater zooplankton: diversity and biology. In Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality. Suthers IM, Rissik D, Richardson AJ (eds). 2nd ed, CSIRO Publishing, 157.

Kocielek PJ, Spaulding S, Lowe RL (2015) Bacillariophyceae: The raphid diatoms. Chapter 16 in Freshwater algae of North America: ecology and classification. Wehr JD, Sheath RG, Kocielek JP (eds). 2nd ed., Elsevier, 709–772.

Kokeš J a Němejcová D (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Metodika VÚV TGM Praha, 10.

Kolář V, Tichánek F, Tropek R (2016) Effect of different restoration approaches on two species of newts (Amphibia: Caudata) in Central European lignite spoil heaps. Ecological Engineering, 99, 310–315.

Kolařík M, Spakowicz DJ, Gazis R, Shaw J, Kubátová A, Nováková A, Chudíčková M, Forcina GC, Kang KW, Kelnarová I, Skaltsas D, Portero CE, Strobel SA, Narváez-Trujillo A (2017) *Biatriospora* (Ascomycota: Pleosporales) is an ecologically diverse genus including facultative marine fungi and endophytes with biotechnological potential. Plant Systematics and Evolution, 303, 35–50.

Konopáčová E, Nedoma J, Čapková K, Čapek P, Znachor P, Pouzar M, Říha M, Řeháková K (2021) Low specific phosphorus uptake affinity of epilithon in three oligo- to mesotrophic post-mining lakes. Frontiers in Microbiology, 12, 735498.

Konopka A (2009) What is microbial community ecology?. The ISME journal, 3(11), 1223–1230.

Korajkic A, McMinn BR, Harwood VJ (2018) Relationships between microbial indicators and pathogens in recreational water settings. International Journal of Environmental Research and Public Health, 15(12), 2842.

Kosík M, Lepšová O, Čadková Z, Šimová I (2015) Vývoj planktonu a bentosu během napouštění jezera Medard. Ve sborníku příspěvků XVII. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti: „Voda – Věc veřejná“, Mikulov, Česká republika. Rádková V a Bojková J, 1. ed. GNT s.r.o., Brno.

- Koza V (2023) Odborné informace zpracované státním podnikem Povodí Labe, OVHL – laboratoř Hradec Králové.
- Krümmelbein J, Bens O, Raab T, Naeth MA (2012) A history of lignite coal mining and reclamation practices in Lusatia, eastern Germany. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(1), 53–66.
- Kumar S, Bharti VK, Singh KB, Singh TN (2010) Quality assessment of potable water in the town of Kolasib, Mizoram (India). *Environmental Earth Sciences*, 61, 115–121.
- Kumar V, Bharti PK, Talwar M, Tyagi AK, Kumar P (2017) Studies on high iron content in water resources of Moradabad district (UP), India. *Water Science*, 31(1), 44–51.
- Laibl L (2022) Unikátní okna do prvohor III. Silurská, devonská a karbonská lagerstätten. *Živa*, 4, 156–159.
- Larondelle L a Haase D (2012) Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach – An example from Germany. *Ecological Indicators*, 18, 567–574.
- Lederberg J a McCray AT (2001) Ome SweetOmics – A genealogical treasury of words. *The scientist*, 15(7), 8–8.
- Leite NK, Stolberg J, da Cruz SP, Tavela ADO, Safanelli JL, Marchini HR, Exterkoetter R, Leite GMC, Krusche AV, Johnson MS (2018) Hydrochemistry of shallow groundwater and springs used for potable supply in Southern Brazil. *Environmental earth sciences*, 77, 1–17.
- Leitgeb J (2010) Velké rekultivační stavby v příměstské části měst a obcí Sokolovska. *Stavebnictví*, 8, 22–26.
- Leoni E, Catalani F, Marini S, Dallolio L (2018) Legionellosis associated with recreational waters: a systematic review of cases and outbreaks in swimming pools, spa pools, and similar environments. *International journal of environmental research and public health*, 15(8), 1612.
- Li G, Meng Z, Wang X, Yang J (2017) Hydrochemical prediction of mine water inrush at the Xinli Mine, China. *Mine Water and the Environment*, 36(1), 78.
- Li G, Wang X, Meng Z, Zhao H (2014) Seawater inrush assessment based on hydrochemical analysis enhanced by hierarchy clustering in an undersea goldmine pit, China. *Environmental earth sciences*, 71, 4977–4987.
- Li J, Liu F, Chen J (2016) The effects of various land reclamation scenarios on the succession of soil bacteria, archaea, and fungi over the short and long term. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4, 32.
- Lin L, Yang H, Xu X (2022) Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: a review. *Frontiers in environmental science*, 10, 880246.
- Linsley RK, Franzini JB, Freybery DL, Tchobanoglous G (1992) *Water resources engineering*. 4th ed., McGraw-Hill Book Co, Singapore, 123–125.

Loucif K a Chenchouni H (2024) Water physicochemical quality as driver of spatial and temporal patterns of microbial community composition in lake ecosystems. *Applied Water Science*, 14(6), 115.

Louloudis G, Roumpos C, Louloudis E, Kasfikis G, Zygouri E, Mertiri E (2022) Spatiotemporal analysis of a mined-out pit lake considering land repurposing. 12th International Hydrogeological Congress, Greece and Cyprus, Nicosia, 144–147.

Lu Y, Song S, Wang R, Liu Z, Meng J, Sweetman AJ, Jenkins A, Ferrier RC, Li H, Luo W, Wang T (2015) Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment international*, 77, 5–15.

Lukešová A (2001) Soil algae in brown coal and lignite post-mining areas in central Europe (Czech Republic and Germany). *Restoration Ecology*, 9(4), 341–350.

Lund MA a Blanchette ML (2023) Closing pit lakes as aquatic ecosystems: Risk, reality, and future uses. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 10(4), e1648.

Mahalingam BRMDB, Bhauso R, Deepali M, Jayashree P (2014) Assessment of groundwater quality using GIS techniques: a case study of Mysore City. *International Journal of Engineering and Innovative Technology (IJEIT)*, 3(8), 117–122.

Mach K, Dvořák Z, Boršiová J, Vaníková A, Vaník J (2022) Radovesická výsypka. *Bílinská přírodovědná společnost, z. s., Bílina*, 142.

Major V (2018) Hydric reclamation in the post-mining landscape-Kristýna Lake. Ve sborníku abstraktů X. ročníku konference Kostelecké inspirování, Kostelec nad Černými lesy, Česká republika.

Major V, Hendrychova M, Svarcova V, Vondrakova L (2024) Aerial micromycetes communities of brown coal post-mining areas: The effect of the character and the geographical position of water bodies. *Ecological Engineering*, 203, 107246.

Marchesi JR a Ravel J (2015) The vocabulary of microbiome research: a proposal. *Microbiome*, 3(31).

Mariana M, Fachriah W, Arini M (2022) Water quality index assessment methods for surface water: A case study of the Citarum River in Indonesia. *Heliyon*, 8(7).

Matilainen A, Gjessing ET, Lahtinen T, Hed L, Bhatnagar A, Sillanpää M (2011). An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere*, 83(11), 1431–1442.

Matos CR, Carneiro JF, Silva PP (2019) Overview of large-scale underground energy storage technologies for integration of renewable energies and criteria for reservoir identification. *Journal of Energy Storage*, 21, 241–258.

Matsumoto S (2018) Evaluation of the role of balneotherapy in rehabilitation medicine. *Journal of Nippon Medical School*, 85(4), 196–203.

Mborah Ch, Bansah KJ, Boateng MK (2016) Evaluating alternate post-mining land-uses: A review. *Environment and Pollution*, 5(1), 14–22.

- Meng Z, Shi X, Li G (2016) Deformation, failure and permeability of coal-bearing strata during longwall mining. *Engineering Geology*, 208, 69–80.
- Méthé BA, Hiorns WD, Zehr JP (1998) Contrasts between marine and freshwater bacterial community composition: analyses of communities in Lake George and six other Adirondack lakes. *Limnology and Oceanography*, 43(2), 368–374.
- Miller D (2008) Using aquaculture as a post-mining land use in West Virginia. *Mine Water and the Environment*, 27, 122–126.
- Mirabile G, Ferraro V, Mancuso FP, Pecoraro L, Cirlincione F (2023) Biodiversity of fungi in freshwater ecosystems of Italy. *Journal of Fungi*, 9(10), 993.
- Moreno-de las Heras M, Merino-Martin L, Nicolau JM (2009) Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. *Catena*, 77, 39–47.
- Morer C, Roques CF, Françon A, Forestier R, Maraver F (2017) The role of mineral elements and other chemical compounds used in balneology: data from double-blind randomized clinical trials. *International journal of biometeorology*, 61, 2159–2173.
- Moss B (2008) Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 659–666.
- MPO (2023) Aktualizace Vnitrostátního plánu České republiky v oblasti energetiky a klimatu. Ministerstvo průmyslu a obchodu, 471.
- Nováková A (2009) Microscopic fungi isolated from the Domica Cave system (Slovak Karst National Park, Slovakia). A review. *International Journal of Speleology*, 38(1), 71–82.
- O'Donnell K (1993). *Fusarium* and its near relatives. In: *The Fungal Holomorph: Mitotic, Meiotic and Pleomorphic Speciation in Fungal Systematic*. Reynolds DR and Taylor JW (eds.). CAB International, Wallingford, 225–233.
- Odum EP (1977) *Základy ekologie*. Academia, Praha, 733.
- Ocheri MI, Odoma LA, Umar ND (2014) Groundwater quality in Nigerian urban areas: a review. *Global journal of science frontier research*, 14, 35–46.
- Orlíková K (1995) *Hasební látky. Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství*, Ostrava, 90.
- Oswald F (1999) *Der verschwundene See*. Leonberg.
- Özkük K, Uysal B, Ateş Z, Ökmen BM, Sezer R, Dilek G (2018) The effects of inpatient versus outpatient spa therapy on pain, anxiety, and quality of life in elderly patients with generalized osteoarthritis: a pilot study. *International Journal of Biometeorology*, 62(10), 1823–1832.
- Pačes T (1982) *Voda a Země*. Československá akademie věd. Academia, Praha, 174.
- Pande CB, Moharir KN, Singh SK, Elbeltagi A, Pham QB (2022) Panneerselvam B, Varade AM, Kouadri S (2022) Groundwater flow modeling in the basaltic hard rock area of Maharashtra, India. *Applied Water Science*, 12, 1–14.

- Parris K (2012) Impact of agriculture on water pollution in OECD countries: recent trends and future prospects. Chapter in *Water Quality Management: Present Situations, Challenges and Future Perspectives*. Biswas A, Tortajada C, Izquierdo R (eds). Routledge, 33–52.
- Peavy HS, Rowe DR, Tchobanoglaus G (1985) *Environmental engineering*. McGraw-Hill Book Company, New York, 696.
- Peltomaa ET, Aalto SL, Vuorio KM, Taipale SJ (2017) The importance of phytoplankton biomolecule availability for secondary production. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 128.
- Petříková M (2010) Environmentální pozadí golfových hřišť. Green jako potenciální hrozba. Diplomová práce, Masarykova univerzita v Brně, Fakulta sociálních studií, Brno, 91.
- Pflug W (1998) *Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie-Folgenutzung-Naturschutz*. Springer Berlin, Heidelberg, 1069.
- Poláková M, Straka M, Polášek M, Němejcová D, (2022) Unexplored freshwater communities in post-mining ponds: effect of different restoration approaches. *Restoration Ecology*, 30(8), e13679.
- Potekhina RM, Tarasova EY, Tanaseva SA, Makaeva VI, Vafin IF, Almitova LI, Smolentsev SY, Makaeva AR, Aslanov RM, Titova VY, Nefedova RV, Larina JV (2020) Biodiversity of mycelial fungi in freshwater in the territory of the park Mari Chodra of the Russian Federation. *Systematic Reviews in Pharmacy*, 11(12), 1464–1472.
- Price SJ, Ford JR, Cooper AH, Neal C (2011) Humans as major geological and geomorphological agents in the Anthropocene: the significance of artificial ground in Great Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 1056–1084.
- Příkryl I a Kabrna M (2016) Findings from flooding residual pits remaining after coal mining in the Czech Republic. In *Mining Meets Water – Conflicts and Solutions*, International Mine Water Association Symposium, Freiberg, Germany, 201–208.
- Prokop V (2001) I tudy kráčely dějiny – z historie zaniklých a těžbou uhlí vážně zasažených míst Sokolovského revíru. 1. ed., Sokolovská uhelná, Sokolov, 235.
- Příkryl I (2022) Vody vznikající v souvislosti s těžbou surovin. *Živa*, 5, 215–219.
- Příkryl I a Havel L (2010) Hydrická rekultivace zbytkových jam po těžbě hnědého uhlí II – Barbora a Chabařovice. *Limnologické noviny, Limnological News, Česká limnologická společnost*, 4, 1–6.
- Ptacnik R, Lepistö L, Willén E, Brettum P, Andersen T, Rekolainen S, Lyche Solheim A, Carvalho L (2008) Quantitative responses of lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe. *Aquatic Ecology*, 42, 227–236.
- Pytl V (2004) *Příručka provozovatele čistírny odpadních vod*. Medim, Praha.
- Quinn JP (1984) Seasonal occurrence of yeasts and other fungi in a freshwater lake. *Transactions of the British Mycological Society*, 83(1), 53–58.

- Rajawat S a Madheswaran S (2016) Drought and water security in India. Global Food and Water Crises Research Programme. Future Directions International Pty Ltd., Perth, Australia.
- Reynolds CS (1984) The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge university press.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of plankton research, 24(5), 417–428.
- Ronicke H, Schultze M, Nitsche C, Neumann V, Tittel J (2010) Changes of the plankton community composition during chemical neutralisation of pit lake Bockwitz. Limnologica, 40.
- Rothbauer IM, Svoboda I, Jílek J, Součková E, Šobr M, Hrdlička P, Bedrna J, Beránek K, Wichsová M (2003) Územní prognóza území dotčených těžbou hnědého uhlí na Sokolovsku. Atelier T-plan, Praha, 107.
- Round FE, Crawford RM, Mann DG (1990) The diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, Cambridge, 747.
- R-PRINCIP Most s. r. o. (2018) Čištění důlních vod a napouštění zbytkových jam část II: Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace. Zpráva z projektu Vita-Min č. 100266035, 236.
- R-PRINCIP Most s. r. o. (2021) Akumulace vod v jezeře Most. Zpráva za 2. pololetí 2020.
- Řeháková K (2020) Zpráva o činnosti Biologického Centra v.v.i., Hydrobiologického ústavu v roce 2019 na jezeře Milada. Institute of Hydrobiology, Biology Centre of the Academy of Sciences.
- Řehoř M, Schmidt P, Lang T (2011) Výsledky výzkumu pedologické problematiky jezera Most a možnosti jejich využití při dalších hydrických rekultivacích povrchových dolů Mostecké pánve. Na sympoziu Hornická Příbram ve vědě a technice, Příbram, Česká republika, 10.
- Říhová Ambrožová J, Holcová D, Hole M (2013) Hydrická rekultivace v Podkrušnohoří – Jezero Most. Ve sborníku konference Vodárenská biologie 2013, Praha, Česká republika, 80–86.
- Saleem M, Hussain A, Mahmood G (2016) Analysis of groundwater quality using water quality index: A case study of greater Noida (Region), Uttar Pradesh (UP), India. Cogent Engineering, 3(1), 1237927.
- Sánchez ML, Schiaffino MR, Graziano M, Huber P, Lagomarsino L, Minotti P, Zagarese H, Izaguirre I (2021) Effect of land use on the phytoplankton community of pampean shallow lakes of the Salado river basin (Buenos Aires Province, Argentina). Aquatic Ecology, 55, 417–435.
- Shurigin V, Alimov J, Davranov K, Gulyamova T, Egamberdieva D (2022) The diversity of bacterial endophytes from *Iris pseudacorus* L. and their plant beneficial traits. Current Research in Microbial Sciences, 3, 100133.

- Schlesinger L (1871) Festschrift zur Erinnerung an die Feier des 10. Gründungstages im Jahre 1871. Verein für Geschichte der Deutschen in Böhmen, Praha, 87.
- Schullehner J, Hansen B, Thygesen M, Pedersen CB, Sigsgaard T (2018) Nitrate in drinking water and colorectal cancer risk: A nationwide population-based cohort study. *International journal of cancer*, 143(1), 73–79.
- Schultze M, Pokrandt KH, Hille W (2010) Pit lakes of the Central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica*, 40, 148–155.
- Signorelli C, Pasquarella C, Sacconi E, Sansebastiano G (2006) Treatment of thermal pool waters. *Igiene e sanità pubblica*, 62(5), 539–552.
- Sillanpää M, Matilainen A, Lahtinen T (2015) Characterization of NOM. *Natural organic matter in water*, 2, 17–53.
- Silverman AR a Nieland ML (1983) Hot tub dermatitis: A familial outbreak of *Pseudomonas folliculitis*. *Journal of the American Academy of Dermatology*, 8(2), 153–156.
- Singh PK, Tiwari AK, Panigary BP, Mahato K (2013) Water quality indices used for water resources vulnerability assessment using GIS technique: a review. *International Journal of Earth Sciences and Engineering*, 6(6), 1594–1600.
- Sissons C a Kubala J (2020) What is the average percentage of water in the human body. *Medical News Today*, 2.
- Skála I (2019) Makrozoobentos potoků chráněné krajinné oblasti Brdy. *Živa*, 3, 129–132.
- Skaloš J, Novotný M, Woitsch J, Zacharová J, Berchová K, Svoboda M, Křováková K, Romportl D, Keken Z (2015) What are the transitions of woodlands at the landscape level? Change trajectories of forest, non-forest and reclamation woody vegetation elements in a mining landscape in North-western Czech Republic. *Applied Geography*, 58, 206–216.
- Skjøth CA, Damialis A, Belmonte J, De Linares C, Fernández-Rodríguez S, Grinn-Gofroń A, Jędryczka M, Kasprzyk I, Magyar D, Myszkowska D, Oliver G, Páldy A, Pashley CH, Rasmussen K, Satchwell J, Thibaudon M, Tormo-Molina R, Vokou D, Ziemianin M, Werner M (2016) *Alternaria* spores in the air across Europe: abundance, seasonality and relationships with climate, meteorology and local environment. *Aerobiologia* 32 (1), 3–22.
- Smolová I (2006) Těžební tvary, významná biocentra a zvláště chráněná území. *Minerální suroviny* 3, 40–44.
- Smrž Z (1996) Komořanské jezero a vývoj klimatu a vegetace na Mostecku. V *Osud Mostecká*. Most, 340.
- Song H, Xu J, Fang J, Cao Z, Yang L, Li T (2020) Potential for mine water disposal in coal seam goaf: Investigation of storage coefficients in the Shendong mining area. *Journal of Cleaner Production*, 244, 118646.

- Soni A, Mishra B, Singh S (2014) Pit lakes as an end use of mining: a review. *Journal of Mining and Environment*, 5(2), 99–111.
- Starý J, Sitenký I, Mašek D, Hodková T, Kavina P (2013) Surovinové zdroje České republiky: nerostné suroviny: statistické údaje do roku 2012. Česká geologická služba, Praha, 304.
- Su K, Wang Q, Li L, Cao R, Xi Y, Li G (2022) Water quality assessment based on Nemerow pollution index method: A case study of Heilongtan reservoir in central Sichuan province, China. *PloS one*, 17(8), e0273305.
- Sumer S, Pitts L, McCulloch J, Quan H (1995) Alberta lake re-established after draining to mine coal. *Mining Engineering*, 47.
- Šálek M (2012) Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1417–1425.
- Šípek V (2011) Údaje a podklady. Dopis zn. 2011/17950/PKÚ/ŘP ze dne 19.10.2011, Ústí nad Labem, 3 s a přílohy 1–7.
- Šourková M, Frouz J, Fettweis U, Bens O, Hüttl RF, Šantrůčková H (2005) Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma*, 129(1–2), 73–80.
- Štefáček S (2008) Encyklopedie vodních toků Čech, Moravy a Slezska. 1. vyd. Baset, 744.
- Štýs S (1990) Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů. Nakladatelství technické literatury, Praha, 186.
- Štýs S (2011) Management rekultivační obnovy dotčeného uhelnou těžbou v České republice. *Minerální suroviny* 2, 12–24.
- Štýs S, Kostruch J, Neuberg Š, Pařízek J, Patejdl C, Smolík D, Špiřík F, Thiele V, Toběrná V, Vesecký J (1981) Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 678.
- Terrado M, Barceló D, Tauler R, Borrell E, de Campos S (2010) Surface-water-quality indices for the analysis of data generated by automated sampling networks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29(1), 40–52.
- Tichanek F a Tropek R (2015) Conservation value of post-mining headwaters: drainage channels at a lignite spoil heap harbour threatened stream dragonflies. *Journal of Insect Conservation*, 19(5), 975–985.
- Todd DK a Mays LW (2005) *Groundwater hydrology*. 3rd ed., John Wiley & Sons, 656.
- Tvrď J (2012) Česko-Bavorský geopark, Geologické zajímavosti – Sokolovsko. Muzeum Sokolov, 35.
- Tvrzová L, Chumchalová J, Němec M, Páčová Z, Savická D, Kubátová A, Patáková P (2006) *Miniatlas mikroorganismů*. 1. ed., Masarykova univerzita, Brno.
- Uddin MG, Nash S, Olbert AI (2021) A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218.

Valeriani F, Margarucci LM, Spica VR (2018) Recreational use of spa thermal waters: criticisms and perspectives for innovative treatments. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12), 2675.

Van der Gucht K, Vandekerckhove T, Vloemans N, Cousin S, Muylaert K, Sabbe K, Gillis M, Declercq S, De Meester L, Vyverman W (2005) Characterization of bacterial communities in four freshwater lakes differing in nutrient load and food web structure. *FEMS Microbiology Ecology*, 53(2), 205–220.

Vojar J, Doležalová J, Solský M, Smolová D, Kopecký O, Kadlec T, Knapp M (2016) Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering*, 90, 278–284.

Vondrák D a Tichá A (2022) Komořanské jezero aneb Historie českého Balatonu. *Živa*, 5, 227–230.

Vráblík P, Vráblíková J, Wildová E (2019) Hydrological mine reclamations in the anthropogenically affected Landscape of North Bohemia. Chapter 9 in *Assessment and Protection of Water Resources in the Czech Republic*. Springer Water. Zelenakova M, Fialová J, Negm A (eds). Springer, Cham, 203–223.

Vymazal J (2001) Transformations of nutrients in natural and constructed wetlands. *Bachhuys*.

Vymazal J a Sklenička P (2012) Restoration of areas affected by mining. *Ecological Engineering*, 43, 1–4.

Werner F, Bilek F, Luckner L (2001) Impact of regional groundwater flow on the water quality of an old post-mining lake. *Ecological Engineering*, 17, 133–142.

Whipps J, Lewis K, Cooke R (1988) Mycoparasitism and plant disease control. In: *Fungi in biological control systems*. Burge M (ed.). Manchester University Press, 161–187.

White TJ, Bruns T, Lee S, Taylor JW (1990) Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. In *PCR Protocols: A Guide to Methods and Applications*. Innis MA, Gelfand DH, Sninsky JJ, White TJ (eds.). Academic Press, Inc., New York, 315–322.

WHO: World Health Organization (2017) *Guidelines for drinking-water quality*. WHO, Geneva.

Willén E (2000) Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*, 2, 58–80.

Williams DM a Kocielek JP (2007) Pursuit of a natural classification of diatoms: History, monophyly and the rejection of paraphyletic taxa. *European Journal of Phycology*, 42(3), 313–319.

Wolkersdorfer C (2008) *Water management at abandoned flooded underground mines: fundamentals, tracer tests, modelling, water treatment*. Springer Science & Business Media, Verlag Berlin Heidelberg, 465.

Xu X, Yang H, Li C (2022a) Theoretical model and actual characteristics of air pollution affecting health cost: a review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(6), 3532.

- Yadav AN, Yadav N, Kour D, Kumar A, Yadav K, Kumar A, Yadav K, Kumar A, Rastegari AA, Sachan SG, Singh B, Chauhan VS, Saxena AK (2019) Bacterial community composition in lakes. Chapter 1 in *Freshwater Microbiology: Perspectives of Bacterial Dynamics in Lake Ecosystems*. Academic Press, 1–71.
- Yaghobi S, Faramarzi M, Karimi H, Sarvarian J (2019) Simulation of land-use changes in relation to changes of groundwater level in arid rangeland in western Iran. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(3), 1637–1648.
- Yan W, Li J, Bai X (2016) Comprehensive assessment and visualized monitoring of urban drinking water quality. *Chemometrics and intelligent laboratory systems*, 155, 26–35.
- Yang J, Dong S, Wang H, Li G, Wang T, Wang Q (2021) Mine water source discrimination based on hydrogeochemical characteristics in the northern Ordos Basin, China. *Mine Water and the Environment*, 40(2), 433–441.
- Yang TT, Wei YM, Yan WM, Xing XG, Qiao DY (2017) Application of CCME WQI in water quality evaluation of China. *Water Resour. Res.*, 35, 73–75.
- Yao Q, Chen T, Tang C, Sedighi M, Wang S, Huang Q (2019) Influence of moisture on crack propagation in coal and its failure modes. *Engineering Geology*, 258, 105156.
- Yao Q, Tang C, Xia Z, Liu X, Zhu L, Chong Z, Hui X (2020) Mechanisms of failure in coal samples from underground water reservoir. *Engineering Geology*, 267, 105494.
- Younger P a Wolkersdorfer C (2004) Mining impacts on the fresh water environment: technical and managerial guidelines for catchment scale management. *Mine water and the environment*, 23, 2–80.
- Younger P, Banwart S, Hedin R (2002) *Mine water: Hydrology, pollution, remediation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 464.
- Younger PL (2005) Westfield pit lake, Fife (Scotland): the evolution and current hydrogeological dynamics of Europe's largest bituminous coal pit lake. In *Proc. 9th International Mine Water Association Congress*, Oviedo, Spain, 281–287.
- Zhang C, Wang F, Bai Q (2021) Underground space utilization of coalmines in China: A review of underground water reservoir construction. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 107, 103657.
- Zhang DS, Xiang LI, Fan GW, Zhao YF (2009) Technology of groundwater reservoir construction in goafs of shallow coalfields. *Mining Science and Technology (China)*, 19(6), 730–735.
- Zhang Z, Li GQ, Su XB, Zhuang XG, Wang L, Fu HJ, Li L (2021) Geochemical controls on the enrichment of fluoride in the mine water of the Shengdong mining area, China. *Chemosphere*, 284, 131388.
- Znachor P, Bešta T, Čapková K, Mareš J, Řeháková K, Čtvrtlíková M, Kučerová A (2021) Výsledky průzkumu autotrofních společenstev jezera Milada a Most. Report 310/9968. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav.

Zwart G, Crump BC, Kamst-van Agterveld MP, Hagen F, Han SK (2002) Typical freshwater bacteria: an analysis of available 16S rRNA gene sequences from plankton of lakes and rivers. *Aquatic microbial ecology*, 28(2), 141–155.

Legislativní zdroje a standardy

Česká technická norma, vydáno 03/2017.

ČSN 75 0161 Vodní hospodářství – Terminologie v inženýrství odpadních vod.

Česká technická norma, vydáno 10/2008.

ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod. Česká technická norma, vydáno 11/2017.

ČSN 75 7342 Kvalita vod – Stanovení teploty. Česká technická norma, vydáno 07/2013.

ČSN 75 7346 Kvalita vod – Stanovení rozpuštěných látek. Česká technická norma, vydáno 01/2024.

ČSN 75 7360 Kvalita vod – Stanovení absorpance – Přímé měření absorpce ultrafialového záření vlnové délky 254 nm. Česká technická norma, vydáno 06/2013.

ČSN 75 7550 Jakost vod – Stanovení trihalogenmethanu. Česká technická norma, vydáno 12/1991.

ČSN 75 7716 Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobního indexu. Česká technická norma, vydáno 07/1998.

ČSN EN 12673 (757544) Jakost vod – Stanovení některých vybraných chlorfenolů metodou plynové chromatografie. Česká technická norma, vydáno 01/2000.

ČSN EN 12918 (757578) Jakost vod – Stanovení parathionu, parathion-methylu a některých dalších organofosforových sloučenin plynovou chromatografií po extrakci dichlormethanem. Česká technická norma, vydáno 07/2000.

ČSN EN 14407 (757722) Kvalita vod – Návod pro identifikaci a kvantifikaci bentických rozsivek z řek a jezer. Česká technická norma, vydáno 03/2015.

ČSN EN 15637 (560011) Potraviny rostlinného původu – Stanovení reziduí pesticidů pomocí LC-MS/MS po methanolové extrakci a přečištění na křemelině. Česká technická norma, vydáno 04/2009.

ČSN EN 15708 (757719) Jakost vod – Návod pro sledování, odběr vzorků a laboratorní analýzu fyto-bentosu v mělkých tekoucích vodách. Česká technická norma, vydáno 05/2010.

ČSN EN 16698 (757700) Kvalita vod – Návod pro kvantitativní a kvalitativní odběr vzorků fytoplanktonu z vnitrozemských vod. Česká technická norma, vydáno 04/2016.

ČSN EN 1899-2 (757517) Jakost vod – Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po n dnech (BSKn) – Část 2: Metoda pro neřaděné vzorky. Česká technická norma, vydáno 02/1999.

ČSN EN 27888 (757344) Jakost vod – Stanovení elektrické konduktivity (ISO 7888:1985). Česká technická norma, vydáno 06/1996.

ČSN EN 872 (757349) Jakost vod – Stanovení nerozpuštěných látek – Metoda filtrace filtrem ze skleněných vláken. Česká technická norma, vydáno 09/2005.

ČSN EN ISO 11732 (757454) Jakost vod – Stanovení amoniakálního dusíku – Metoda průtokové analýzy (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí. Česká technická norma, vydáno 09/2005.

ČSN EN ISO 11885 (757387) Jakost vod – Stanovení vybraných prvků optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES). Česká technická norma, vydáno 09/2009.

ČSN EN ISO 13395 (757456) Jakost vod – Stanovení dusitanového dusíku a dusičnanového dusíku a sumy obou průtokovou analýzou (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí. Česká technická norma, vydáno 12/1997.

ČSN EN ISO 15680 (757558). Jakost vod – Stanovení řady monocyklických aromatických uhlovodíků, naftalenu a některých chlorovaných sloučenin plynovou chromatografií s P&T a termální desorpčí. Česká technická norma, vydáno 09/2004.

ČSN EN ISO 15682 (757421) Jakost vod – Stanovení chloridů průtokovou analýzou (FIA a CFA) se spektrofotometrickou nebo potenciometrickou detekcí. Česká technická norma, vydáno 04/2002.

ČSN EN ISO 16558 (757590) Jakost vod – Stanovení šesti komplexotvorných látek – Metoda plynové chromatografie. Česká technická norma, vydáno 07/2004.

ČSN EN ISO 17294-2 (757388) Kvalita vod – Použití hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS) – Část 2: Stanovení vybraných prvků včetně izotopů uranu. Česká technická norma, vydáno 03/2017.

ČSN EN ISO 17852 (757442) Jakost vod – Stanovení rtuti – Metoda atomové fluorescenční spektrometrie. Česká technická norma, vydáno 08/2008.

ČSN EN ISO 17993 (757555) Jakost vod – Stanovení 15 polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) metodou HPLC s fluorescenční detekcí po extrakci kapalina-kapalina. Česká technická norma, vydáno 08/2004.

ČSN EN ISO 5667-14 (757051) Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 14: Návod pro prokazování a řízení kvality odběru vzorků vod a manipulace s nimi. Česká technická norma, vydáno 03/2017.

ČSN EN ISO 5667-3 (757051) Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi. Česká technická norma, vydáno 01/2019.

ČSN EN ISO 5667-6 (757051) Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 6: Návod pro odběr vzorků z řek a potoků.

ČSN EN ISO 5814 (757463) Kvalita vod – Stanovení rozpuštěného kyslíku – Elektrochemická metoda s membránovou sondou. Česká technická norma, vydáno 05/2013.

ČSN EN ISO 5815-1 (757520) Kvalita vod – Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po n dnech (BODn) – Část 1: Zředovací a očkovací metoda s přidavkem allylthiomocoviny. Česká technická norma, vydáno 04/2020.

ČSN EN ISO 6222 (757821) Jakost vod – Stanovení kultivovatelných mikroorganismů – Stanovení počtu kolonií očkovaním do živného agarového kultivačního média. Česká technická norma, vydáno 03/2000.

ČSN EN ISO 6468 (757580) Jakost vod – Stanovení některých organochlorových insekticidů, polychlorovaných bifenyliů a chlorbenzenů – Metoda plynové chromatografie po extrakci kapalina-kapalina. Česká technická norma, vydáno 07/1998.

ČSN EN ISO 9377-2 (757507) Jakost vod – Stanovení nepolárních extrahovatelných látek – Část 2: Metoda plynové chromatografie po extrakci rozpouštědlem. Česká technická norma, vydáno 10/2001.

ČSN ISO 10260 (757575) Jakost vod – Měření biochemických ukazatelů. Spektrofotometrické stanovení koncentrace chlorofylu-a. Česká technická norma, vydáno 02/1996.

ČSN ISO 15923-1 (757389) Kvalita vod – Stanovení vybraných ukazatelů diskrétními analytickými systémy – Část 1: Amonné ionty, dusičnany, dusitany, chloridy, orthofosforečnany, sírany a křemičitany s fotometrickou detekcí. Česká technická norma, vydáno 07/2017.

ČSN ISO 5667-1 (757051) Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 1: Návod pro návrh programu vzorkování a pro způsoby odběru vzorků. Česká technická norma, vydáno 12/2023.

ČSN ISO 5667-4 (757051) Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 4: Návod pro odběr vzorků z jezer a vodních nádrží. Česká technická norma, vydáno 06/2018.

ČSN ISO 6703-2 (757414) Jakost vod – Stanovení kyanidů – Část 2: Stanovení snadno uvolnitelných kyanidů. Česká technická norma, vydáno 02/1995.

MŽP ČR 206/1993 Sb. Vyhláška ministerstva životního prostředí české republiky, kterou se stanoví požadavky na kvalitu paliv k přímému spalování a jejich prodej. Sbírka zákonů. Praha, 1993.

MŽP ČR 328/2018 Sb. Vyhláška o postupu pro určování znečištění odpadních vod, provádění odečtů množství znečištění a měření objemu vypouštěných odpadních vod do vod povrchových. Sbírka zákonů. Praha, 2018.

NV č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Nařízení vlády, vydáno 12/2015.

Směrnice 2000/60/EC ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Rámcová směrnice Evropského parlamentu a Rady, vydáno 12/2000.

US EPA Method 1694, Agilent application sheets; US EPA Method 375.4.

Zákon č. 114/1992 Sb. České národní rady o ochraně přírody a krajiny. Sbírka zákonů. Praha, 1992.

Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Sbírka zákonů. Praha, 2001.

Zákon č. 289/1995 Sb. o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon). Sbírka zákonů. Praha, 1995.

Zákon č. 334/1992 Sb. České národní rady o ochraně zemědělského půdního fondu. Sbírka zákonů. Praha, 1992.

Zákon č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon). Sbírka zákonů. Praha, 1988.

Internetové zdroje

Česká geologická služba (2015) Mining areas view. Dostupné z: <http://www.cbubss.cz/index.php/dobyci-prostory.html>, staženo dne 13.5.2020.

Databáze zanikleobce.cz (2022) Místa s důvodem zániku: Těžba hnědého uhlí - Sokolov. Zaniklé obce a objekty. Dostupné z: http://www.zanikleobce.cz/index.php?menu=11&duv=uhli_sokolov, staženo dne 15.8.2024.

Gáfríková E (2019) Koupání v přírodě. Kdysi tajná místa dnes často zná celé okolí. I tak ale lákají. Deník.cz, Magazín – Cestujeme. Dostupné z: <https://www.denik.cz/cestovani/koupani-v-priode-kdysi-tajna-mista-dnes-casto-zna-cele-okoli-i-tak-ale-lakaji-20190629.html>, staženo dne 15.8.2024.

Halla P (2018) Jezero Medard je dílem člověka a řeky Ohře. Vodu má průzračně čistou. Český rozhlas. Dostupné z: <https://regiony.rozhlas.cz/jezero-medard-je-dilem-cloveka-a-reky-ohre-vodu-ma-pruzracne-cistou-7414778>, staženo dne 15.8.2024.

Hrádek nad Nisou (2019) Mokřady u Kristýny. Dostupné z: <https://www.hradek.eu/page3.aspx?zaz=2238-3006>, staženo dne 29.6.2019.

Hrádek nad Nisou (2019) Mokřady u Kristýny. Dostupné z: <https://www.hradek.eu/page3.aspx?zaz=2238-3006>, staženo dne 3.6.2024.

Hubáčková A (2023) Radovesická výsypka na Bílinsku – povedená rekultivace. Ekologické centrum Most pro Krušnohoří. Dostupné z: <https://www.ecmost.cz/ke-stazeni?action=detail&id=294>, staženo dne 8.6.2024.

Kudyznudy.cz (2024) Hromnické Červené jezírko – evropský unikát. Kudyznudy.cz. Dostupné z: <https://www.kudyznudy.cz/aktivity/hromnicke-cervene-jezirko>, staženo dne 12.9.2024.

Kutka P (2022) Po stopách těžby na Plzeňsku: Sterilní Hromnické jezírko je slabým roztokem kyseliny sírové. Plzenoviny.cz. Dostupné z: <https://plzenoviny.cz/tip-na-vylet-hromnicke-jezirko/>, staženo dne 27.7.2024.

Mendlová Z (2020) Na rekultivovaném území pod zámkem Jezeří dostane prostor divoká příroda. iDnes. cz. Dostupné z: https://www.idnes.cz/usti/zpravy/sekvojovec-jezeri-horni-jiretin-rekultivace-dul-csa.A201126_123300_usti-zpravy_mendl, staženo dne 14.8.2024.

MŽP (2024) Revitalizace oblastí zasažených těžbou nerostných surovin. Ministerstvo životního prostředí. Dostupné z:

https://www.mzp.cz/cz/revitalizace_oblasti, s odkazem na:
<http://www.15miliard.cz/>, staženo dne 26.7.2024.

National Geographic (2024) Earth's Freshwater. National Geographic. Dostupné z: <https://education.nationalgeographic.org/resource/earths-fresh-water/>, staženo dne 27.9.2024.

Palivový kombinát Ústí (2019a) Chabařovice. Palivový kombinát Ústí, s.p. Dostupné z: <https://www.pku.cz/lokality/chabarovice/>, staženo dne 23.8.2019.

Palivový kombinát Ústí (2019b) Otevření území jezera Milada pro veřejnost. Palivový kombinát Ústí, s.p. Dostupné z: <https://www.pku.cz/jezera/otevreni-uzemi-jezera-milada-pro-verejnost/>, staženo dne: 10.7.2019.

Palivový kombinát Ústí (2024a) Jezero Milada. Palivový kombinát Ústí, s.p. Dostupné z: <https://web.archive.org/web/20180610044732/http://www.pku.cz/jezera/milada/>, staženo dne 26.7.2024.

Palivový kombinát Ústí (2024b) Jezero Most. Palivový kombinát Ústí, s.p. Dostupné z: <https://web.archive.org/web/20180701164920/https://www.pku.cz/jezera/most/>, staženo dne 26.7.2024.

Redakce deník.cz (2015) Barbora: Kdysi to byl lom, kde se těžilo uhlí. Teď je to krásné jezero. Denik.cz, Magazín – Cestujeme. Dostupné z: <https://www.denik.cz/cestovani/barbora-kdysi-to-byl-lom-kde-se-tezilo-uhli-ted-je-to-krasne-jezero-20151114-19a6.html>, staženo dne 15.8.2024.

Redakce iUhli.cz (2020) U Horního Jiřetína probíhá unikátní rekultivace. iUhli.cz. Dostupné z: <https://iuhli.cz/u-horniho-jiretina-probiha-unikatni-rekultivace/>, staženo dne 15.8.2024.

Redakce Jednou stopou Českem (2023) Radovesická výsypka. Jednou stopou Českem, z.s. Dostupné z: <https://www.jednoustopouceskem.cz/listing/radovesicka-vysypka/>, staženo dne 8.6.2024.

Rekordy přírody (2017) Největší jezera v ČR. Rekordy přírody.cz. Dostupné z: <https://www.rekordy-prirody.cz/nejvetsi-jezera-v-cr/>, staženo dne 26.7.2024.

Sattler R (2017) Před 30 lety byl kvůli uhlí nezničený zasypan. Mladý architekt by kostel pod zemí rád zpřístupnil. Lidovky.cz. Dostupné z: https://www.lidovky.cz/domov/student-architektury-navrhl-pristup-k-zasypanemu-kostelu.A171110_135930_In_domov_rsa, staženo dne 21.7.2024.

Sokolov ČTK (2020) Medard je v současnosti největším rekultivačním jezerem v Česku. Ekolist.cz. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/medard-je-v-soucasnosti-nejvetsim-rekultivacnim-jezerem-v-cesku#diskuse>, staženo dne 7.7.2020.

Sokolovská uhelná (2021) 18. června 2021 definitivně skončila těžba uhlí v lomu Medard-Liblík poblíž Svatavy. Zprávy Karlovarsko. Dostupné z:

<https://zpravykarlovarsko.cz/definitivne-skoncila-tezba-uhli-v-lomu-medard-liblik/>, staženo dne 15.8.2024.

Strohmaierová A (2010) Ze sokolovských dolů Medard a Libík bude do tří let jezero. Český rozhlas. Dostupné z: <https://plzen.rozhlas.cz/ze-sokolovskych-dolu-medard-a-libik-bude-do-tri-let-jezero-6754949>, staženo dne 15.8.2024.

The World Counts (2024) Dostupné z: <https://www.theworldcounts.com/challenges/planet-earth/state-of-the-planet/resources-extracted-from-earth>, staženo dne 24.7.2024.

UNESCO (2024) UN World Water Development Report: Water for Prosperity and Peace. Dostupné z: <https://www.unesco.org/reports/wwdr/en/2024/s>, staženo dne 25.7.2024.

Wuppertal Institut (2024) Factsheet Measuring Resource Extraction. Sustainable resource management need to consider both used and unused extraction. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie gGmbH. Dostupné z: https://wupperinst.org/uploads/tx_wupperinst/Factsheet_Measuring_Resource_Extraction.pdf, staženo dne 24.7.2024.

Zeman B (2011a) Napouštění jezera Medard na Sokolovsku komplikuje velké sucho. iDnes.cz. Dostupné z: https://www.idnes.cz/karlovy-vary/zpravy/napousteni-jezera-medard-na-sokolovsku-komplikuje-velke-sucho.A110607_095059_vary-zpravy_sou, staženo dne 15.8.2024.

Zeman B (2011b) Těžaři zvednou stavidla, sokolovské moře má být plné už v roce 2013. iDnes.cz. Dostupné z: https://www.idnes.cz/zpravy/domaci/tezari-zvednou-stavidla-sokolovske-more-ma-byt-plne-uz-v-roce-2013.A111010_105852_vary-zpravy_sou, staženo dne 15.8.2024.

Zeman B (2011c) K jezeru Medard na Sokolovsku se vrátí bagry, vytěží milion tun uhlí. iDnes.cz. Dostupné z: https://www.idnes.cz/zpravy/domaci/u-jezera-medard-na-sokolovsku-zacnou-znovu-tezit-uhli.A110824_125611_vary-zpravy_sou, staženo dne 15.8.2024.

Zeman B (2014) Suchá zima prodlouží napouštění jezera Medard, sokolovského moře. iDnes.cz. Dostupné z: https://www.idnes.cz/karlovy-vary/zpravy/napousteni-jezera-medard-se-protahne.A140322_2048238_vary-zpravy_ba, staženo dne 15.8.2024.