

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Mechy a lišejníky jako indikátory kontaminace prostředí
rizikovými prvky**

Diplomová práce

Olga Shlenkina

Ochrana a využívání přírodních zdrojů

prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Mechy a lišejníky jako indikátory kontaminace prostředí rizikovými prvky" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 13.04.2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala především vedoucí diplomové práce paní prof. Ing. Jiríně Szákové, CSc. za skvělé vedení práce, pomoc při odběru vzorků, velkou pomoc při psaní celé práce a cenné rady, paní Ing. Janě Najmanové za velkou pomoc v laboratoři a s odběrem vzorků, paní doc. RNDr. Janě Kocourkové, CSc. za hodiny strávené při určení druhu mechů a lišejníků, Ing. Michaelu O. Asarovi za pomoc se statistickou analýzou a všem učitelům za podporu během studia a laskavost.

Mechy a lišejníky jako indikátory kontaminace prostředí rizikovými prvky

Souhrn

Dlouhodobě trvající výzkumy ukazují, že mechy a lišejníky jsou schopny akumulovat vysoké obsahy rizikových prvků jako například kadmium, olovo a zinek. Tyto prvky patří mezi skupinu těžkých kovů a z ekotoxikologického hlediska jsou nebezpečné pro biotické složky ekosystémů a člověka.

Teoretická část diplomové práce se zabývá chemickými a fyzikálními vlastnostmi kadmia, olova a zinku, popisuje jejich výskyt, zdroje a riziko. Kromě toho teoretická část obsahuje morfologii a anatomii mechů a lišejníků, a jejich citlivost k rizikovým prvkům včetně akumulace kovů v organismu.

Cílem praktické části diplomové práce bylo zhodnotit míru absorpce rizikových prvků z půdy lišejníky a mechy, a vybrat druhy, které mohou jako bioindikátory poskytnout nejprůkaznější výsledky. Byla tedy hodnocena úroveň kontaminace mechů a lišejníků rizikovými prvky v pěti lokalitách s různou úrovní kontaminace půdy podél toku řeky Litavky, v okolí Příbrami, Česká republika.

Bylo získáno 15 druhů lišejníků a 18 druhů mechů na čtyřech lokalitách přímo ovlivněných těžbou a zpracováním rud a na kontrolní variantě, která byla touto činností ovlivněna jen okrajově, což je patrné na relativně nízkých celkových koncentracích rizikových prvků (Cd, Pb a Zn) v půdě. Rozšíření různých druhů lišejníků a mechů souviselo se stupněm znečištění půd, přičemž lišejníky více vyskytovaly na lokalitách kontaminovaných Cd, Pb a Zn. Lišejníky *Pseudevernia furfuracea* a *Hypogymnia physodes* vykazovaly nejvyšší akumulaci Cd, Pb a Zn. Akumulace rizikových prvků oběma skupinami rostlin a jejich tolerance k různým úrovním znečištění byly často druhově specifické. Tato srovnávací analýza však naznačuje, že lišejníky a mechy jsou dobrými bioindikátory pro určení míry znečištění lokalit. Ačkoli je akumulace rizikových prvků jednoznačně řízena absorpcí v atmosféře, existují možnosti absorpce v půdě podle pozitivního vztahu mezi Cd, Pb a Zn v půdě, a to jak u lišejníků, tak u mechů.

Klíčová slova: mechy, lišejníky, rizikové prvky, akumulace, bioindikace

Mosses and lichens as bioindicators of environmental contamination with risk elements

Summary

Long-term research shows that mosses and lichens are able to accumulate high contents of risk elements such as cadmium, lead and zinc. These elements belong to the group of heavy metals and from an ecotoxicological point of view are dangerous for biotic components of ecosystems and humans. The theoretical part of the thesis deals with the chemical and physical properties of cadmium, lead and zinc, describes their occurrence, sources and risk. In addition, the theoretical part contains the morphology and anatomy of mosses and lichens, and their sensitivity to risk elements, including the accumulation of metals in the organism.

The aim of the practical part of the thesis was to evaluate the rate of absorption of risk elements from the soil by lichens and mosses, and to select the species that can provide the most convincing results as bioindicators. The level of contamination of mosses and lichens by risk elements in five localities with different levels of soil contamination along the course of the Litavka River in the vicinity of Příbram, Czech Republic was therefore evaluated.

Total 15 species of lichens and 18 species of mosses were obtained on four sites directly affected by mining and ore processing and on the control variant, which was only marginally affected by this activity, which is evident in the relatively low total concentrations of risk elements (Cd, Pb and Zn) in the soil. The distribution of different species of lichens and mosses was related to the degree of soil pollution, with lichens being more abundant in sites contaminated with Cd, Pb and Zn. The lichens *Pseudevernia furfuracea* and *Hypogymnia physodes* showed the highest accumulation of Cd, Pb and Zn. The accumulation of risk elements by both groups of plants and their tolerance to different levels of pollution were often species specific. However, this comparative analysis suggests that lichens and mosses are good bioindicators for determining the degree of pollution of sites. Although the accumulation of risk elements is clearly controlled by absorption in the atmosphere, there are possibilities for absorption in soil according to the positive relationship between Cd, Pb and Zn in soil, both in lichens and mosses.

Keywords: mosses, lichens, risk elements, accumulation, bioindication

Obsah

1 Úvod.....	9
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	10
3 Přehled literatury.....	11
3.1 Charakteristika rizikových prvků.....	11
3.1.1 Vlastnosti vybraných rizikových prvků.....	11
3.1.2 Výskyt těžkých kovů v přírodě.....	12
3.1.3 Přírodní a antropogenní zdroje	13
3.1.4 Riziko.....	15
3.2 Mechy a lišejníky.....	16
3.2.1 Lišejníky	17
3.2.1.1 Fotobiont a mykobiont	17
3.2.1.2 Morfologie.....	17
3.2.1.3 Anatomie	19
3.2.1.4 Růst.....	20
3.2.1.5 Rozmnožování	21
3.2.2 Mechy	22
3.2.2.1 Morfologie.....	22
3.2.2.2 Rozmnožování	23
3.3 Reakce mechů a lišejníků na znečištění prostředí.....	24
3.3.1 Citlivost a akumulace prvků	24
3.3.1.1 Lišejníky	24
3.3.1.2 Mechy	25
3.3.2 Toxita kovů a vliv na metabolismus.....	25
3.3.2.1 Lišejníky	25
3.3.2.2 Mechy	26
3.3.3 Výskyt mechů a lišejníků v kontaminované oblasti	27
4 Materiály a metody	29
4.1 Místo studie.....	29
4.2 Techniky odběru vzorků a sběr vzorků	29
4.3 Analytické metody.....	30

4.4	Statistické analýzy	31
4.4.1	Odhad indexu znečištění [Ii].....	31
4.4.2	Biokoncentrační faktor [BCF]	31
5	Výsledky	32
5.1	Charakteristika rizikových prvků v půdě	32
5.2	Index znečištění	34
5.3	Biokoncentrační faktor	34
5.4	Rozšíření lišejníků a mechů a akumulace rizikových prvků dle jednotlivých druhů	38
5.5	Vztah mezi rizikovými prvky v půdách a lišejníky a mechy	50
6	Diskuze	51
7	Závěr	54
8	Literatura	55
9	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Kadmium olovo a zinek jsou těžké kovy a patří mezi toxické rizikové prvky (i když zinek je v nízkých koncentracích esenciální pro rostliny i živočichy). Toxicita těžkých kovů se projevuje širokým spektrem negativních účinků na lidský organismus a mohou způsobit různé zdravotní problémy. Je známo, že kovy jsou karcinogenní a často mutagenní a embryotoxické (Kafka a Punčochářová 2002). Proto je velmi důležité provádět různé studie zaměřené na detekci rizikových prvků v životním prostředí.

Pro přiměřené posouzení úrovně znečištění životního prostředí v oblastech postižených důlní a hutní činností a možného vlivu znečišťujících látek na organismy byly jako vhodné bioindikátory vybrány lišejníky a mechy, protože kombinace takových studií se vyskytuje jen zřídka. Kromě toho bude přímo odhadnut faktor obohacení rizikovými prvky v půdách, lišejnících a mechách porovnáním s přípustnými limity podle platných vyhlášek a také s využitím výsledků z kontrolních lokalit neovlivněných hutnictvím.

Lišejníky a mechy mají četné využití, včetně lékařství, a jsou konzumovány býložravci, což vyžaduje rozsáhlé studie týkající se akumulace rizikových prvků z ekotoxikologických důvodů. Měření depozice a akumulace rizikových prvků mechy a lišejníky jsou tedy relevantní v rámci monitorování životního prostředí a je nezbytné zhodnotit jejich případný dopad na akumulaci rizikových prvků v organismu zvířat i člověka.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Nižší rostliny, jako mechy a lišejníky, velmi citlivě reagují na změny hladin rizikových prvků v prostředí a přitom patří mezi organismy velmi tolerantní, tedy takové, které nacházíme i v oblastech silně znečištěných jedním či více rizikovými prvky. Zpravidla jsou mechy a lišejníky s úspěchem využívány jako bioindikátory v oblastech, kde zaznamenáváme zvýšené obsahy rizikových prvků v ovzduší. V oblasti Příbramska nacházíme v důsledku bývalé těžby a zpracování rud vysoké koncentrace některých prvků (Pb, Cd, Zn) v půdě. Přestože kontaminace v dané oblasti již nepokračuje, můžeme očekávat zvýšené obsahy prvků i v ovzduší např. vlivem větrné eroze kontaminované půdy. Cílem práce je posoudit, do jaké míry mechy a lišejníky na znečištění prostředí reagují, a vybrat druhy, které mohou jako bioindikátory poskytnout nejprůkaznější výsledky.

Hypotéza: Obsahy rizikových prvků v biomase mechů a lišejníků odrážejí úroveň kontaminace prostředí těmito prvky v závislosti na druhu rostliny.

3 Přehled literatury

3.1 Charakteristika rizikových prvků

Těžké kovy jsou jedny z nejdéle známých toxických látek. Lidstvo používalo olovo k různým účelům a jeho toxicita i toxicita dalších prvků byly známy ještě v době před naším letopočtem (Kafka a Punčochářová 2002). V mnoha biologických a environmentálních systémech kovy zaujímají významné místo a mohou být esenciálními nebo naopak toxickými pro organismy (Vojtěšek et al. 2009).

V periodické tabulce se vyskytuje asi osmdesát prvků označované jako kovy, z nichž tvoří skupinu toxických (případně těžkých) kovů přibližně třicet prvků. Hmotnost těžkých kovů je vyšší než 5 g.cm^{-3} (například kadmium a olovo). V souladu s ekotoxikologickou terminologií je termín těžké kovy pro prvky nebezpečné pro biotické složky ekosystémů a člověka, takže mezi těžkými kovy bývá zmiňován i arsen, který je polokovem (Kafka a Punčochářová 2002).

3.1.1 Vlastnosti vybraných rizikových prvků

Kadmium (Cd) je měkký, kujný, stříbřitě bílý, lesklý, elektropozitivní kov odolný vůči korozi a díky tomu se používá v moderních technologiích (Kafka a Punčochářová 2002). Atomová hmotnost kadmia je 112,4, bod tání $21 \text{ }^\circ\text{C}$. Kadmium nachází ve skupině IIB periodické tabulky prvků, jeho hustota je $8,65 \text{ g.cm}^{-3}$ a iontový poloměr je 0,097 nm. Stejně jako Zn je Cd téměř vždy dvojmocný ve všech stabilních sloučeninách a jeho ionty jsou bezbarvé. Jeho nejběžnější sloučeninou v přírodě je CdS. Tvoří hydroxidy a komplexní ionty s amoniakem a kyanidem. Tvoří také řadu komplexních organických aminů, sirných komplexů, chlorokomplexů a chelátů. Ionty kadmia tvoří nerozpustné, obvykle hydratované bílé sloučeniny, s uhličitany, arseničnany, fosforečnany, oxaláty a ferrokyanidy (Adriano 2001). Cd má vysokou afinitu k síře a proto je sulfofilní prvek, nepatří k esenciálním prvkům a při zvýšených koncentracích pro daný organismus může přivést k toxickým účinkům (Makovníková et al. 2006).

Olovo (Pb) je prvek ze skupiny IVB periodické tabulky, jeho hmotnost je $11,35 \text{ g cm}^{-3}$ a iontový poloměr je 0,128 nm. Olovo (atomové číslo 82) je modrošedý kov, který se v malém množství vyskytuje v zemské kůře. Olovo tvoří komplexní sloučeniny, kde může mít oxidační čísla dva a čtyři (Adriano 2001). Dva z čtyři elektronů ve valenční vrstvě olova snadno tvoří vazby, zatímco druhý pár tvoří inertní pár a podílí se na vazbě mnohem méně často (Makovníková et al. 2006). Má zářivý lesk, je měkké, vysoce kujné, tvárné, a špatně vede elektrický proud. Je velmi odolné vůči korozi. Olovo má atomovou hmotnost 207,2 a bod tání $1,5$. Čisté Pb je ve vodě nerozpustné; jeho chloridové a bromidové soli jsou však ve studené vodě mírně rozpustné, zatímco uhličitánové a hydroxidové soli jsou téměř nerozpustné. Vzhledem k tomu, že se tetramethyl a tetraethyl Pb používala po dlouhá desetiletí jako antidetonální činidla v benzínu, jsou nejdůležitějšími organickými sloučeninami olova (Adriano 2001). Olovo není esenciální prvek (Kafka a Punčochářová 2002).

Zinek (Zn) má atomové číslo 30, atomovou hmotnost 65,38 a bod tání $420 \text{ }^\circ\text{C}$ je modrobílý, relativně měkký kov. Zinek nachází ve skupině IIB periodické tabulky prvků, jeho hustota je $7,13 \text{ g cm}^{-3}$, iontový poloměr zinku s oxidačním číslem dva je 0,074 nm. Iont Zn^{2+}

je bezbarvý a v kyselých a neutrálních vodných roztocích se vyskytuje v hydratované formě. Dva elektrony z valenční vrstvy podílí se na vytváření vazeb. Díky své amfoterní povaze tvoří Zn různé soli; např. chlorečnany, chloridy, sírany a dusičnany jsou snadno rozpustné ve vodě, zatímco oxidy, uhličitany, fosforečnany, křemičitany a sulfidy jsou ve vodě těžko rozpustné a relativně nerozpustné. Na suchém vzduchu Zn oxiduje a na vlhkém vzduchu vzniká zásaditá reakce. Zn při optimální koncentraci je esenciálním prvkem pro rostliny a lidský organismus. Překročení koncentrace zinku vede k negativním účinkům (Makovníková et al. 2006; Adriano 2001). Zn je relativně měkký kov a tvoří s ostatními kovy slitiny důležité pro průmysl (Kafka a Punčochářová 2002).

3.1.2 Výskyt těžkých kovů v přírodě

V přírodě kovy jsou součástí biologických a biochemických procesů, mohou se vyskytovat v čisté formě nebo ve formě solí. Kovy se přirozeně nachází v zemské kůře v relativně nízkých koncentracích. Na vybraných lokalitách může být koncentrace kovů mnohonásobně vyšší, než jejich přirozený obsah, např. zkoncentrováním prvků v příslušných rudách. Sloučeniny kovů existují ve všech skupenstvích, jako plyny, kapalné a tuhé látky a také mají schopnost tvořit aerosoly (Kafka a Punčochářová 2002).

Co se týče přirozeného obsahu vybraných prvků, například koncentrace kadmia v půdě a matečných horninách se nachází v rozmezí od 0,2 - 0,4 % do 5 % (Makovníková et al. 2006). Množství Cd v magmatických a sedimentárních horninách nepřesahuje přibližně 0,3 mg/kg a tento kov se koncentruje v argilitických a břidlicových usazeninách. Z hlediska geochemie Cd silně spojen se Zn, ale zdá se, že má větší afinitu k S, než Zn a také vykazuje vyšší mobilitu než Zn v kyselém prostředí (Kabata-Pendias a Pendias 2001).

Olovo se přirozeně nachází hlavně v živcích a tmavých horninotvorných minerálech. Pb má tendenci se koncentrovat v kyselých sériích magmatických hornin a argilitických sedimentech, v nichž se běžné koncentrace Pb pohybují v rozmezí 10 až 40 mg/kg, zatímco v ultramafických horninách a vápnitých sedimentech je jeho rozmezí 0,1 až 10 mg/kg. Na obsahu olova v matečných horninách závisí koncentrace olova v půdě. V důsledku rozsáhlého znečištění Pb je však většina půd tímto kovem pravděpodobně obohacena, zejména ve svrchním horizontu. Pb má schopnost nahrazovat K, Ba, Sr a Ca ve frakční mřížce horninotvorných minerálů jako endokrypt díky velikosti svého iontového poloměru (0,128 nm). V litosféře jsou známy dva druhy Pb: primární a sekundární. Primární Pb je geogenního původu a byl zabudován do minerálů v době jejich vzniku a sekundární Pb je radiogenního původu z rozpadu U a Th. Poměr Pb různého původu se používá pro datování různých přírodních materiálů. Během zvětrávání sulfidy Pb pomalu oxidují a mají schopnost vytvářet uhličitany a také se zabudovávají do jílových minerálů, oxidů Fe a Mn a do organických látek (Kabata-Pendias a Pendias 2001; Makovníková et al. 2006).

Zinek je sulfofilní prvek a převážně vázán v silikátech, kde může nahrazovat železo a horčík. Zinek se vyskytuje hlavně ve formě sfaleritu (ZnS) spolu s galenitem (PbZnS), řidce ve formě smithonitu a zinkitu ($ZnCO_3$ a ZnO) (Makovníková et al. 2006). Rozpouštěním minerálů Zn při zvětrávání vzniká mobilní Zn^{2+} , zejména v kyselém, oxidačním prostředí. Zn je však také snadno adsorbován minerálními a organickými složkami, a proto je u většiny půdních typů pozorována jeho akumulace v povrchových horizontech (Kabata-Pendias a Pendias 2001). Je

známo více než 80 minerálů Zn a existuje pouze několik důležitých komerčních rud, například sfalerit (Adriano 2001).

Tabulka 1. Přehled zdrojů kontaminace prostředí vybranými těžkými kovy (Kafka a Punčochářová 2002).

Těžký kov	Zdroje kontaminace
Olovo (Pb)	<ul style="list-style-type: none"> • spalování fosilních paliv • používání olovnatého benzínu v automobilovém provozu • použití hnojiv a insekticidů v zemědělství • pigmenty do barev a přídavky do glazur • olovnaté sklo • úpravy rud • hutě • rafinerie • chemický průmysl • akumulátory
Kadmium (Cd)	<ul style="list-style-type: none"> • nachází v zinkových a olovných rudách jako doprovodný kov • použití fosfátových hnojiv v zemědělství • pigmenty pro barvy a plasty • baterie • spalování fosilních paliv • kouření
Zinek (Zn)	<ul style="list-style-type: none"> • pigmenty do barev a keramických glazur • galvanizace • slitiny (mozaci, bronzy) • zemědělství • komunální odpad • kouření

3.1.3 Přírodní a antropogenní zdroje

Existuje mnoho zdrojů možnosti úniku nebezpečných látek do životního prostředí, jako jsou sloučeniny těžkých kovů, z důvodu jejich širokého využití. Tyto látky mohou pocházet z různých odvětví průmyslu a zemědělství, jak místních, tak globálních zdrojů (Kafka a Punčochářová 2002). Mezi přírodní zdroje patří eroze půdy, geologické procesy, jako sopečná činnost, minerály a horniny, mořská sůl, lesní požáry, biogenní zdroje (Vojtěšek et al. 2009).

Do ovzduší se kovy také dostávají erozí kontaminovaných půdních částic. Koncentrace kovů na aerosolových částicích různých velikostí velmi proměnlivé a závisí na mnoha faktorech, jako, například, meteorologických podmínkách a ročním období. Sledovaná koncentrace kovů pocházejících z přírodních zdrojů vyšší v létě a na podzim. Kromě výše uvedených faktorů, vliv na koncentrace kovů v aerosolů mají blízkost dálkového transportu, umístění posuzované lokality a zdrojů emisí. Maximální koncentrace kovů z antropogenních zdrojů (prach z povrchu silnic, doprava, elektrárny, spalovny, vytápění domácností, průmyslová činnost) byla pozorovaná v zimě a na jaře (Vojtěšek et al. 2009).

Nejdůležitějším zdrojem kontaminace prostředí těžkými kovy je antropogenní činnost (viz Tabulka 1) (Kafka a Punčochářová 2002).

Z uvedených údajů v tabulce 1 vyplývá, že únik kovů do prostředí většinou pochází z výrobních procesů jako drcení a mletí rud což vede k vzniku prachu. Také emise kovů jako olovo, kadmium, rtuť a další, pocházející z tavení rud jsou zdrojem kontaminace prostředí. Dalším významným průmyslovým procesem je spalování fosilních paliv. Z tohoto antropogenního zdroje mohou pocházet směsi látek obsahující sloučeniny olova, selenu, kadmia, rtuti a chromu v koncentracích převyšujících limity (Kafka a Punčochářová 2002).

Dalším příkladem a důležitým zdrojem kontaminace těžkými kovy je zemědělská výroba. Použití průmyslových hnojiv a pesticidů vede k kontaminace půdy olovem, kadmii, arsenem a dalšími kovy. Nebezpečnějšími jsou fosfátová hnojiva, insekticidy, herbicidy a fungicidy, které se aplikují na půdu pro zamezení poklesu zemědělské produkce (Kafka a Punčochářová 2002). Aplikace čistírenských kalů na půdu také je významným zdrojem kadmia (Makovníková et al. 2006).

Nejvyšší procento vstupů kadmia (39,6 %), olova (80-90 %) a zinku (44 %) všech vstupů z antropogenních zdrojů do půdy pochází z atmosférické depozice (Makovníková et al. 2006). Nebezpečnější úrovně atmosférickou depozice těžkých kovů jsou na lokalitách s vysokým soustředěním metalurgického, těžebního a hutního průmyslu (Tlustoš et al. 2005). Vstupy aplikace hnojiv se pohybují v rozmezí: 15-45 % všech vstupů pro zinek a 36 % pro kadmium (Makovníková et al. 2006).

Příkladem kontaminaci půd Cd, Pb a Zn jsou oblasti starých ekologických škod, kde mohou, nacházet staré haldy, z nichž částice zbytků rudnin a hutních strusek obsahující této prvky se unášejí do prostředí zvětráváním. Kromě toho, zdrojem znečištění půd jsou důlní vody samovolně vytékající na povrch, vody prosakující starými haldami, podzemní a také i kontaminované povrchové vody, které se dostávají do okolní krajiny. Významný vliv na koncentrace kovů v půdě má proudění vzduchu, nejvyšší koncentrace prvků pozorované na lokalitách ve směru převládajících větrů od vzdálených zdrojů kontaminantů (Tlustoš et al. 2005).

Nadlimitní koncentrace těžkých kovů v půdě a různých složkách životního prostředí mohou vést k negativnímu vlivu na biologické a fyzikálně-chemické procesy v půdě, tím pádem se těžké kovy dostávají do potravinového řetězce a mohou mít negativní dopad na zdraví člověka. Maximální povolené hodnoty koncentrací vybraných těžkých kovů v půdách a kalcích jsou uvedeny ve Vyhlášce č. 153/2016 Sb. a Vyhlášce č. 382/2001 Sb. Ministerstva životního prostředí ČR (Kafka a Punčochářová 2002; Tlustoš et al. 2005).

3.1.4 Riziko

Toxicita těžkých kovů se projevuje širokým spektrem negativních účinků na lidský organismus a mohou způsobit různé zdravotní problémy, jako jsou zažívací potíže, dermatitidy, změny v krevním obraze, poškození důležitých orgánů (jako jsou mozek, játra a ledviny), rakovinné procesy atd. Biologický poločas kovu je klíčovým faktorem pro metabolismus a toxicitu kovů. Negativní účinek je nejlépe vyjádřen dávkou kovu, která pronikne do buňce. Uvnitř buněk kov poškozuje buněčné membrány a orgány, negativně ovlivňuje enzymatické reakce a další specifické biochemické procesy. Kromě interakce mezi volným iontem kovu a cílovým místem, toxicita kovu na buněčné úrovni je dána např. oxidačním stavem kovu a chemickou formou jeho iontu. V případě vazby na buněčné membrány iontu kovu, jako jsou olovo a kadmium, se blokují přísun živin do buněk kvůli tomu, že tyto vazby brání transportu přes buněčné stěny (Kafka a Punčochářová 2002).

Elektrofilní kationty kovů navazují na tiolové (-SH) skupiny v enzymech (což způsobuje deformaci enzymatických funkcí), na karboxylovou skupinu (-COOH) a aminoskupinu (-NH₂) (součást látek souvisejících s genetickou informací). Kationty kovů jsou katalyzátorem rozkladu fosfátových biosloučenin díky své afinitě k fosfátové skupině. Nejtoxičtější látky jsou organokovové sloučeniny, jsou lipofilní a tím snadno pronikající přes buněčné membrány bez změn (Kafka a Punčochářová 2002).

Akutní otravy těžkými kovy jsou často profesionální otravy. Příkladem mohou být poškození plic, jako jsou fibrózy po vdechování kovového prachu, různé dermatitidy, poruchy trávicího ústrojí. Chronické otravy závisí na akumulaci schopností kovů a většinou mají nejtěžší vliv na zdraví organismu člověka. Kovy jsou karcinogenní v iontovou formě, ale i kationty kovu mohou působit jako kokarcinogeny spolu s karcinogenními organickými látkami. Karcinogenita kovů je často doplněna mutagenitou a embryotoxicitou (Kafka a Punčochářová 2002).

Olovo je vysoce toxické pro živočišný a rostlinný organismus. Do těla proniká dýchacími cestami, přes potravní řetězec a může se vstřebávat pokožkou. Tetramethylolovo ničí centrální nervový systém a je vysoce toxický co je příčinou mentální retardace zejména u dětí (Makovníková et al. 2006; Kafka a Punčochářová 2002). Většina olova přijatého organismem se ukládá v kostech (přibližně 90 %) a je důsledkem anemie kvůli rušení syntézy hemoglobinu. Nedostatek vápníku v organismu provokuje mobilizaci iontů olova z kostí do krevního řečiště a negativně ovlivňuje další orgány (ledviny, játra a reprodukční systém). Olovo se také nebezpečně pro těhotné ženy: Ionty olova mohou proniknout přes ochrannou bariéru placenty a poškodit nervový systém plodu nebo způsobit potrat. Nejrizikovějším je vstup do organismu olova požitím. Při požití se v organismu zadržuje až 60 % přijatého množství tohoto kovu oproti 30 % z inhalace (Kafka a Punčochářová 2002).

Toxicita olova pro rostliny se projevuje až při extrémně vysokých koncentracích. Celkem rostliny přijímají olovo v malých množstvích a většinou se ukládá v kořenech. Až 80 % tohoto akumulovaného olova může procházet z atmosféry (Makovníková et al. 2006).

Pro divoká zvířata olovo velmi toxické a vstupuje do organismu živočichů přes potravní řetězec, kde autotrofy přijímají ionty olova z půdy a ty jsou pak konzumované heterotrofními organismy (Kafka a Punčochářová 2002).

Kadmium se snadno kumuluje (25 % s celkového přijatého množství) v ledvinách a játrech lidského organismu, má karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinek (Makovníková et al. 2006). Kadmium má schopnost nahrazovat zinek v biochemických strukturách organismu kvůli podobnému atomovému poloměru. Důsledkem tohoto nahrazování může být změna jejich funkčnosti biochemických struktur. Kadmnaté ionty jsou příčinou křehnutí kostí, vysokého krevního tlaku, destrukce červených krvinek, poškození ledvin a reprodukčních orgánů a mohou způsobit vývoj rakoviny plic (Kafka a Punčochářová 2002).

Kadmium vstupuje do trofických řetězců přes půdu a kontaminovanou vodu (Kafka a Punčochářová 2002). Fytotoxický účinek se projevuje sníženou fotosyntetickou aktivitou, poškozením membrán, chlorózou a nekrózou listů a snížením výnosu až o 22 % (Makovníková et al. 2006). Některé rostliny (např. tabák) a houby fungují jako hyperakumulátory, kadmium ve svém organismu kumuluje také řada mořských živočichů (mušle, krabi, ústřice) (Kafka a Punčochářová 2002).

Zinek patří ke skupině esenciálních prvků a v určitých nízkých koncentracích je nezbytný pro člověka, zvířata a rostliny. Zn je součástí metaloenzymů a hraje důležitou roli pro jejich funkci. Tento kov se účastní v metabolických procesech nukleových kyselin a bílkovin. Nedostatek zinku může způsobit zdravotní poruchy, ale i velké expozice zinku mohou naopak být příčinou zdravotních problémů. Inhalaci par oxidu zinečnatého se projeví bolestí hlavy, únavou, vysokou teplotou, kašlem a nacházením bílkoviny v moči v důsledku alergickou reakce na denaturované bílkoviny. Rozpustné sloučeniny zinku vyvolává žaludeční potíže, zvracení a průjem (Kafka a Punčochářová 2002).

Vývoj rostlin může být negativně ovlivněn vysokými koncentracemi zinku v půdě. Zinek je toxičtější pro ryby a zooplankton (více v měkké vodě) než pro člověka (Kafka a Punčochářová 2002).

3.2 Mechy a lišejníky

Mechy a lišejníky jsou dva typy organismů, které se běžně vyskytují na mnoha stanovištích po celém světě. Mechy patří do rostlinné říše, zatímco lišejníky jsou symbiotickou vazbou mezi houbou a řasou nebo sinicí. Jak mechy, tak lišejníky hrají důležitou ekologickou roli, protože přispívají ke koloběhu živin, tvorbě půdy a poskytují životní prostředí a potravu mnoha dalším organismům (Smith a Smith 2004; Nash 2008a).

Studium mechů a lišejníků, včetně jejich sběru a identifikace, je důležitým aspektem biologie. Zachycení těchto organismů vyžaduje pečlivé pozorování a techniky sběru, protože mechy i lišejníky jsou citlivé na poruchy a mohou se snadno poškodit. Přesná identifikace navíc vyžaduje znalost morfologie, ekologie a rozšíření těchto organismů, stejně jako používání specializovaných terénních průvodců a taxonomických klíčů (Smith a Smith 2004; Nash 2008a).

Kromě toho mohou být mechy a lišejníky indikátory podmínek prostředí, jako je znečištění ovzduší, změna klimatu a degradace stanovišť. Jejich citlivost na tyto faktory z nich činí důležité bioindikátory, což jsou organismy používané k hodnocení kvality životního prostředí. Sběr a studium mechů a lišejníků jako takových může poskytnout cennou informaci

o zdraví ekosystémů a dopadech lidských činností na životní prostředí (Smith a Smith 2004; Nash 2008a).

3.2.1 Lišejníky

3.2.1.1 Fotobiont a mykobiont

Symbiotické asociace mezi mykobionty a fotobionty jsou v přírodě běžným jevem. Mykobionti jsou houby, které vytvářejí mutualistický vztah s fotobionty, což jsou řasy, sinice (fykobiont) nebo cyanobakterie (cyanobiont). Sdružení těchto dvou organismů se nazývá lišejník, což je složený organismus, který je schopen fotosyntézy. Lišejníky se vyskytují na různých stanovištích, od arktické tundry po horké a suché pouště. Obzvláště hojné jsou v prostředí, kde jiné rostliny nemohou přežít, například na skalách, kůře stromů a neúrodné půdě. Lišejníky se vyskytují v různých tvarech, velikostech a barvách, od plochých, krustovitých skvrn až po keříčkovité nebo listnaté formy.

Mykobiont je převládající složkou v lišejníkové stélce a určuje její morfologický tvar. Existuje přibližně 100 druhů fotobiontů ve stélce. Občas mohou být této složky v rovnováze nebo vláknitý fotobiont může být obklopen mykobiontními hyfami (Kalina a Váňa 2010).

Symbiotický vztah mezi mykobiontem a fotobiontem je založen na vzájemném prospěchu. Mykobiont poskytuje fotobiontu ochranný úkryt, esenciální aminokyseliny a přístup k vodě a živinám. Fotobiont na oplátku poskytuje organické sloučeniny produkované fotosyntézou, které mykobiont není schopen sám produkovat. Fotobiont produkuje enzymy, které pomáhají mykobiontu získávat živiny (Kalina a Váňa 2010). O důvěrné interakci mezi těmito organismy svědčí také přenos genetického materiálu mezi nimi. V některých případech je fotobiont pohlčen mykobiontem, což vede k endosymbióze a přenosu genetického materiálu mezi nimi (Culberson et al. 1988).

Mykobiont a fotobiont jsou důležité nejen pro přežití lišejníků, ale mají také význam pro jejich ekologickou roli a rozšíření. Typ fotobionta může ovlivnit rychlost růstu, morfologii a fyziologii lišejníku, stejně jako jeho schopnost tolerovat stresové faktory prostředí, jako je znečištění nebo změna klimatu. Kromě toho lze specifickou kombinaci mykobionta a fotobionta využít k identifikaci a klasifikaci různých druhů lišejníků (Kalina a Váňa 2010).

Význam pochopení symbiotického vztahu mezi mykobiontem a fotobiontem se odráží v rostoucím zájmu o biologii lišejníků. Pokroky v molekulárních technikách umožnily vědcům prozkoumat genetiku symbiózy lišejníků a odhalit složité interakce mezi těmito organismy na molekulární úrovni (Honegger 1998).

3.2.1.2 Morfologie

Morfologie lišejníků se může v závislosti na druhu značně lišit, ale obecně je lze popsat jako foliózní, fruktiózní nebo krustózní (Büdel a Scheidegger 2008).

Foliózní (lupenité) lišejníky mají zploštělou stélku, podobné listům a jen částečně přiléhající k povrchu substrátu. Stélka je často rozdělená na laloky, které vykazují různý stupeň větvení. Také má stélka síť žilek, které pomáhají rozvádět vodu a živiny. Stélka je k substrátu připevněná pomocí rhizin a její horní povrch může být hladký nebo drsný, zatímco spodní povrch je často tmavší díky přítomnosti houbové vrstvy (Herrera-Campos et al. 2004). Foliózní

lišejníky vytvářejí velkou škálu velikostí a rozmanitosti stélky. Typickými foliózními lišejníky jsou lišejníky **šupinaté**. Jsou laločnaté a značně se liší velikostí; mohou být buď gelatinózně-homózní nebo, jako ve většině případů, heteromózní. Laloky mohou být radiálně uspořádané nebo se překrývat jako tašky na střeše. U některých rodů mohou být talové laloky nafouklé, mají dutý dřevný střed. Spodní povrch je často pokryt rhizinami, které mohou v omezené míře sloužit i jako přichytné struktury. K tomuto typu růstu patří nápadné lišejníky, jako jsou rody *Sticta* a *Pseudocyphellaria* v podrostu tropických a mírných deštných lesů, *Lobaria* a *Nephroma* v alpských a oceánských lesích nebo *Peltigera* v arktických tundrách. **Pupečnickové** lišejníky mají kruhové stélky, které se skládají buď z jednoho nerozvětveného laloku, nebo z více laloků s omezeným větvením. Všechny jsou k substrátu připevněny centrálním pupkem ze spodní strany. Ten lze často poznat podle pupkovité prohlubně na horní straně. Pupečník se obvykle skládá z těsně uspořádaných, rovnoběžně uspořádaných a srostlých hyfy bez fotobiontních buněk (Büdel a Scheidegger 2008).

Frutikózní (keříčkovité) lišejníky mají keříčkovitou nebo převislou stélku, která může být válcovitá nebo zploštělá. Stélka je připevněná k substrátu pomocí držáku a její horní povrch může být hladký nebo drsný, zatímco spodní povrch je často pokryt drobnými šupinkami nebo chloupky. Jedním z příkladů frutikózních lišejníků je *Usnea florida*, která má převislou stélku s vláskovitými větvemi, které jsou za sucha světle zelené a za vlhka jasně zelené (Herrera-Campos et al. 2004). Vzor větvení laloků se značně liší mezi různými systematickými skupinami i v rámci jednoho rodu. Velikost se velmi liší, od některých druhů rodu *Usnea*, které dorůstají délky několika metrů, až po drobné druhy vysoké pouze 1 nebo 2 mm. Frutikózní lišejníky se vyskytují v širokém spektru klimatických podmínek, od pouště po vlhký deštný les a na různých typech substrátů. Vysoce rozvětvené frutikózní lišejníky mají vysoký poměr povrchu k objemu, který což má za následek rychlejší vysychání a zvlhčování ve srovnání s lišejníky s nižším poměrem povrchu k objemu. Frutikózní růstové formy se vyskytují buď ve velmi vlhkém a mokřem podnebí, např. *Usnea xanthophana* a další. Frutikózní lišejníky mohou vykazovat známky dehydratace již po několika dnech sucha a morfologie stélky se může měnit po jeho vysušení. V příkladu lišejníku *Ramalina farinacea* účinnost fotosyntézy klesala s jeho větší dehydratací (Büdel a Scheidegger 2008).

Krustózní (korovitě) lišejníky mají kůrovitou stélku, která je těsně přichycená k substrátu svým spodním povrchem a nelze je z něj odstranit bez zničení. Stélka je často nenápadná a může být obtížné jí identifikovat. Horní povrch je často hladký nebo mírně drsný, zatímco spodní povrch je pevně spojen se substrátem. Ztráta vody je omezena především pouze na horní, obnažený povrch. Pokud rostou na nakloněných skalních plochách, těžší z povrchového proudění vody. Tyto vlastnosti umožňují těmto organismům snášet extrémní stanoviště, jako jsou holé, obnažené skalní povrchy. Ačkoli se zdá, že typ růstu krustózy je jasně definován, variace v podstatě krustózního typu jsou hojné. Lze rozlišit následující podtypy: prachovité, endolitické, endofloeodické, squamulózní, peltátové, pulvinátové, lobátové, efigurátové a sufruktózní krusty. Jejich thallus může být buď homoiomerní, nebo heteromerní. Příkladem krustovitěho lišejníku je *Xanthoria parietina*, která má jasně žlutooranžovou stélku těsně přiléhající k substrátu. Z hlediska složitosti struktury stélky jsou nejjednodušší práškovité krusty, které se vyskytují u lišejníků rodu *Lepraria* a nemají organizovanou stélku. Houbové hyfy obalují shluky buněk fotobiontů a nemají zřetelnou houbovou nebo řasovou vrstvu. Mají práškovitý vzhled a označují se také jako leprozy. Ještě jednodušší je stavba stélky epifylních,

epifytických a terikolních hub rodu *Vezdaea*, u nichž se vegetativní stélka obsahující fotobionty skládá z jednotlivých kulovitých granulí, které mají obvykle průměr menší než 1 mm. Granule se vyskytují buď na povrchu, nebo pod kutikulou mechorostů nebo jiného rostlinného materiálu. Nazývají se goniocysty a často mají výrazné ostny (Büdel a Scheidegger 2008). Stavba endolitických (rostoucích uvnitř horniny) a endoflodických (rostoucích pod kutikulou listů nebo stonků) lišejníků se zdá být organizovanější. Ve většině případů je vyvinuta svrchní kůra, např. u *Lecidea aff. sarcogynoides* (Wessels a Schoeman 1988). Horní kůra může být tvořena hustě srostlými hyfami, které tvoří hustou vrstvu nazývanou "litokortex", jako např. u *Acrocordia conoidea* (Pinna et al. 1998). Jiné endolitické lišejníky, jako *Verrucaria rubrocincta*, vytvářejí mikritovou vrstvu, na níž se podílí jen několik hyf (Bungartz et al. 2004).

Co se týče městské oblasti, v nichž morfologie lišejníků je často pozměněna v důsledku znečištění a dalších lidských činností. Bylo zjištěno, že některé druhy lišejníků jsou k městskému prostředí tolerantnější než jiné a že lišejníky lze využít jako bioindikátory znečištění ovzduší (Nash a Gries 2002).

3.2.1.3 Anatomie

Rozlišujeme lišejníky homeomerické a heteromerické stavby stélky. V homeomerických stélkách mykobionti a fotobionti jsou rovnoměrně rozmístěni. Taková stavba stélky je často u tenkých krustózních, želatinózních krustózních a foliózních lišejníků (Büdel a Scheidegger 2008). Příkladem homeomerických lišejníků jsou homeomerické želatinózní lišejníky, které absorbují v poměru ke své suché hmotnosti mnohem více vody než heteromerické neželatinózní lišejníky. V důsledku toho je difúze plynu CO₂ k fotobiontu silně omezena nebo může být dokonce blokována. Oxid uhličitý se za těchto okolností může stát limitujícím faktorem fotosyntézy (Lange a Tenhunen 1981). Většina lišejníků včetně mnoha krustózních druhů mají vnitřně rozvrstvené stélky (heteromerické). Hlavní dělení je na horní kůru, vrstvu fotobiontů, dřeň (medulla) a spodní kůru. Tyto vrstvy mohou zahrnovat různé typy tkání, jako například pseudoparenchymatické a plektenchymatické. (Büdel a Scheidegger 2008).

Většinou je vrstva řas pokryta tenkou až silnou (až několik set mikrometrů) kortikální vrstvou. **Horní kůra** lišejníků se obvykle skládá z hustě zabalených tlustostěnných houbových buněk, které chrání vnitřní vrstvy lišejníku před vysycháním a UV zářením (Gauslaa a Ustvedt 2003). Horní kůra také hraje důležitou roli při regulaci výměny plynů a má funkce mechanickou ochrany, modifikaci energetického rozpočtu, obrany proti býložravcům a ochrany fotobionta před škodlivými látkami (Kershaw a Looney 1985; Reutimann a Scheidegger 1987). Tloušťka a struktura svrchní kůry se může lišit v závislosti na druhu lišejníku a prostředí, ve kterém se nachází. U mnoha foliózních nebo frutikózních lišejníků je kůra tvořena pseudoparenchymatickou nebo prosoplektenchymatickou houbovou tkání. U *Parmeliaceae* mají některé druhy 0,6 až 1 mm silný epikortex, což je nebuněčná vrstva vylučovaná kortikálními hyfami. Tento epikortex může být pórovitý, jako u *Parmelina*, nebo nepórovitý, jako u *Cetraria*. U široké škály foliózních až krustózních lišejníků je často vyvinuta epinecrální vrstva různé tloušťky. Skládá se z odumřelých, zhroucených a často želatinizovaných hyf a buněk fotobiontů. Stélka má často bělavý, moučnatý povrchový povlak, tzv. pruinu, která se skládá především z povrchových usazenin, z nichž nejčastější je šřavelan vápenatý. Množství

šťavelanu vápenatého je pravděpodobně závislé na ekologických parametrech, jako je obsah vápníku v substrátu a suchost mikrostanoviště (Büdel a Scheidegger 2008).

Dřeňová vrstva obvykle je tvořena dlouhobuněčnými, volně propletenými hyfami, které vytvářejí vatovitou vrstvu s velmi vysokým vnitřním vzdušným prostorem. Ve většině foliózních nebo fruktózních lišejníků zaujímá dřeňová vrstva většinu vnitřního objemu stélky. Horní část dřeně tvoří vrstvu fotobiontů. U mnoha lišejníků jsou hyfy fotobiontní vrstvy uspořádány antiklinálně a někdy mohou tvořit krátké nebo kulovité buňky. Podpurná tkáň se často tvoří v medulární vrstvě fruktózních lišejníků a v druhotné míře i u jiných lišejníků. Skládá se ze silnostěnných, srostlých hyf. Toto zvláštní pletivo může být tvořeno nepravidelně uspořádanými hyfálními vlákny (např. u přímořských krustózních lišejníků), centrálním válcem (*Cladina*) nebo centrálním, vláknitým elastickým vláknem (*Usnea*). Stěny hyfových buněk řasové a dřeňové vrstvy jsou často inkrustovány krystalickými sekundárními produkty. Tyto krystaly stěn činí medulární hyfy hydrofobními (Büdel a Scheidegger 2008; Honegger 1991). Proto během vlhkých období zůstávají dřeňová a řasová vrstva naplněné vzduchem a kapilární ve vnitřních částech stélky pravděpodobně není přítomna voda. Transport vody k fotobiontům je zřejmě omezen na buněčné stěny mykobiontů. Za podmínek nasycení vodou jsou buňky fotobiontů a mykobiontů plně nafoukané. Ale na suchém vzduchu jsou buňky fotobiontů po ztrátě vody zhroucené (Brown et al. 1987). Některé tenkostěnné medulární hyfy se při ztrátě vody zhroutí, kortikální a tlustostěnné medulární hyfy hub obvykle vykazují odlišnou reakci na ztrátu vody, jejich tvar se během vysychání celkově se nemění (Büdel a Scheidegger 2008).

Spodní kůra lišejníků je tvořena houbovými buňkami, které poskytují strukturální podporu a ukotvují lišejník k substrátu. Spodní kůra se také podílí na získávání živin a absorpci vody. U některých druhů lišejníků je spodní kůra tvořena sítí rhizinů, což jsou specializované houbové hyfy, které ukotvují lišejník k substrátu a přijímají živiny z okolního prostředí. Struktura a funkce spodní kůry se může lišit v závislosti na druhu lišejníku a prostředí, ve kterém se nachází. Kromě tří hlavních vrstev mohou mít lišejníky také specializované struktury, které jsou pro určité druhy jedinečné. Například některé lišejníky mají specializované struktury zvané cefalodia, což jsou malé shluky řasových nebo sinicových buněk, které jsou uzavřeny uvnitř houbových hyf. Předpokládá se, že cefalodia hrají roli při fixaci dusíku a mohou být důležité pro přežití lišejníků v prostředí chudém na živiny (Honegger 1998; Büdel a Scheidegger 2008).

U některých foliózních lišejníků, jako je *Peltigera*, je dřeň tvoří přímo vnější, spodní vrstvu stélce. Typické foliózní lišejníky z čeledi *Parmeliaceae* a mnoha dalších skupin mají spodní vrstvu dobře vyvinutou kůru. Stejně jako v případě horní kůry je tvořena buď pseudoparenchymatickou nebo plektenchymatickou tkání. Na rozdíl od horní kůry je spodní kůra často silně pigmentovaná. Její schopnost přímo absorbovat vodu je dobře zdokumentována (Büdel a Scheidegger 2008). Dosud byla zjištěna pouze nízká vodivost. Může však hrát významnou roli při zadržování mimohladinové, kapilární vody (Jahns 1984).

3.2.1.4 Růst

Lišejníky jsou extrémně pomalu rostoucí a dlouhověké organismy. Lišejníky extrémních klimatických podmínek, jako jsou pouště a arktické/alpínské nebo antarktické ekosystémy, mají často jen krátká období, během nichž může probíhat plná metabolická aktivita a růst. V

důsledku toho jsou zaznamenány jen velmi nízké rychlosti výměny buněk a minimální roční přírůstky velikosti. Ale ne všechny druhy lišejníků z extrémních klimatických podmínek jsou extrémně pomalu rostoucí (Lewis Smith 1995). Nejextrémnější odhady stáří stélky se pohybují v rozmezí tisíciletí, například u lišejníků rodu *Lecidea* (až 4500 let), této lišejníky potřebují desetiletí k dosažení stavu plodnosti. Krátkověké druhy lišejníků dokončí svůj plný vývoj během několika měsíců nebo několika let. Většina lišejníků mírného nebo subtropického až tropického klimatu má roční radiální růst (nebo roční lineární prodloužení v případě frutikózních druhů) v rozmezí milimetrů až několika centimetrů. Nejvyšší rychlost růstu je zaznamenána ve vlhkých, pobřežím ovlivněných oblastech, včetně takových druhů, jako je *Ramalina menziesii* (Honegger 2008; Kalina a Váňa 2010).

Mezi příčinami pomalého růstu lišejníků patří výskyt na extrémních a obsahujících málo živin stanovištích, střídání extrémně suchých a vlhkých období, časové omezené období metabolické aktivity, což vede k nízkou asimilace CO₂ a pomalé syntéze proteinů (Kalina a Váňa 2010).

3.2.1.5 Rozmnožování

Stejně jako u většiny hub má i většina lichenizovaných askomycetů pohlavní a nepohlavní životní cyklus. V rámci lišejníků se obvykle pouze mykobiont projevuje plně pohlavním a do jisté míry i nepohlavním rozmnožováním. Způsob rozmnožování fotobionta je však v lichenizovaném stavu redukován. Zásadním problémem lichenizace je nutnost setkání houbových spor s vhodným fotosyntetickým partnerem pro obnovení symbiózy (Büdel a Scheidegger 2008).

Pohlavní rozmnožování lišejníků proběhá pomocí plodnic se sporama. Plodnice lze rozdělit na dvě velké skupiny: apotecium a peritecium. **Peritecium** se otevírá malým tubicovitým otvorem (ostiolem) a má perifýzy a někdy parafýzy (hamathecium). Mají kulovitý až baňkovitý tvar a jsou více či méně ponořené. **Apotecium** má pohárkovitý nebo diskovitý tvar a rozlišují se dva hlavní morfologické a vývojové typy. Apotecia s okrajem vycházejícím ze stélky (margo thallinus) nebo v ostatních případech, kdy se okraj vyvíjí z tkáně těla plodu (margo proprius). U některých rodů jsou přítomny oba okraje. Uvnitř margo proprius lze rozlišit dvě vrstvy: vnitřní část tvoří paratecium, z něhož vzniká vnější vrstva, amfitecium (Büdel a Scheidegger 2008).

Jedním ze způsobů rozmnožování lišejníků je fragmenatce stélky, úlomky stélky mohou regenerací za příznivých podmínek dorůst v novou stélku, jako je *Parmelia* (Kalina a Váňa 2010). Mnohé fruktózní lišejníky jsou velmi dobře přizpůsobeny k rozmnožování pomocí úlomků thallu. Vousaté, epifytické stélky rodů *Bryoria* a některých *Ramalina* jsou trhány a rozptylovány silnými větry. Úlomky o délce často přesahující 10 cm se zaplétají do listů a větví nového substrátu (Büdel a Scheidegger 2008).

U většiny lišejníků nejsou fragmenty obvykle schopny vytvořit a regenerovat stélku, a proto se rozmnožují vegetativně pomocí isidie a soredie. **Isidie** jsou rozmístěny po celém povrchu stélky a jejich výška se pohybuje od přibližně 30 mm do více než 1 mm. Isidia jsou často válcovitá a jednoduchá nebo rozvětvená, ale jsou známy i bradavičnaté nebo korálovité formy. U mnoha druhů mohou sloužit jako diaspory, mohou isidie hrát také důležitou roli při zvětšování povrchu stélky. Protože četné isidie obvykle vyskytují na povrchu stélky, před

oddělováním, a tím zvětšují fotosynteticky aktivní povrch a posilují další interakce s atmosférou. **Soredium** se skládá z několika fotobiontních buněk obalených volným kulovitým pláštěm z hyf. Soredia vznikají šířením řasové a dřeňové vrstvy. Jsou velmi malé a často mají průměr od 20 do 50 μm (Büdel a Scheidegger 2008). Soredia se vyvíjejí buď rozptýleně na horním povrchu stélky, nebo v ohraničených oblastech, nazývaných sorálie. Sorediální hmoty jsou uvolněny ze sorálií a rozptýleny hygroskopickými pohyby kortikální tkáně (Jahns et al. 1976). Sorálie jsou často hydrofobní, ale při odpuzování dešťových kapek mohou být odstraněny i soredie (Büdel a Scheidegger 2008).

3.2.2 Mechy

Mechorosty (oddělení Bryophyta) jsou obecně považovány za malé rostliny omezené na vlhká stanoviště, které se vyhýbají přímému slunečnímu záření. Mechy jsou přítomné prakticky v každém ekosystému. V částech světa, kde krátké vegetační období omezuje růst rostlin, mohou mechy vegetaci dominovat. Podobně v deštných lesích mírného a tropického pásma tvoří mechy bujná epifytická společenstva, která plní důležité ekologické funkce, zejména pokud jde o tok vody a živin. V současné době je známo přibližně 12 000 druhů mechů, které odrážejí širokou morfoloickou rozmanitost (Vanderpoorten a Goffinet 2009).

3.2.2.1 Morfologie

Mechy obvykle mají zelené listnaté výhonky, jsou vzpřímené, nebo roztroušené po zemi. Listy jsou na stonku spirálovitě uspořádané, i když někdy se mohou zdát zploštělé v jedné rovině, a často mají uprostřed listu středové žebro. Mechy se tradičně dělí na dva hlavní typy: akrokarpy, které jsou vzpřímené a většinou nevětvené, a pleurokarpy, které jsou rozprostřené a silně větvené (Porley 2013). V životním cyklu mechorostů se vyskytují gametofytická a sporofytická fáze a obě tyto fáze jsou morfoloicky odlišné (heteromorfní). Gametofytická fáze je nápadnější, dlouholetá, samostatná, zelená a volně větvená, zatímco sporofytická fáze je krátkodobá a zcela závislá na gametofytu (Singh et al. 2009).

Morfologie **gametofytu** mechů je v zásadě modulární: je postavena z bloků buněk sestavených do os a více os je spojeno do stonku nebo systému větví. Řada dělení, která dává vzniknout všem buňkám tvořícím osu, obvykle začíná dělením jediné apikální buňky podél každé z jejích tří řezných ploch, čímž vznikají deriváty. Tyto dceřiné buňky pak procházejí řadou dělení. Vzniklé bloky buněk jsou sestaveny do modulu, kterým je osa. Apikální růst u mechů, stejně jako u ostatních mechorostů, je tedy obecně výsledkem činnosti jediné apikální buňky, nikoliv mnohobuněčného meristému jako u cévnatých rostlin (Vanderpoorten a Goffinet 2009).

Gametofytická fáze je samostatná, autotrofní, haploidní a plodí gamety, proto se nazývá gametofyt. Vyvíjí se ze spor produkovaných sporofytem a gamety představují poslední stádium gametofytické fáze (Singh et al. 2009).

Růst gametofytu mechu je výsledkem hromadění po sobě jdoucích modulů, pokud se rostlina neskládá z jediného modulu a nevětví se. Každý stavební blok se táhne od povrchu ke středu osy a obsahuje dvě povrchové buňky určené k vytvoření listu nebo větve. Tento typ modulárního růstu, který spočívá v pouhém přidávání nových bloků k již existujícím, je

příčinou toho, že mechy a vlastně i ostatní mechorosty jsou tak náchylné k morfologickým změnám při změně stanovištních podmínek (Vanderpoorten a Goffinet 2009).

Sporofyt je jednoduchá struktura bez rhizoidů, stonku nebo listů. Je zcela závislý na gametofytu (Singh et al. 2009). Morfologie sporofytu mechu je jednoduchá: nerozvětvená stélka zakotvená v mateřském gametofytu nohou a nesoucí jediné sporangium (tobolku). Ačkoli se během embryogeneze brzy diferencuje apikální buňka, její aktivita je efemérní. Brzy je iniciován nový meristém, který je mezi mechorosty jedinečný. Ze segmentů nad ním se vyvine tobolka s víčkem a čepičkou a ze segmentů pod ním štět a noha. Apikální růst je tak omezen na nejranější ontogenetická stadia a většina růstu sporofytu je výsledkem činnosti interkalárního meristému. Noha je buď kuželovitá, nebo baňkovitá a placentární oblast lemující gametofytická pletiva je obvykle tvořena přenosovými buňkami (Vanderpoorten a Goffinet 2009).

3.2.2.2 Rozmnožování

Mechy se rozmnožují vegetativním a pohlavním způsobem (Singh et al. 2009; Vanderpoorten a Goffinet 2009). **Vegetativní** rozmnožování probíhá rozpadem a odumíráním starších částí stélky, adventivními větvemi nebo zvláštními strukturami. U mechorostů je rostoucí část umístěna na špičce stélky. Zadní starší část stélky podléhá postupnému odumírání a rozpadu. Když proces rozpadu dosáhne až k bodu dichotomie, mladé laloky stélky se oddělí. Z těchto laloků, nazývaných fragmenty, vyrůstají nové jednotlivé rostliny (Singh et al. 2009). In vitro lze mechy poměrně snadno množit z fragmentů, což usnadňuje ochranu vzácných a ohrožených druhů ex situ (Duckett et al. 2004).

Mechy žijící na zemi mohou být náchylné k lámání způsobenému živočichy a nové jedince lze založit z oddělených listových výhonků (Vanderpoorten a Goffinet 2009). Listové výhonky mohou zůstat životaschopné i po průchodu trávicím traktem netopýrů (Parsons et al. 2007). Některé druhy se při udržování populace na sezónních stanovištích spoléhají na rhizoidální hlízy, vytrvalé struktury pohřbené v půdě, jejich vývoj je zřejmě vyvolán suchem (Vanderpoorten a Goffinet 2009).

Pohlavní rozmnožování je oogamního typu, pohlavní orgány jsou mnohobuněčné. Samčí pohlavní orgány, tzv. antheridia, jsou stébelnaté, kulovité nebo eliptické. Mají vnější sterilní plášť o tloušťce jedné buňky, který obklopuje pevnou hmotu plodných buněk, androcytů. Androcyt se nakonec metamorfuje v pohyblivý dvoubuněčný antherozoid. Samičí pohlavní orgán, známý jako archegonium, je baňkovitý útvar, který má bazální zduřelou ventrální část a štíhlejší protáhlou horní část, krček. Venter a krček jsou obklopeny pláštěm ze sterilních buněk. K oplození je nezbytná voda. Pokud samčí a samičí gametofyt rostou v těsné blízkosti, může být potřeba přímého vodního spojení mezi oběma pohlavními orgány eliminována využitím drobných členovců jako přenašečů spermií, nebo pomocí dešťových kapek. Ačkoli do krčku může proniknout mnoho antherozoidů, pouze jeden (obvykle ten, který se k vajíčku přiblíží jako první) splyne s vajíčkem a vytvoří diploidní zygotu, která funguje jako mateřská buňka sporofytické fáze. Sporogenní tkáň přítomná v tobolce vytváří po redukčním dělení meiosis. Zygota nemá žádné klidové období a dělí se ihned po oplození. První dělení zygoty je vždy příčné a z vnější buňky vzniká zárodek. Zárodek se vyvíjí ve ventrální části archegonia. Haploidní výtrusy při klíčení dávají vzniknout gametofyt. Střídání generací je tedy povinné (Singh et al. 2009; Vanderpoorten a Goffinet 2009).

3.3 Reakce mechů a lišejníků na znečištění prostředí

3.3.1 Citlivost a akumulace prvků

3.3.1.1 Lišejníky

Citlivost lišejníků na znečištění ovzduší je pozorována již od 19. století. Seznam látek znečišťujících ovzduší zahrnuje oxidanty, fluorovodík, některé kovy, kyselá deště, organické látky (Nash 2008b) a radioaktivní prvky (Stolte et al. 1993). Účinnost lišejníků při zachycování částic nejen z atmosféry, ale také ze substrátu byla doložena v mnoha studiích (Loppi et al. 1999).

Vysoká citlivost lišejníků souvisí s jejich biologii. Většina druhů žije desítky až tisíce let a jako dlouhověké rostliny tedy podléhají kumulativnímu účinku znečišťujících látek. Lišejníky nemají cévní systém pro vedení vody nebo živin a v důsledku toho si vyvinuly účinné mechanismy pro příjem vody a živin z atmosférických zdrojů. *Milha* a *rosa*, hlavní zdroje vody pro lišejníky, mají často mnohem vyšší koncentrace znečišťujících látek než srážky a mechanismy lišejníků pro koncentraci živin tyto látky koncentrují. Na rozdíl od mnoha cévnatých rostlin nemají lišejníky žádné opadavé části, a proto se nemohou vyhnout působení znečišťujících látek tím, že tyto části shodí. Aerosoly mohou být absorbovány po celém povrchu stélky. Plyny znečišťující ovzduší snadno pronikají až do vrstvy fotobiontů, protože lišejníky mají malou biologickou kontrolu nad výměnou plynů. Dehydratace sice umožňuje lišejníkům přežít období sucha, ale zároveň koncentruje roztoky do té míry, že může dojít k jejich toxickým koncentracím. Konečně změna symbiotické rovnováhy mezi fotobiontem a mykobiontem může snadno vést k rozpadu lišejníkové asociace (Pearson 1993; Nash 2008b).

Nejsou všechny lišejníky stejně citlivé na všechny látky znečišťující ovzduší. Různé druhy lišejníků mohou vykazovat rozdílnou citlivost na konkrétní látky znečišťující ovzduší. Citlivé druhy mohou při přítomnosti znečišťující látky lokálně vymizet, ale některé tolerantní druhy pravděpodobně přetrvávají (Nash 2008b). Tato rozdílná citlivost je však velmi užitečná při interpretaci účinků znečištění ovzduší. Lišejníky mohou být využity k monitorování zdraví ekosystémů, kde jsou přítomny látky znečišťující ovzduší (Rosentreter a Eldridge 2002).

Akumulace těžkých kovů lišejníky je dynamický proces. Krátkodobé výzkumy účinků nadbytku kovů ukázaly, že lišejníky nasáklé roztoky kovů akumulují kovy rychle, ve většině případů během několika hodin (Bačkor a Loppi 2009). Lišejníky akumulují látky ze svého prostředí různými mechanismy, včetně zachycování částic, iontové výměny, extracelulární sorpce elektrolytů, hydrolýzy a intracelulárního příjmu (Nieboer et al., 1978). Těžké kovy s ovzduší mohou být absorbované lišejníky pomocí intracelulární absorpcí, iontové výměny nebo depozicí částic, které obsahují těžké kovy (Sett a Kundu 2016).

Množství jednotlivých typů kovových iontů, které mohou lišejníky akumulovat, závisí na absorpčních vlastnostech daného druhu a na množství a dostupnosti kovových iontů v okolním prostředí. Extracelulární příjem iontů kovů je v podstatě pasivní proces iontové výměny, který je dán charakterem ligandů v buněčných stěnách hub. Intracelulární příjem je omezen povahou kovového iontu, propustností buněčné membrány a koncentrací extracelulárních ligandů s afinitou ke kationtům (Tyler 1989).

Iontová výměna je mechanismem pro absorpce především kovových kationtů. Příjem kationtů rychlým, pasivním, fyzikálně-chemickým procesem probíhajícím extracelulárně v lišejnících (Nieboer et al. 1978). Tyto kationty jsou primárně zadržovány cytoplazmou fotobionta nebo mykobionta v místech výměny kationtů. Příjem aniontů lišejníky je omezen. Je pomalejší proces než výměna kationtů a vede k menší celkové akumulaci (Nash 2008c).

Intracelulární příjem zahrnuje obvykle mnohem nižší tok než procesy vnější iontové výměny a intracelulární absorpce je pomalejší proces ale se zvyšuje s časem (Nash 2008c).

Dalším mechanismem akumulace kovů v lišejnících je **depozice částic**. V mezibuněčných prostorech uvnitř lišejníků mohou být zachyceny částice (Nieboer et al. 1978). V okolí zdrojů znečištění dochází k zachycování půdního prachu obsahujícího kovové prvky (Nash 2008c).

3.3.1.2 Mechy

Mechy jsou poměrně hojně využívány při hodnocení mokré a suché atmosférické depozice. Mechy jsou schopné akumulovat prvky ve vyšších koncentracích než ostatní vyšší rostliny. Příjem prvků z mokré a suché atmosférické depozice je umožněn nepřítomností epidermisu a kutikuly, velkým poměrem povrchu k hmotnosti, jednou buněčnou vrstvou listů a nepřítomností specifických orgánů pro příjem prvků ze substrátu (Coskun et al. 2009). Této fyziologické a morfologické vlastnosti mechů umožňují přímé zabudování prvků do buněčných struktur pasivními výměnnými procesy (Herpin et al. 2004).

Mechy akumulují živiny a těžké kovy z atmosférické depozice prostřednictvím povrchu svých nadzemních částí. Kovy jsou účinně adsorbovány na pektinech a na buněčných strukturách 1-3letých segmentů mechového těla (Šakalys et al. 2009). Adsorbované kovy mohou být zachyceny jako částice na povrchu mechů, rozpuštěny v kapalinách v mezibuněčném prostoru, vázány ve výměnné formě na výměnná nebo chelatační místa na buněčné stěně a vnějším povrchu plazmatické membrány (extracelulární frakce) nebo transportovány dovnitř buněk a akumulovány v rozpustné nebo nerozpustné formě (intracelulární frakce) (González a Pokrovsky 2014). Obsah prvků v některých pleurokarpních meších odráží průměrnou expozici v období 3-4 let, kdy se budují živá mechová pletiva (Coskun et al. 2009).

Většina studií poukazuje na vyšší schopnost mechů zachytit a akumulovat většinu prvků přenášených vzduchem ve srovnání s lišejníky (Spagnuolo et al., 2011).

3.3.2 Toxita kovů a vliv na metabolismus

3.3.2.1 Lišejníky

Fotobionti lišejníků musí vyloučit kovy, které nejsou potřebné pro metabolismus, a zadržet kovy nezbytné a zároveň zajistit, aby základní ionty byly v optimálních koncentracích v intracelulární vrstvě (Cobbett a Goldsbrough 2002), ale nárůst koncentrace kovů může působit negativně na metabolismus lišejníků.

Mezi toxické účinky kovů patří **inhibice růstu**. Rychlost růstu se při zátěži kovy snižuje, a proto se běžně používá jako standardní ukazatel toxicity. Rychlosti jsou snadno měřitelné a

věrně odrážejí neschopnost buněk (Backer a Fahselr 2008). Bylo pozorováno, že zinek a kadmium inhibují růst buněk *Trebouxia gelatinosa* (Nash 1975).

Zvýšené koncentrace kovů mají také **cytologické účinky** na fotobiont lišejníků. Cu a Ni způsobuje plazmolýzu buněk *Trebouxia* v lišejníku *Bryoria fuscescens*. Za kyselých podmínek (pH 3) docházelo ke zduření mitochondriálních krist a degeneraci chloroplastových thylakoidních membrán (Tarhanen 1998). Šestimocný chrom dodávaný lišejníku *Xanthoria parietina* byl lokalizován převážně v mykobiontu, ale přesto způsobil odloučení plazmalemy od buněčných stěn fotobiontu *Trebouxia*. Následně bylo zjištěno, že kadmium je v lišejnících *Xanthoria parietina* uložen ve formě elektronově neprůhledných sraženin obsahujících kadmium v chloroplastech fotobionta, plazmalemě a buněčných stěnách (Sanita di Toppi et al. 2005).

Respirace a fotosyntéza jsou také citlivé na kovy v důsledku citlivosti fotobiontů lišejníků na nadbytek kovů. Hodnocení asimilačních pigmentů je citlivým a nenákladným přístupem k měření vlivu kovů na fotosyntetický aparát lišejníků, protože nadbytek toxických kovů negativně ovlivňuje biosyntézu chlorofylu (Backer a Fahselr 2008). Podle práce Browna a Becketa (1984) zjištěno že zvýšené obsahy Zn a Cd v stélce lišejníků v kontaminované kadmien a zinkem oblasti měli vliv na fotosyntézu, která se snížila na 5-40 % kontroly u 10 druhů lišejníků obsahujících sinice rodů *Collema*, *Lichina*, *Lobaria*, *Nephroma*, *Peltigera* a *Sticta*.

Těžké kovy nemusí působit jen toxicky, existují i mechanismy tolerance těžkých kovů ve stélce lišejníků. Lišejníky vyskytující se na kovonosných substrátech akumulují značné koncentrace kovů a vytvářejí odlišná druhová společenstva (Backer a Fahselr 2008). Mechanismy tolerance mohou zahrnovat vrozenou cytoplazmatickou toleranci, cytoplazmatickou imobilizaci a detoxikaci iontů chemickou kombinací a transport iontů do oblastí mimo plazmalemy a dokonce do buněčné stěny (Nash 2008c).

3.3.2.2 Mechy

Negativní účinky znečištění těžkými kovy zahrnují ultrastrukturální změny i změny fyziologických procesů a vlastností rostlin (Canivet et al. 2015). Ultrastrukturální změny pozorované u mechorostů vystavených stresu z těžkých kovů mohou zahrnovat alternace tvaru chloroplastů a organizace tylakoidů (Choudhury a Panda 2005) a také výskyt stromálních plastoglobulů v nich (Basile et al. 2009).

Vedle ultrastrukturálních změn mohou těžké kovy také narušovat různé metabolické procesy a vést k fyziologickému stresu v buňkách mechorostů. Tyto negativní účinky lze vysvětlit vysokou afinitou těžkých kovů k sulfhydriolovým skupinám v různých proteinech, což může vést k inhibici enzymové aktivity nebo ke konformačním modifikacím proteinů. Alternativy v různých buněčných procesech mohou být také důsledkem vytěsnění, a tedy nedostatku esenciálního prvku konkrétním těžkým kovem. Obsah chlorofylu je často používaným parametrem pro hodnocení fyziologického stavu a biologické aktivity (fotosyntetické kapacity) rostlin (Stanković et al. 2018). Příkladem je pokles celkového obsahu chlorofylu u *Rhytidiadelphus squarrosus* v důsledku působení Cu, Zn a Pb na ten organismus (Tremper et al. 2004). Na mechorostech *Thuidium delicatulum* zkoumano že na obsah chlorofylu měď má dominantní vliv a nejmenší vliv Zn, těžké kovy také mohou vyvolat

přeměnu chlorofylu-a na chlorofyl-b (Shakya et al. 2008). Cd také může mít negativní vliv na obsah chlorofylu a vést k následné ztrátě životaschopnosti u testovaného mechu *Physcomitrella patens* (Rother et al. 2006).

Kromě přímých změn biologických struktur a procesů v rostlinných buňkách mohou těžké kovy také indukovat reaktivní formy kyslíku, jako je peroxid vodíku (H₂O₂), superoxidové radikály (O₂⁻) a hydroxylové radikály (OH⁻), které mohou reagovat s lipidy, proteiny, pigmenty a nukleovými kyselinami, což vede k peroxidaci lipidů, poškození membrán nebo inaktivaci enzymů (Choudhury a Panda 2005).

3.3.3 Výskyt mechtů a lišejníků v kontaminované oblasti

Na území České republiky se vyskytuje 836 druhů i 28 vnitrodruhových taxonů mechtů (Kučera a Váňa 2012) a 1526 druhů lišejníkové flóry (Liška a Palice 2010).

V průběhu odběru vzorků mechtů a lišejníků na vybraných lokalitách v oblasti Příbramska byli nalezené následující druhy (podrobná charakteristika jednotlivých druhů v Příloze 1 a 2).

Seznam lišejníků:

Cladonia coniocraea
Cladonia fimbriata
Evernia prunastri
Hypogymnia physodes
Hypogymnia tubulosa
Melanelixia glabratula
Melanohalea exasperatula
Parmelia sulcata
Physcia adscendens
Physcia dubia
Physcia stellaris
Physcia tenella
Pseudevernia furfuracea
Xanthoria parietina
Xanthoria polycarpa

Seznam mechtů:

Amblystegium serpens
Brachythecium sp.
Brachythecium rutabulum
Bryum argenteum
Calliigonella cuspidata
Ceratodon purpureus
Ctenidium molluscum
Dicranella heteromala
Grimmia orbicularis
Hypnum cupressiforme
Plagiomnium undulatum
Polytrichum formosum

Porella platyphylla
Rhytidiadelphus squarrosus
Syntrychia ruralis
Thamnobryum alopecuroides
Thuidium tamariscinum
Tortella tortuosa

4 Materiály a metody

Pro studii byly vybrány nekultivované louky s výskytem lišejníků a mechů podél řeky Litavky v České republice ovlivněné emisemi z bývalých dolů a hutí v okolí Příbrami. Přestože je technika biomonitoringu druhů lišejníků a mechů široce využívána, zejména ve skandinávských zemích a v celé Evropě, jako indikátory znečištění životního prostředí (Špiric et al. 2013; Barandovski et al. 2015; Thinova et al. 2014), mnoho otázek stále není dobře zodpovězeno. Zkoumali jsme možný podíl lišejníků a mechů na akumulaci rizikových prvků v životním prostředí a předpokládáme, že akumulační účinnost obou druhů je vhodným zástupným ukazatelem úrovně znečištění jako východisko pro provedení spolehlivého porovnání výsledků. Proto jsme stanovili vzorce akumulace lišejníků a mechů a porovnali je s kontrolními vzorky. Studie odpovídá na následující nevyřešené výzkumné otázky:

- Při jaké úrovni kontaminace půdy rizikovými prvky ovlivňují toleranci a vzorce rozšíření lišejníků a mechů?
- Do jaké míry mohou oba organismy akumulovat rizikové prvky?
- Souvisí akumulace rizikových prvků lišejníky a mechy s půdními rizikovými prvky?

4.1 Místo studie

Studované lokality se nacházejí v okrese Příbram v České republice, který byl v minulosti značně ovlivněn těžbou a tavením polymetalických rud Pb-Ag-Zn (Ettler et al. 2007; Vaněk et al. 2005). S výjimkou kontrolní lokality (E) jsou zbývající vybrané lokality (A - D) závažným způsobem zatíženy vlivem opuštěných hutí, a je známo, že na těchto lokalitách se nacházejí vysoké obsahy Cd, Pb a Zn v půdách (Tab. 1; Borůvka a Vácha 2006; Zárubová et al. 2015). Tyto lokality se nacházejí přibližně 54 až 56 km jihozápadně od hlavního města Prahy a tvoří lineární průřez k řece Litavce vykazující relativně podobné charakteristiky prostředí (viz Obrázek 1).

4.2 Techniky odběru vzorků a sběr vzorků

Vzorky půdních a terestrických lišejníků a mechů byly odebrány na čtyřech nekultivovaných loukách vybraných podél řeky Litavky, které představují lineární zdroj znečištění v blízkosti potoka. Lokality jsou od sebe vzdáleny přibližně 2 km. Pátá lokalita se pak nacházela cca 10 km dále podle toku Litavky poblíž města Jince. Zde byla rovněž vybrána nekultivovaná louka, která byla považována za kontrolní variantu vzhledem k větší vzdálenosti od oblasti zasažené těžbou a zpracováním rud. Na každé lokalitě byly odebrány reprezentativní vzorky všech mechů a lišejníků, které se zde v době odběru vyskytovaly. Nomenklatura a klasifikace druhů lišejníků a mechorostů se řídila Integrovaným taxonomickým informačním systémem-ITIS

(https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=548242#null) a fylogenetickou skupinou Angiosperm Phylogeny Group - APG IV (<https://www.gbif.org/species/3106>). Všechny vzorky byly odebrány pomocí nože a kleští a byly uloženy do plastových sáčků.



Obrázek 1. Mapa jednotlivých lokalit (převzato a upraveno dle Mukhtorova et al. 2019)

4.3 Analytické metody

Po určení druhů byly vzorky mechů a lišejníků pečlivě omyty destilovanou vodou, vysušeny při laboratorní teplotě a jemně rozemlety. Celkové obsahy prvků ve vzorcích mechů a lišejníků byly stanoveny tak, že vzorky byly nejprve rozloženy metodou mokrého rozkladu za pomoci mikrovlnného ohřevu následovně: 0,2 g suché homogenizované biomasy bylo naváženo do reakčních teflonových nádob. Vzorky byly poté zality 8 ml 65% kyseliny dusičné a 2 ml 30% peroxidu vodíku. Takto připravené vzorky byly v teflonových nádobách rozloženy v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) po dobu 45 minut. Po vychladnutí nádob byly vzorky převedeny do 20 ml zkumavek, doplněny po rysku demineralizovanou vodou a uchovány při laboratorní teplotě do doby měření.

Pro stanovení pseudocelkových obsahů prvků v půdě bylo naváženo 0,5 g vzorku zeminy. Navážka byla poté zalita 10 ml lučavky královské, konkrétně 4,5 ml HCl a 1,5 ml HNO₃ (obě

Analpure®, Analytika, ČR). Připravené vzorky byly vloženy do teflonových reakčních nádob, kde v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem (Ethos 1, MLS GmbH, Německo) probíhala extrakce po dobu 45 minut. Po částečném zchladnutí nádob byly ze vzorků odpařeny kyseliny a po úplném zchladnutí byly vzorky přelity do 25 ml zkumavek a doplněny deionizovanou H₂O a uchovávány při laboratorní teplotě až do stanovení koncentrací prvků pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES) na přístroji Agilent 720 (Agilent Technologies Inc., USA).

4.4 Statistické analýzy

Data získaná z analýzy půdy, lišejníků a mechů nesplňovala předpoklad normality podle Shapiro-Wilk W a Leveneho testů rozptylu. K ověření rozdílů v chemických parametrech půdy na lokalitách byly tedy použity Kruskal-Wallisovy testy ANOVA a následně Dunnovy post hoc testy. Pro posouzení vztahu mezi obsahy rizikových prvků v meších a lišejnících a půdách jsme použili Spearmanův koeficient pořadové korelace. Všechna statistická hodnocení byla provedena pomocí softwaru STATISTICA verze 13.3 (www.statsoft.com).

4.4.1 Odhad indexu znečištění [Ii]

Index znečištění byl vypočten a interpretován podle Chen et al. (2015).

$$I_i = \frac{C_i}{S_i}$$

C_i - koncentrace měřených rizikových prvků v půdě; S_i - přípustný limit hodnocených rizikových prvků v půdě. V tomto případě se za S_i považují preventivní limity prvků v půdě podle Vyhlášky č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu a podle Světové zdravotnické organizace (1996).

- I_i ≤ 0,7, bezpečná úroveň znečištění.
- 0,7 < I_i ≤ 1,0, čisté životní prostředí
- 1,0 < I_i ≤ 2,0, slabé znečištění
- 2,0 < I_i ≤ 3,0, mírné znečištění
- I_i ≥ 3,0, závažné/velmi silné znečištění

4.4.2 Biokoncentrační faktor [BCF]

Biokoncentrační faktor (BCF) popisuje příjem prvků zkoumanými rostlinami, byl vypočten a interpretován podle studie, kterou publikovali Hanousková et al. (2021).

$$BCF = \frac{C_1}{C_2}$$

C₁ - koncentrace prvku v rostlině; C₂ - celková koncentrace v půdě.

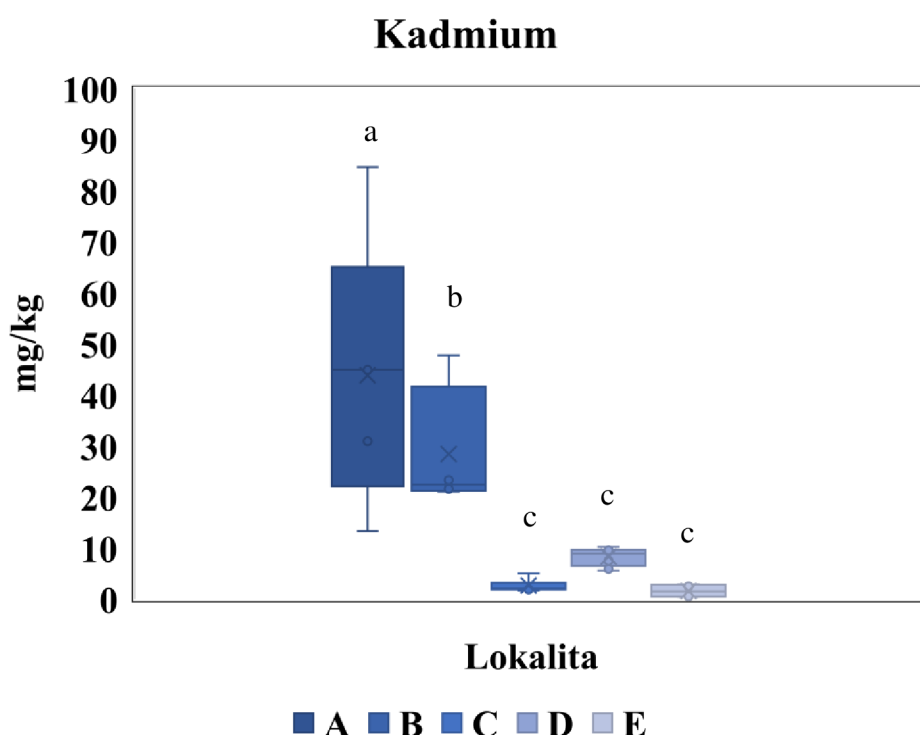
5 Výsledky

Celkem bylo zjištěno 15 druhů lišejníků a 18 druhů mechů s mezidruhovým zastoupením na lokalitách. Lišejníky jsou dobře charakterizovány pěti čeleděmi, přičemž dominantní je čeleď *Parmeliaceae* ve srovnání s 12 čeleděmi mechů. Koncentrace Cd, Pb a Zn v půdách byly relevantní jako prvky zjištěné ve všech případech na studovaných lokalitách.

5.1 Charakteristika rizikových prvků v půdě

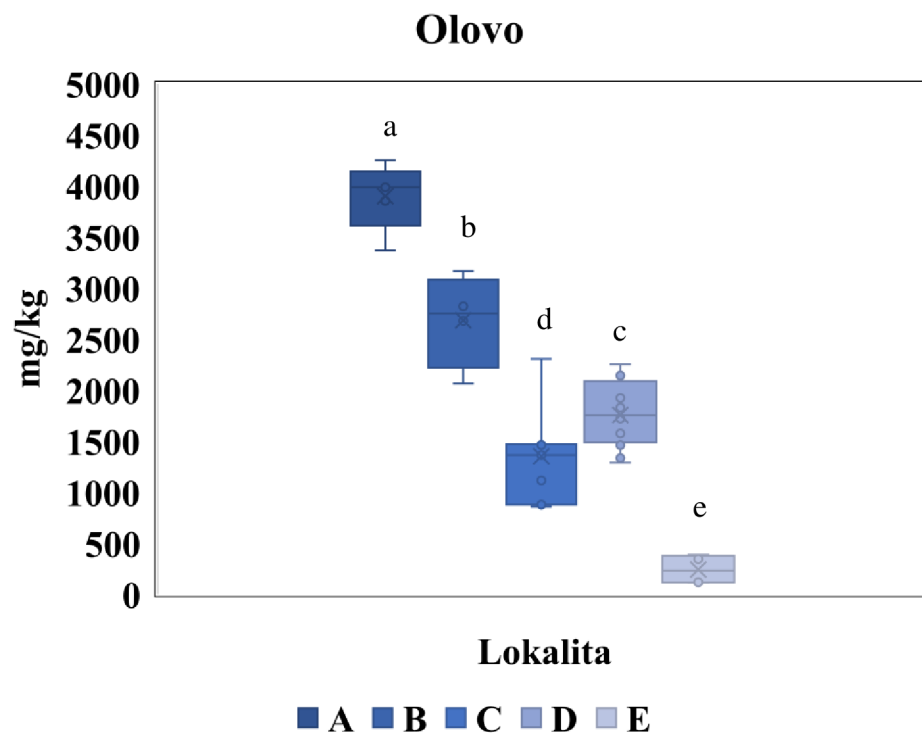
Vliv lokalit na koncentraci Cd, Pb a Zn v půdě je na obrázcích 2, 3 a 4.

Průměrná koncentrace Cd se na všech lokalitách pohybovala v rozmezí 1,6 mg.kg⁻¹ na lokalitě E až 44 mg.kg⁻¹ na lokalitě A, což znamená, že obsah Cd na lokalitě A představoval více než 27krát vyšší obsah ve srovnání s kontrolní lokalitou E (viz Obrázek 2).

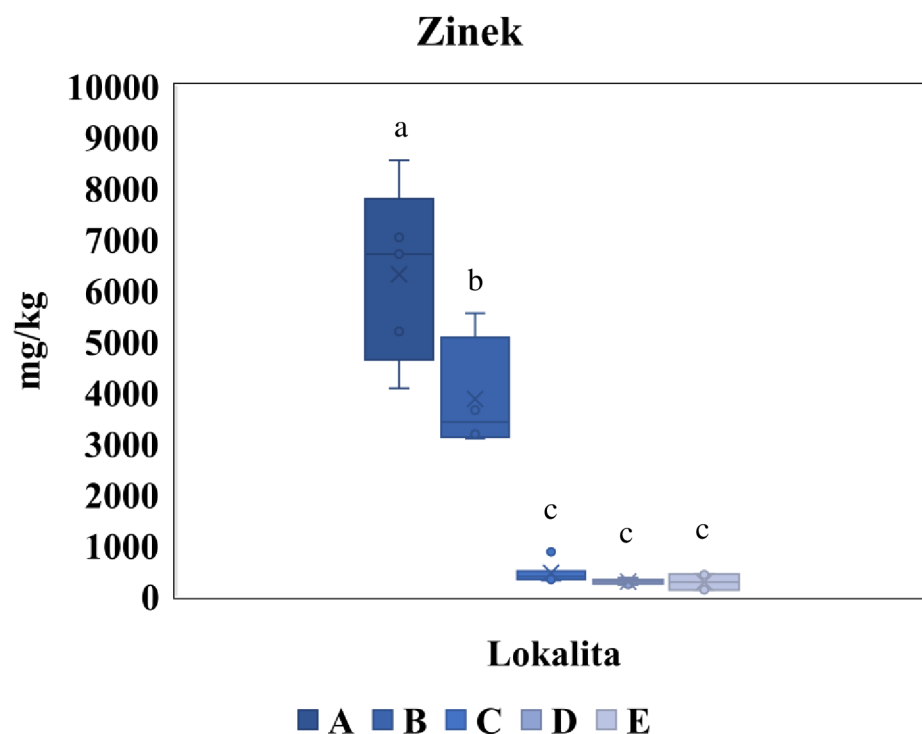


Obrázek 2. Celkový obsah Cd ve všech lokalitách. Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Hové Podlesí a E = obec Jince (kontrola). Lokality označené stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší na hladině významnosti $\alpha = 0,05$

Na lokalitě A vykazoval obsah Pb spolu se Zn extrémně vysoké koncentrace, zejména ve srovnání s kontrolní lokalitou E (viz Obrázky 3 a 4). Koncentrace Pb se v lokalitách E a A pohybovaly v rozmezí 241-3898 mg.kg⁻¹. Koncentrace Zn byla nejvyšší ze všech rizikových prvků a pohybovala se od 274 mg.kg⁻¹ na kontrolní lokalitě E do 6310 mg.kg⁻¹ v lokalitách A - D.



Obrázek 3. Celkový obsah Pb ve všech lokalitách. Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Hové Podlesí a E = obec Jince (kontrola). Lokality označené stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší na hladině významnosti $\alpha = 0,05$



Obrázek 4. Celkový obsah Zn ve všech lokalitách. Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Hové Podlesí a E = obec Jince (kontrola). Lokality označené stejnými písmeny se od sebe statisticky významně neliší na hladině významnosti $\alpha = 0,05$

Na základě těchto výsledků můžeme porovnat hodnoty koncentrace Cd, Pb a Zn s preventivními hodnotami obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě podle Přílohy č. 1 k vyhlášce č. 153/2016 Sb. Pro běžné půdy koncentrace **kadmia** nesmí překračovat 0,5 mg.kg⁻¹ (Vyhláška 153/2016 Sb. 2023). Bylo pozorováno, že na všech lokalitách, včetně kontrolní lokality E došlo k překročení limity celkového obsahu Cd. Obohacení 5,4krát na lokalitě C až 88krát na lokalitě A. Hodnota obsahů **olova** pro běžné půdy je 60 mg.kg⁻¹ (Vyhláška 153/2016 Sb. 2023). Překročení limity celkového obsahu Pb je 4krát na lokalitě E až 65krát na lokalitě A. Hodnota obsahů **zinku** pro běžné půdy je 120 mg.kg⁻¹ (Vyhláška 153/2016 Sb. 2023). Překročení limity celkového obsahu Zn je 2,3krát na lokalitě E až 52,6krát na lokalitě A - D.

5.2 Index znečištění

Koncentrace Cd, Pb a Zn vykazovaly různý stupeň kontaminace půdy. Ačkoli Cd na všech lokalitách vykazuje "závažné znečištění" ($I_i \geq 3$), pořadí závažnosti je podle koncentrace Cd následující: A (87,7) > B (56,9) > D (16,6) > C (5,4) > E (3,2). Lokalita E však vykazuje "slabé kontaminovanou půdu" Cd ($I_i \leq 2$) podle Přílohy č. 1 k vyhlášce č. 153/2016 Sb.

Dále byla zjištěna "závažná kontaminace" Pb podle I_i všech lokalit, přičemž A (65) > B (44,7) > D (29,3) > C (22,5) > E (4).

Koncentrace Zn způsobuje "závažnou kontaminaci" na lokalitách A, B a C, zatímco D a E představují mírnou úroveň podle použití přípustného limitu ČR v zemědělských půdách. Všechny lokality vykazují "závažnou kontaminaci" se stupněm závažnosti v koncentraci Zn podle pořadí A (52,6) > B (32,2) > C (3,8) > D (2,4) > E (2,3).

5.3 Biokoncentrační faktor

Z tabulek 2 – 6 vyplývá, že podle průměrných hodnot biokoncentračních faktorů pro Cd, Pb a Zn mají lišejníky zanedbatelnou akumulaci schopnost s výjimkou biokoncentračního faktoru pro Zn na lokalitě E (průměrná hodnota BCF je 0,203), což je možno považovat za nízkou, ale zanedbatelnou akumulaci.

Tabulka 2. Obsah prvků v lišejnících na lokalitě A a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,01	0,201	0,746
max	6,67	650,7	300,0
průměr	3,11	225,8	132,6
median	3,24	135,1	144,4
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,000	0,000	0,000
max	0,152	0,167	0,048
průměr	0,071	0,058	0,021
median	0,074	0,035	0,023

Tabulka 3. Obsah prvků v lišejnících na lokalitě B a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,13	17,9	11,6
max	5,72	66,0	173,7
průměr	1,35	39,0	60,7
median	0,605	37,6	35,4
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,005	0,007	0,003
max	0,201	0,025	0,045
průměr	0,048	0,015	0,016
median	0,021	0,014	0,009

Tabulka 4. Obsah prvků v lišejnících na lokalitě C a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,083	10,8	15,4
max	0,437	70,4	81,2
průměr	0,268	27,5	30,1
median	0,280	24,3	28,9
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,031	0,008	0,034
max	0,162	0,052	0,178
průměr	0,1	0,020	0,066
median	0,104	0,018	0,063

Tabulka 5. Obsah prvků v lišejnících na lokalitě D a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,3	37,7	13,0
max	2,9	531,4	65,1
průměr	1,1	251,0	34,4
median	0,9	262,3	31,1
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,036	0,022	0,046
max	0,349	0,303	0,23
průměr	0,13	0,14	0,12
median	0,109	0,15	0,11

Tabulka 6. Obsah prvků v lišejnících na lokalitě E a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,282	29,7	54,3
max	0,334	56,6	56,7
průměr	0,308	43,2	55,5
median	0,308	43,2	55,5
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,175	0,123	0,199
max	0,208	0,234	0,207
průměr	0,191	0,179	0,203
median	0,191	0,179	0,203

Podle tabulek 7 – 10 vychází, že mají mechy nízkou akumulární schopnost pro Cd (průměrná hodnota je 0,288) a Zn (průměrná hodnota je 0,263) na lokalitě D. V jiných případech je akumulární schopnost zanedbatelná.

Tabulka 7. Obsah prvků ve vzorcích mechů na lokalitě A a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,607	205,2	91,9
max	1,09	370,3	181,7
průměr	0,911	265,8	139,9
median	1,03	222,0	146,1
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,014	0,053	0,015
max	0,025	0,095	0,029
průměr	0,021	0,068	0,022
median	0,024	0,057	0,023

Tabulka 8. Obsah prvků ve vzorcích mechů na lokalitě B a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	1,28	30,0	93,6
max	1,28	30,0	93,6
průměr	1,28	30,0	93,6
median	1,28	30,0	93,6
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,045	0,011	0,024
max	0,045	0,011	0,024
průměr	0,045	0,011	0,024
median	0,045	0,011	0,024

Tabulka 9. Obsah prvků ve vzorcích mechů na lokalitě C a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,147	14,6	21,0
max	0,75	119,1	78,7
průměr	0,309	46,1	44,7
median	0,258	37,2	44,7
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,055	0,011	0,046
max	0,279	0,088	0,173
průměr	0,115	0,034	0,098
median	0,096	0,028	0,098

Tabulka 10. Obsah prvků ve vzorcích mechů na lokalitě D a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

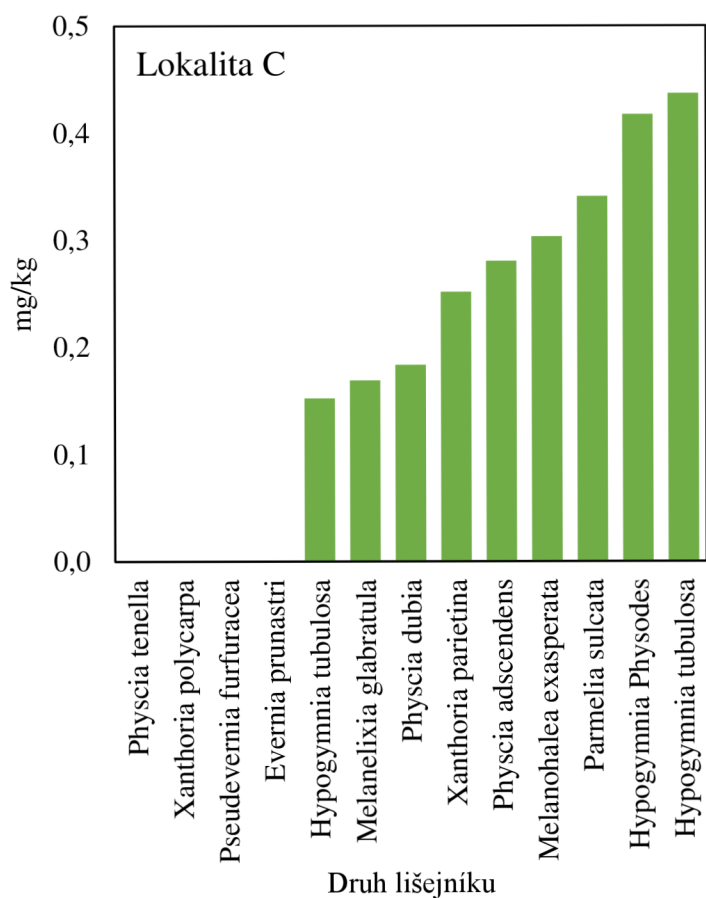
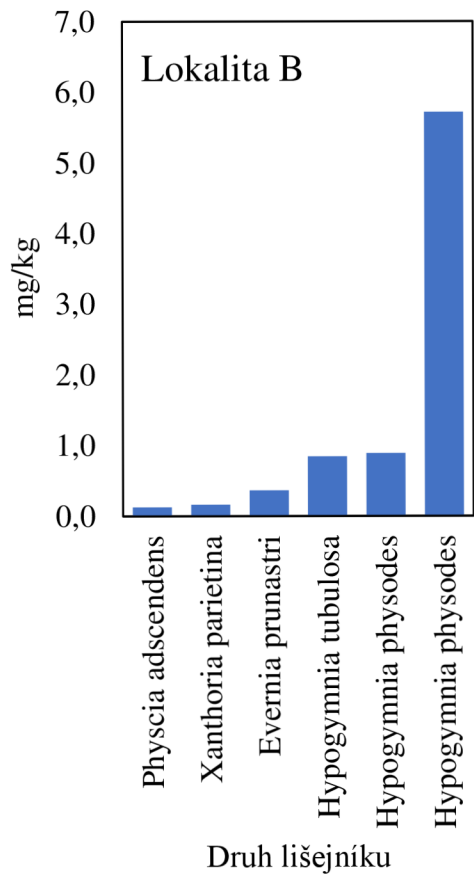
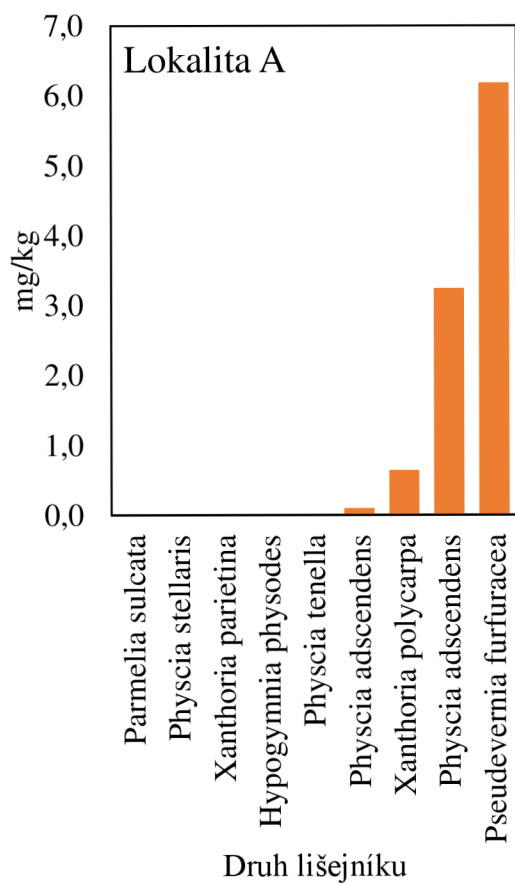
Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,918	108,5	35,6
max	4,44	854,0	161,9
průměr	2,39	310,3	77,8
median	2,16	183,8	74,3
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,111	0,062	0,126
max	0,535	0,487	0,572
průměr	0,288	0,177	0,263
median	0,26	0,105	0,263

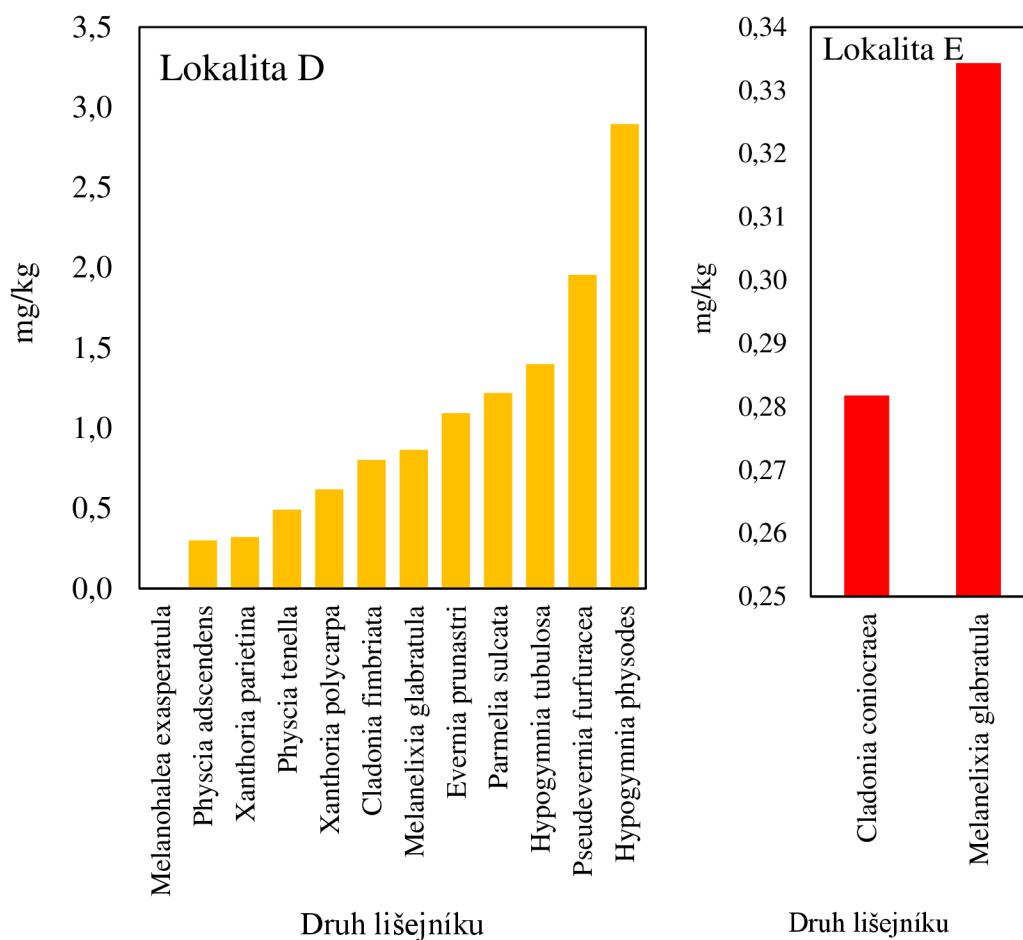
Tabulka 11. Obsah prvků ve vzorcích mechů na lokalitě E a biokoncentrační faktory pro jednotlivé prvky.

Celkový obsah prvků			
	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
min	0,093	12,3	17,2
max	0,341	93,8	70,1
průměr	0,228	35,0	27,5
median	0,241	27,6	20,6
Biokoncentrační faktory (BCF)			
	Cd	Pb	Zn
min	0,058	0,051	0,063
max	0,212	0,389	0,256
průměr	0,142	0,145	0,100
median	0,150	0,114	0,075

5.4 Rozšíření lišejníků a mechů a akumulace rizikových prvků dle jednotlivých druhů

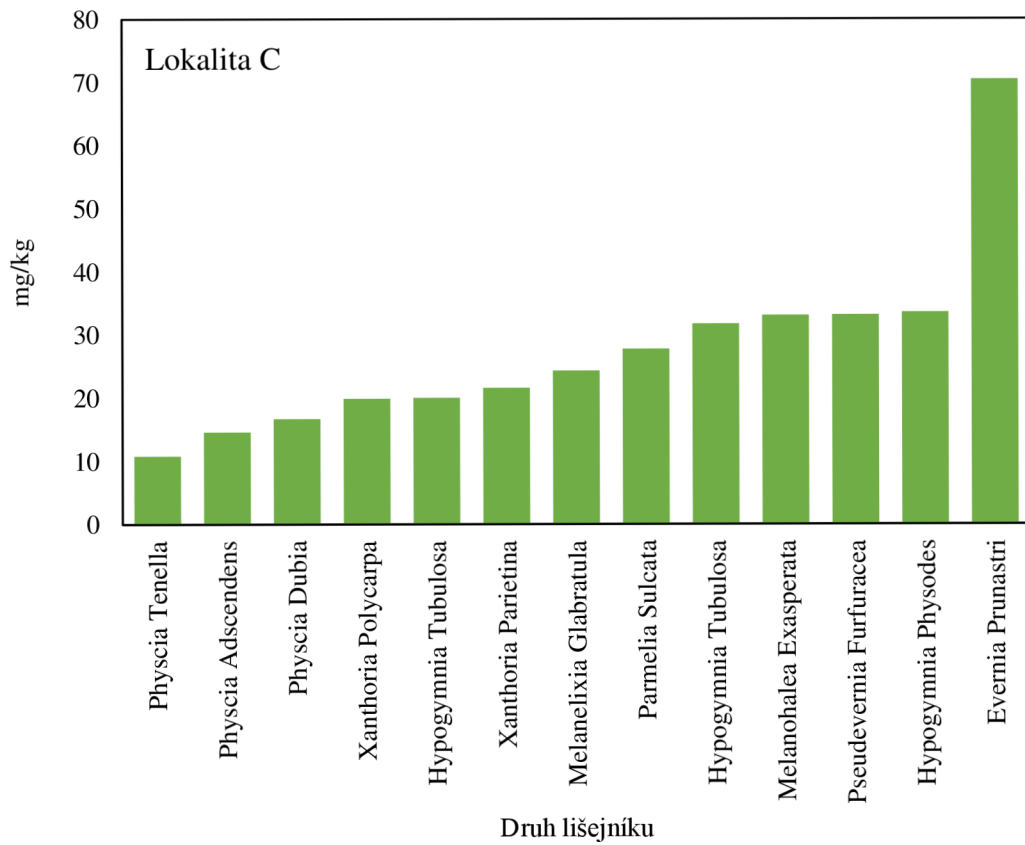
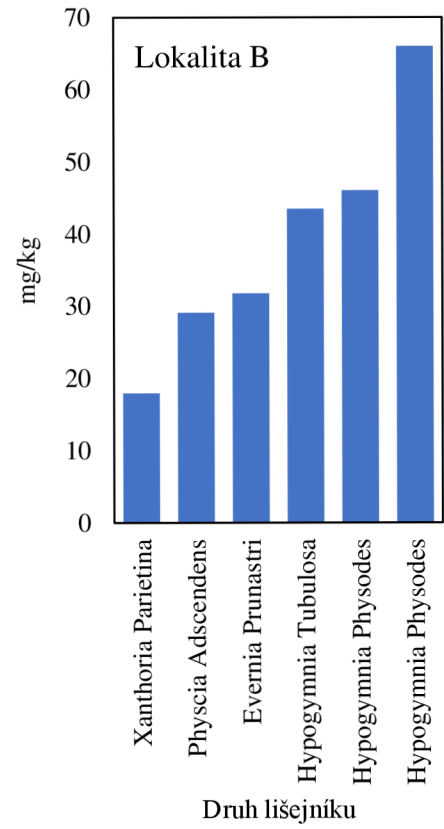
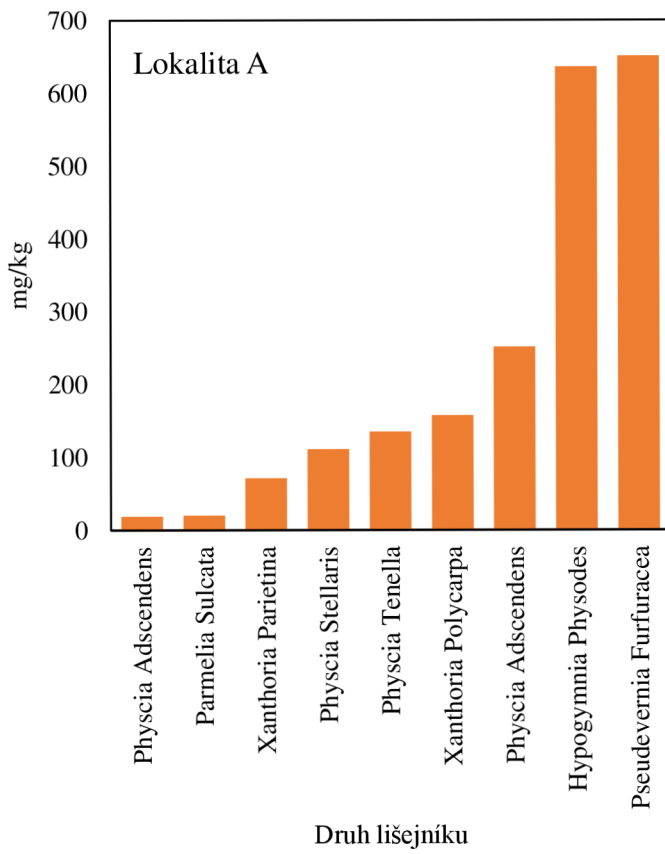
Různé druhy lišejníků a mechů mají různou úroveň akumulace a tolerance rizikových prvků (viz Obrázky 5 a 10). Koncentrace Cd dosahovala u *Pseudevernia furfuracea* na lokalitě A 6,2 mg.kg⁻¹; u *Hypogymnia physodes* na lokalitě B 5,7 mg.kg⁻¹; u *Hypogymnia tubulosa* na lokalitě C 0,4 mg.kg⁻¹ a u *Hypogymnia physodes* na lokalitě D 2,9 mg.kg⁻¹ (viz Obrázek 5). Srovnatelně nejnižší koncentrace Cd na lokalitě E podpořila akumulaci Cd 0,3 mg.kg⁻¹ pouze u *Cladonia coniocraea* a *Melanelixia glabratula*. *Pseudevernia furfuracea* a *Physcia adscendes* přetrvávají na různých lokalitách kontaminovaných Cd s převahou a tolerancí na "silně kontaminovaných" půdách.

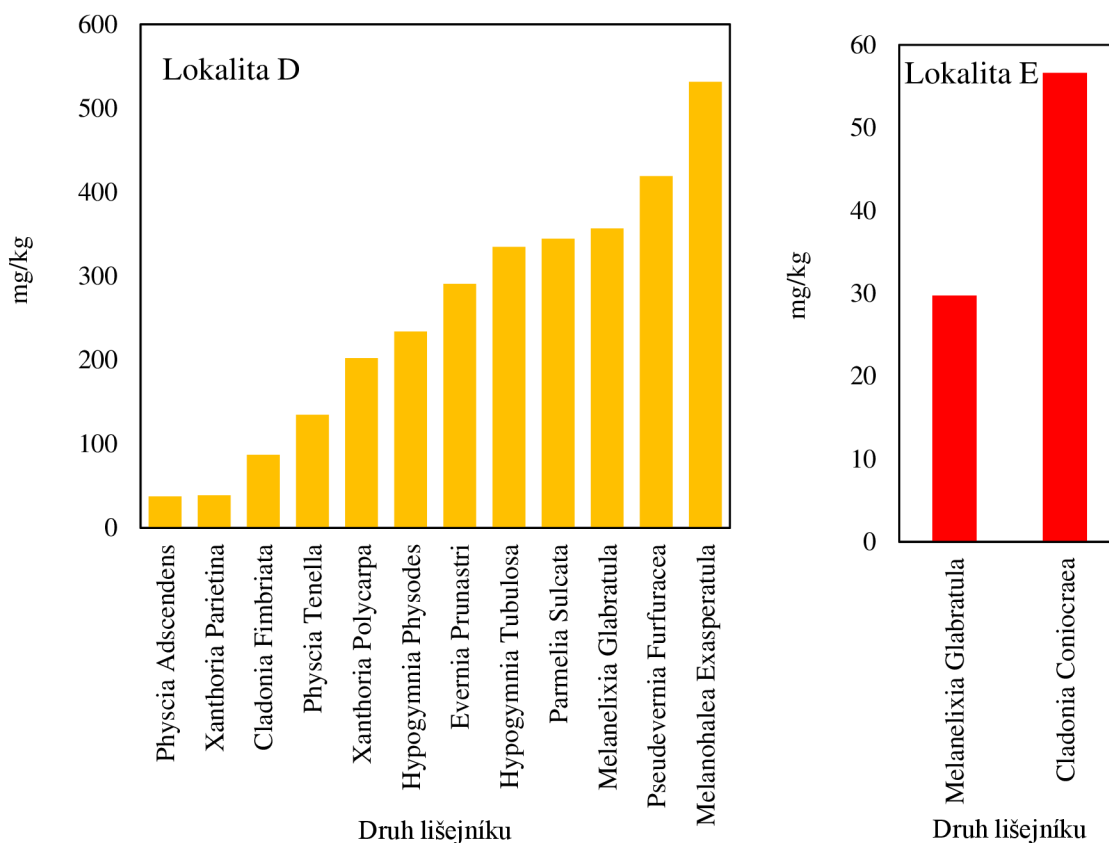




Obrázek 5. Obsahy Cd v lišejnících na jednotlivých lokalitách Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Nové Podlesí a E = obec Jince (kontrola); chybějící data u některých druhů znamenají, že obsah Cd byl pod mezi detekce stanovení.

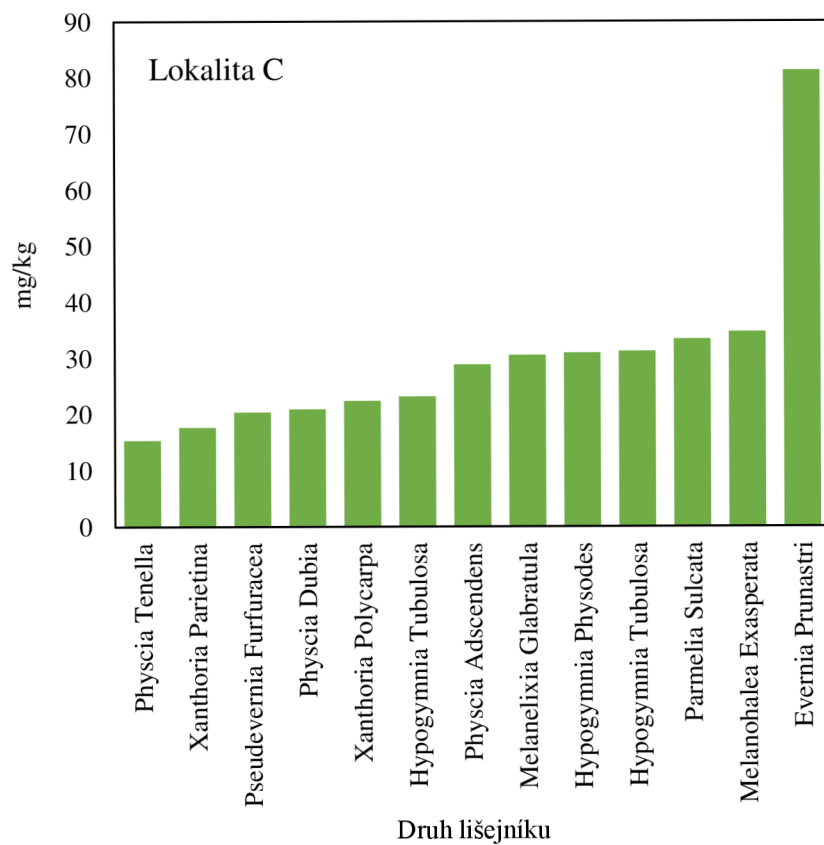
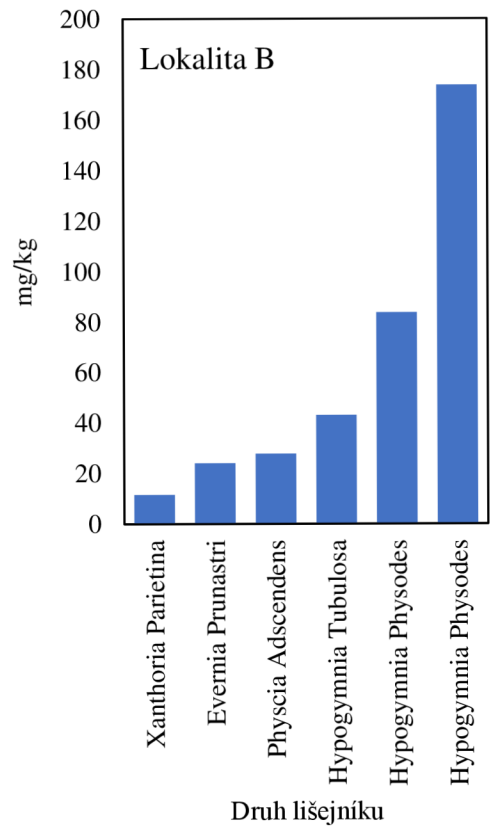
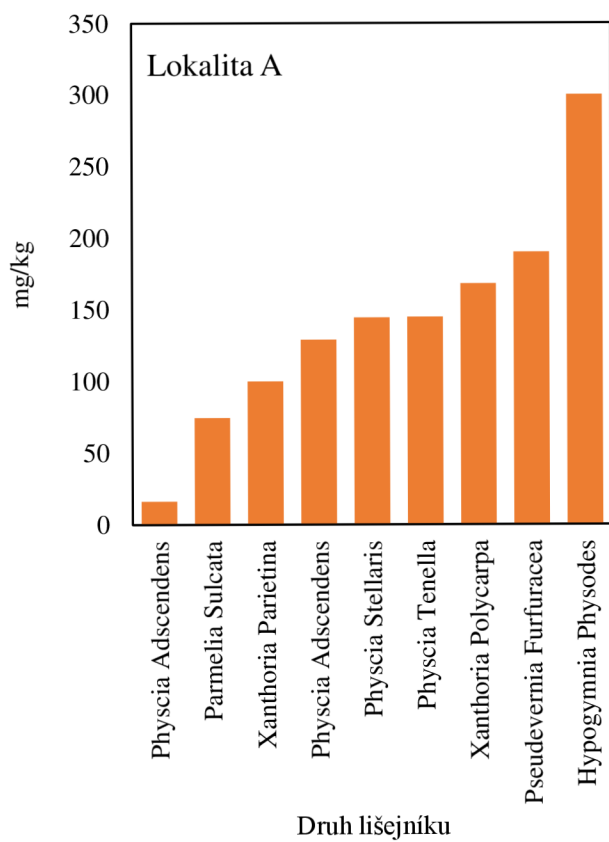
Výsledky ukazují vysokou schopnost akumulace Pb v *Pseudevernia furfuracea* (651 mg.kg^{-1}), *Hypogymnia physodes* (636 mg.kg^{-1}) s *Physcia adscendens* (251 mg.kg^{-1}), *Xanthoria polycarpa*, *Physcia tenella*, *Physcia stellaris*, *Xanthoria parietina* a *Physcia adscendens*, které vykazovaly schopnost růstu i v extrémně kontaminované půdě (viz Obrázek 6).

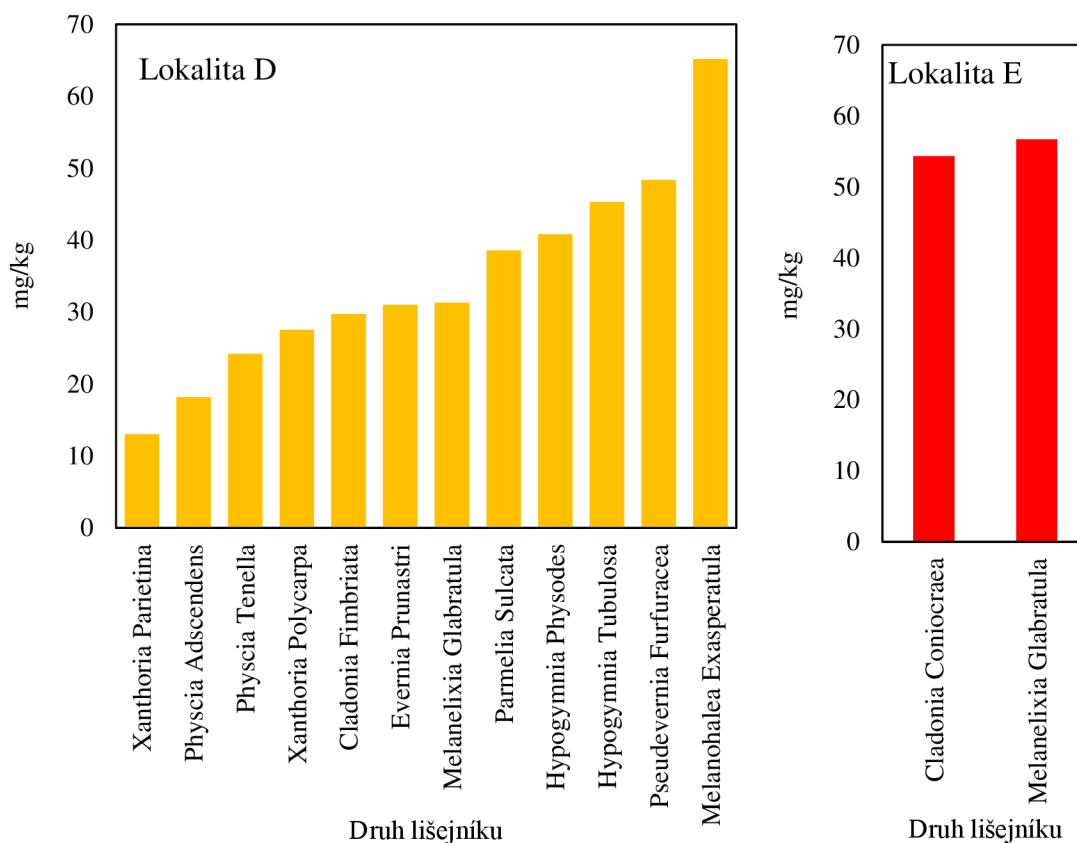




Obrázek 6. Obsahy Pb v lišejnících na jednotlivých lokalitách Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Nové Podlesí a E = obec Jince (kontrola).

Akumulace Zn byla výraznější u *Hypogymnia physodes* (300 mg.kg^{-1}), *Pseudevernia furfuracea* (190 mg.kg^{-1}), *Xanthoria polycarpa* (168 mg.kg^{-1}), *Physcia tenella* (145 mg.kg^{-1}), *Physcia adscendes* (129 mg.kg^{-1}), *Xanthoria parietina* (100 mg.kg^{-1}), které vykazovaly perzistenci ve vážně kontaminovaných půdách v pořadí klesající akumulace (viz Obrázek 7).

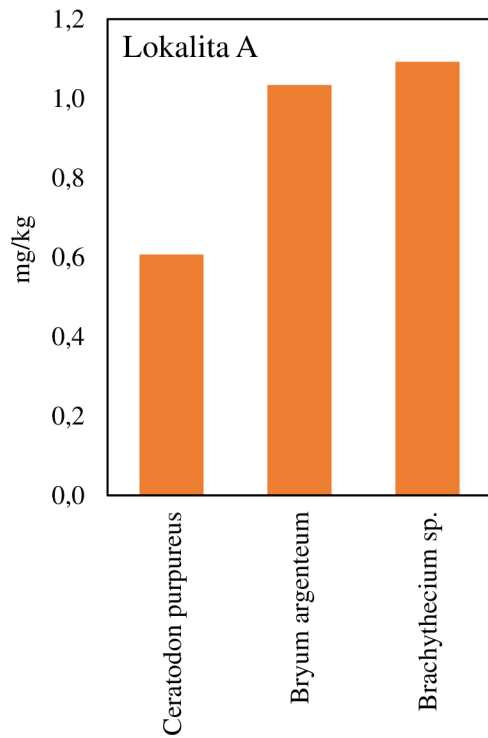




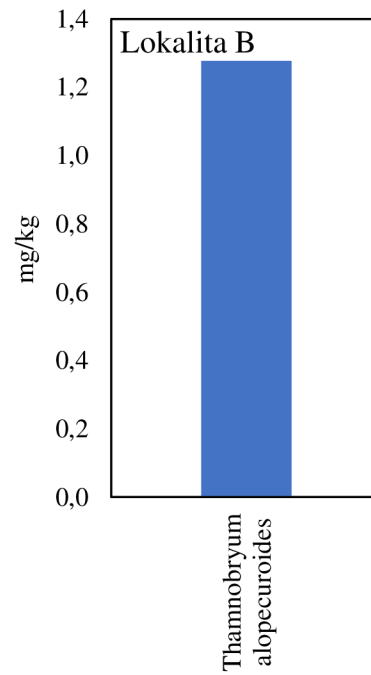
Obrázek 6. Obsahy Zn v lišejnících na jednotlivých lokalitách Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Nové Podlesí a E = obec Jince (kontrola).

V případě mechorostů vykazují všechny studované druhy určitou míru akumulace prvků při různých úrovních kontaminace, s výjimkou zanedbatelné akumulace Cd u *Dicranella heteromala* v E (viz Obrázky 8 - 10).

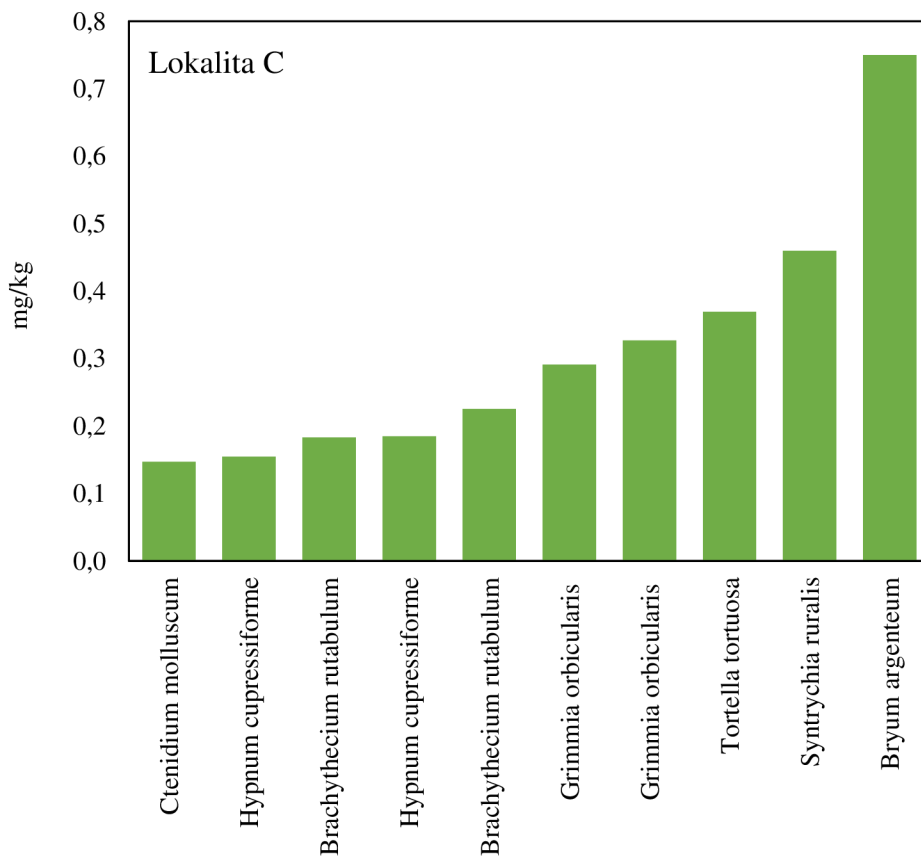
Druhy mechů s vysokou akumulací Cd *Amblystegium serpens* ($4,4 \text{ mg.kg}^{-1}$), *Ceratodon purpureus* ($3,8 \text{ mg.kg}^{-1}$), *Thuidium tamariscinum* ($2,8 \text{ mg.kg}^{-1}$), *Calliegonella cuspidate* ($2,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) a *Brachythecium rutabulum* ($1,4 \text{ mg.kg}^{-1}$), zatímco na lokalitě s nejvyšší koncentrací Cd v půdě se udržely pouze tři druhy (viz Obrázek 8). Souběžně s lišejníky se u mechorostů v této studii hromadí relativně menší počet druhů i koncentrace Cd, zejména na lokalitě A s vysokou koncentrací Cd v půdě.



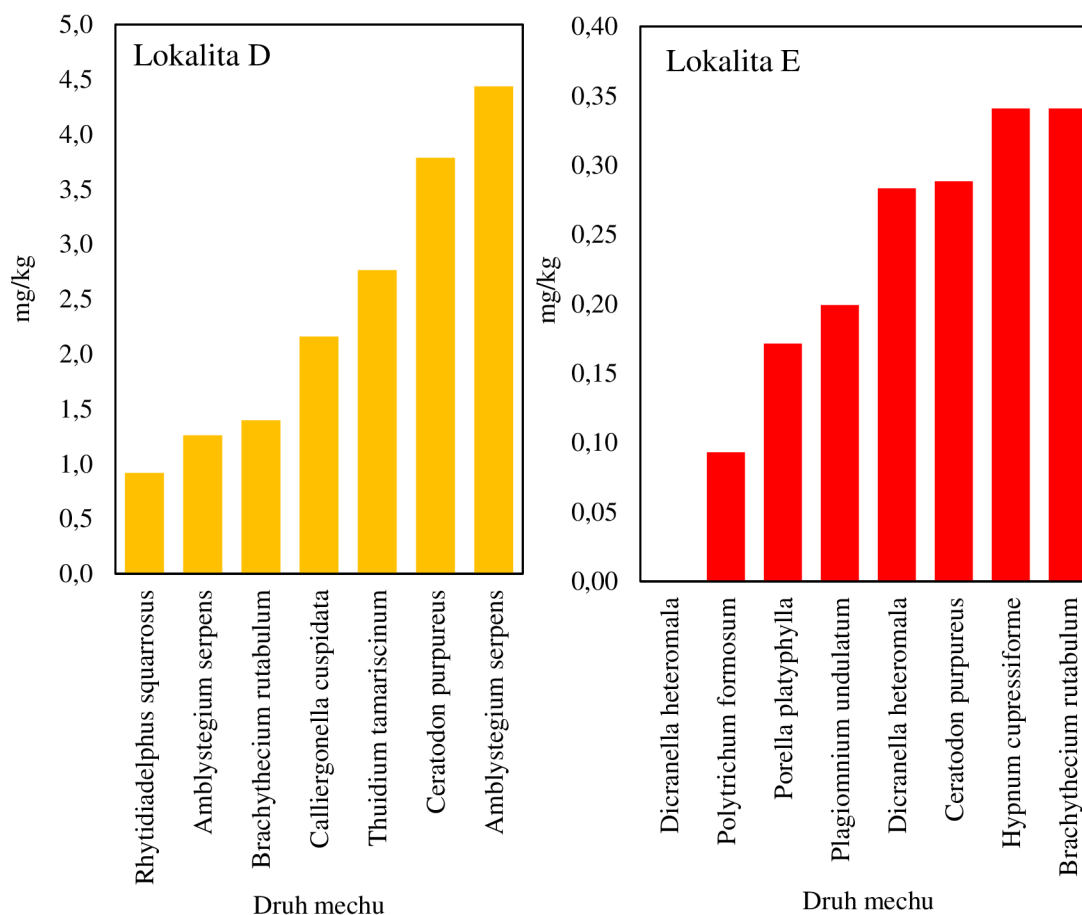
Druh mechu



Druh mechu

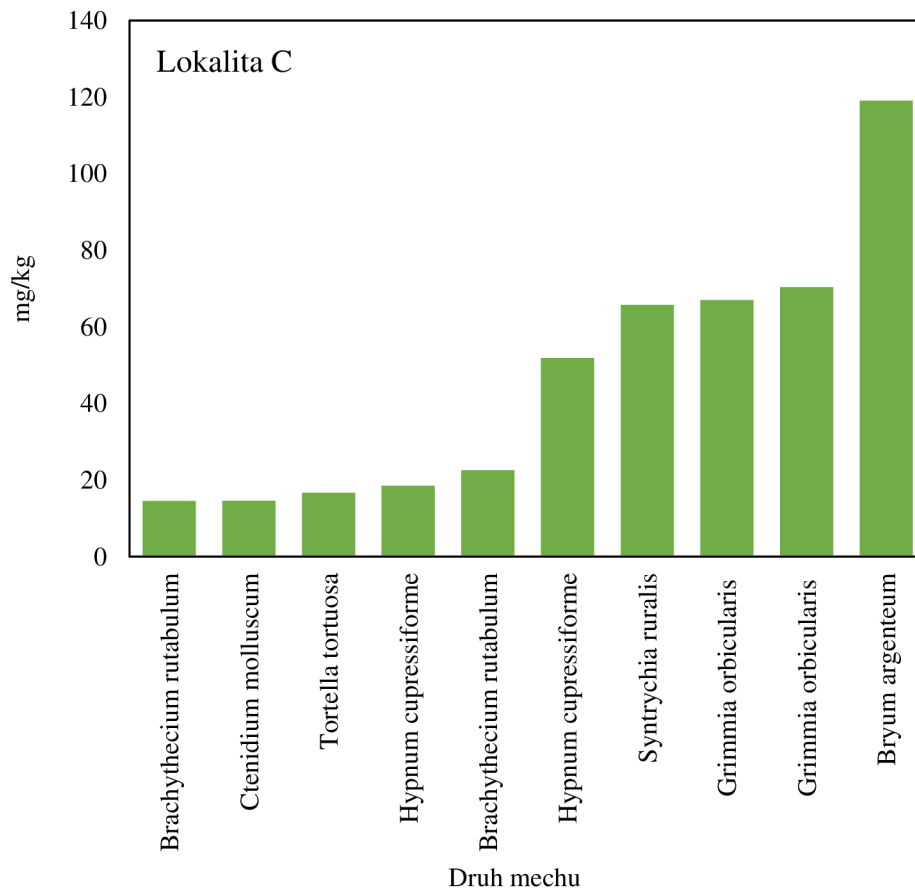
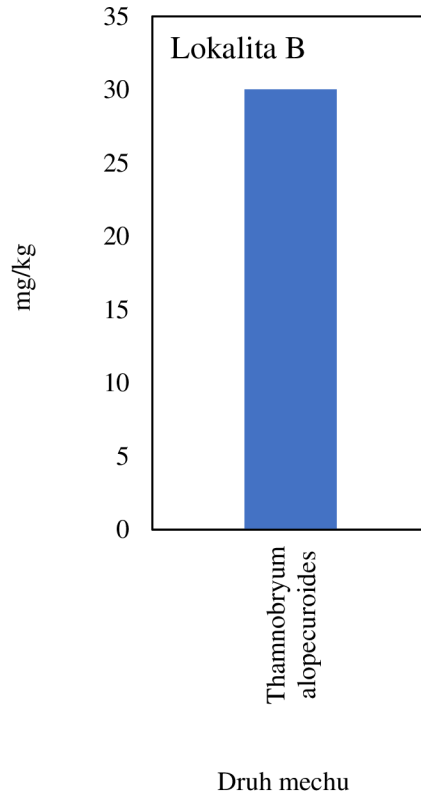
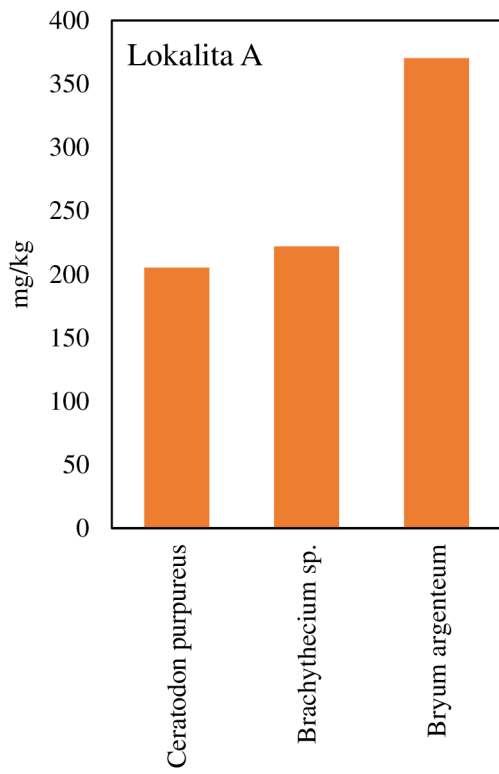


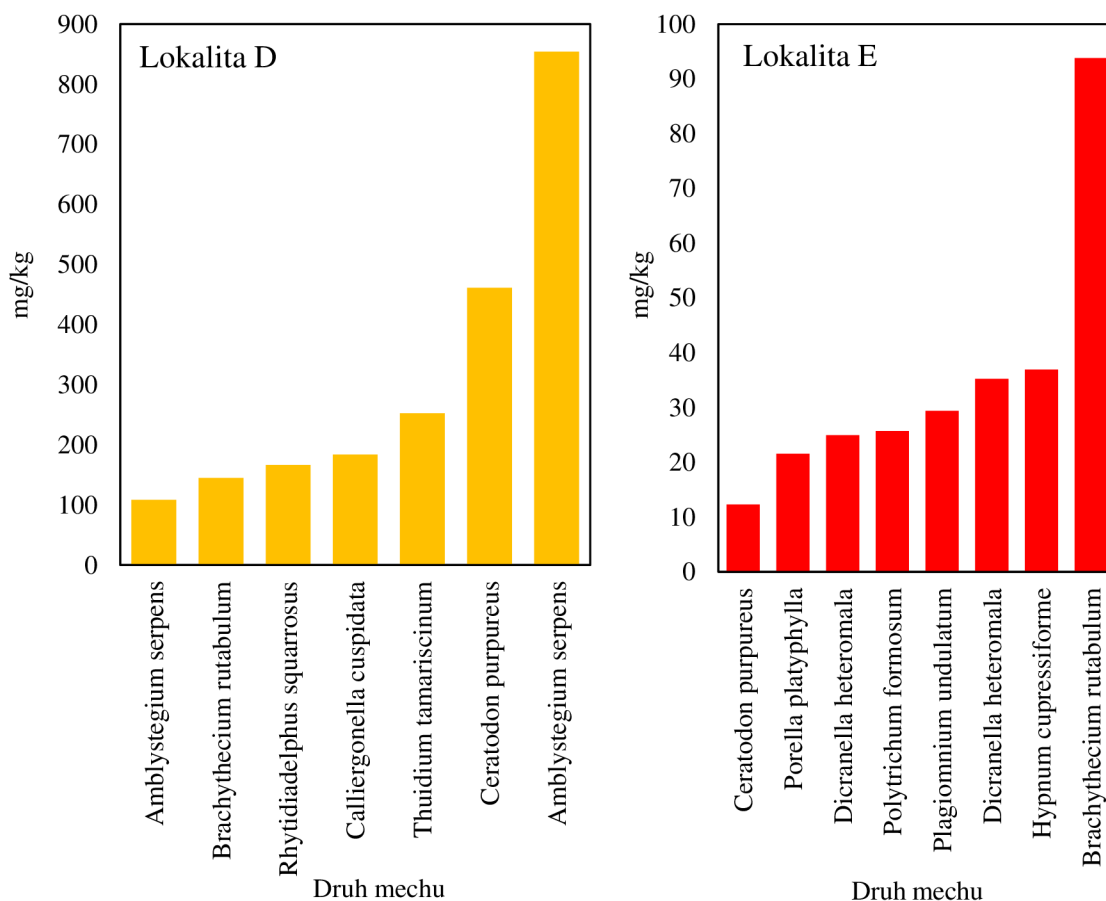
Druh mechu



Obrázek 8. Obsahy Cd ve vzorcích mechů na jednotlivých lokalitách Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Nové Podlesí a E = obec Jince (kontrola); chybějící data u některých druhů znamenají, že obsah Cd byl pod mezí detekce stanovení.

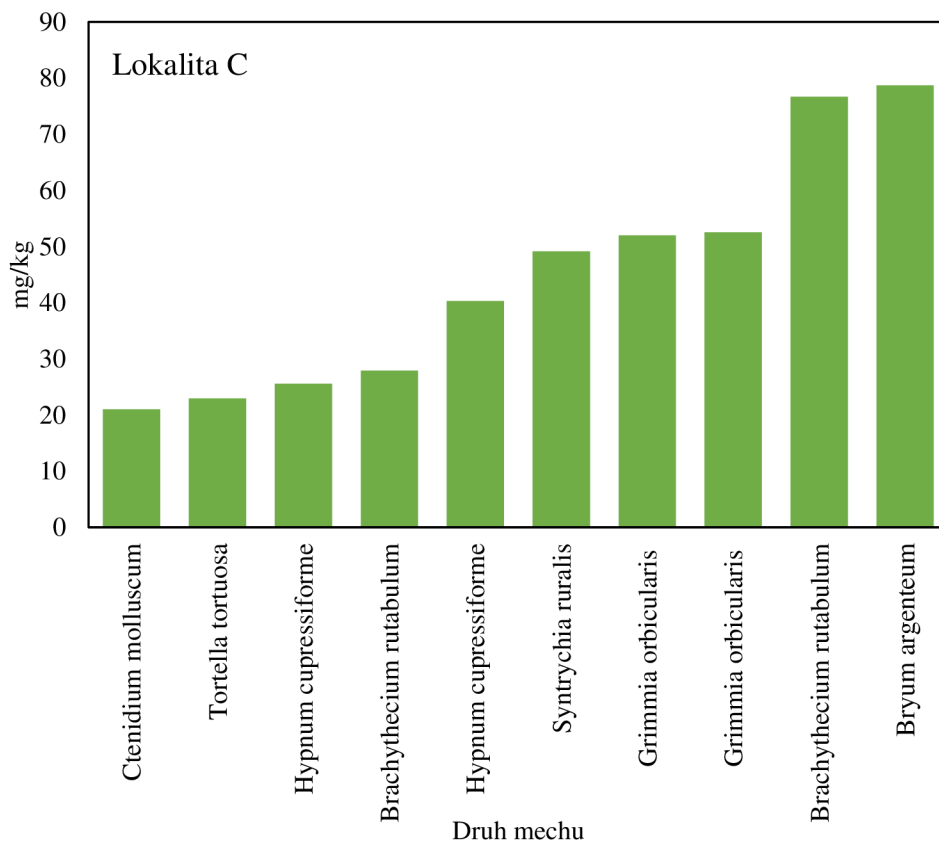
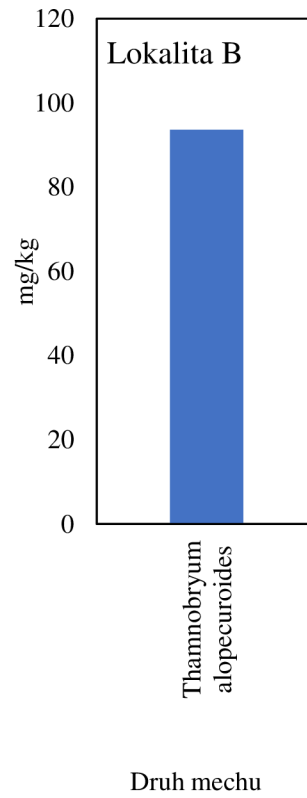
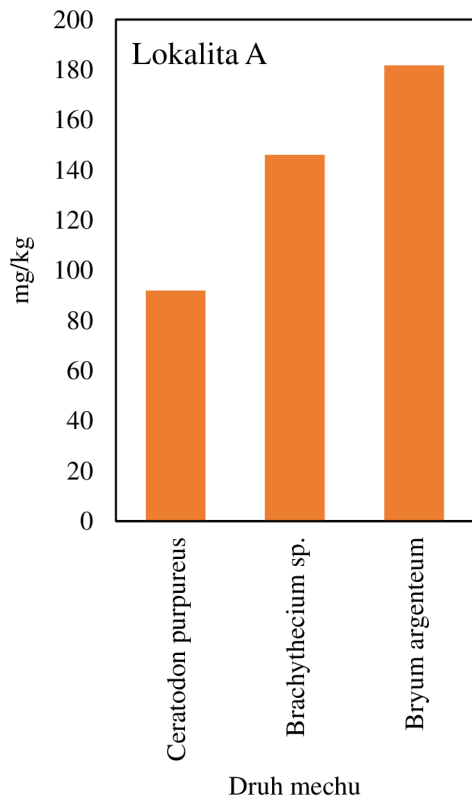
Mnoho druhů mechů přežívá na vážně kontaminovaných lokalitách s různou úrovní akumulace Pb/Zn. Zatímco všechny lokality byly vážně kontaminovány, *Amblystegium serpens* a *Ceratodon purpureus* akumulovaly až 854 a 461 mg Pb na kg⁻¹ v lokalitě C (viz Obrázek 9). *Bryum argenteum* přetrvává v relativně všech úrovních určité kontaminace s 370 a 119 mg Pb na kg⁻¹ na lokalitách A a C. Všechny studované druhy mechů jsou navíc adaptabilní v různých úrovních kontaminace s relativně vysokou akumulací Pb (viz Obrázek 9).

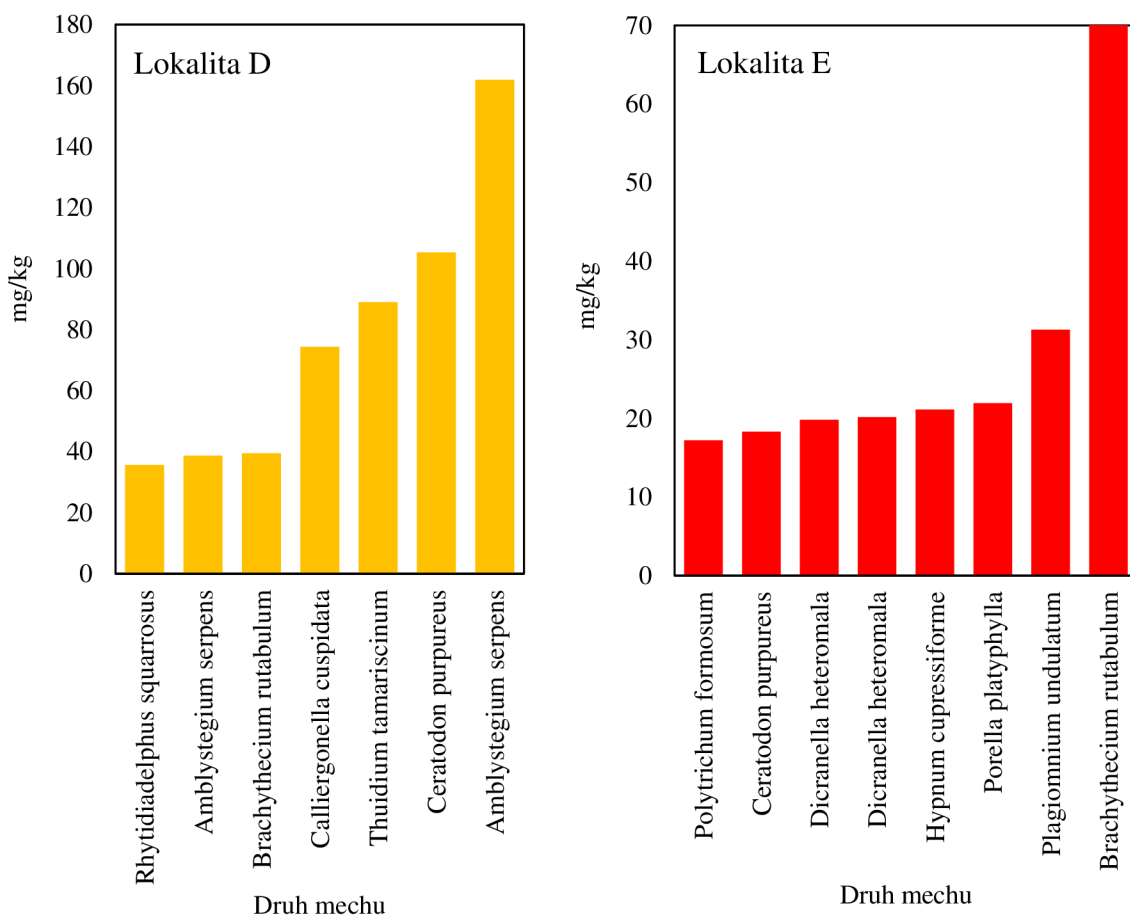




Obrázek 9. Obsahy Pb ve vzorcích mechů na jednotlivých lokalitách Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Nové Podlesí a E = obec Jince (kontrola); chybějící data u některých druhů znamenají, že obsah Cd byl pod mezí detekce stanovení.

Nejvyšší akumulaci Zn (182 mg.kg^{-1}) zaznamenal opět *Bryum argenteum*, přičemž u *Brachythecium spp.* na silně kontaminované lokalitě A to bylo $142 \text{ mg Zn na kg}^{-1}$ (viz Obrázek 10). Pozoruhodné je, že druhy s relativně nízkou akumulací Zn nemohly ve vážně kontaminovaných půdách přetrvat, zejména na lokalitě E, *Brachythecium rutabulum*, *Plagiomnium undulatum*, *Dicranella heteromala*, *Porella platyphylla* a *Polytrichum formosum*.





Obrázek 10. Obsahy Zn ve vzorcích mechů na jednotlivých lokalitách Zkratka: A = halda důlních odpadů, B = niva řeky Litavky, C = Lazecký mlýn, D = obec Nové Podlesí a E = obec Jince (kontrola); chybějící data u některých druhů znamenají, že obsah Cd byl pod mezí detekce stanovení.

5.5 Vztah mezi rizikovými prvky v půdách a lišejníky a mechy

V tabulce 12 je uvedena možnost absorpce rizikových prvků z půdy lišejníky a mechy podle korelačního koeficientu (r). Obecně byly zjištěny nízké pozitivní korelace mezi koncentracemi Cd, Pb a Zn v půdě a druhy mechů ($r = 0,29 - 0,35$). V případě lišejníků nebyla s výjimkou Pb ($r = 0,29$) a Zn ($r = 0,5$) zjištěna žádná pozitivní korelace.

Tabulka 12. Spearmanovy korelační koeficienty popisující vztah mezi obsahem prvků v půdě a v rostlinách.

	Cd	Pb	Zn
Mechy	0.29	0.35	0.32
Lišejníky	-0.29	0.29	0.50

6 Diskuze

Zvyšující se expozice rizikovým prvkům, například Cd, Pb, Ni a Zn, v ekosystému v důsledku metalurgických činností vyžaduje přijetí opatření k minimalizaci jejich účinků v souladu s příslušnými normami. Metodické přístupy, včetně fyzikálních (například odstranění kontaminované půdy nebo solidifikace), chemických (například asistovaná sanace s použitím EDTA) a biologických (například bioremediace a fytoremediace) opatření, mají různé účinky na rozlišení kontaminovaných míst a trofických úrovní (Liu et al. 2018; Raffa et al. 2021). Charakteristické je, že rostliny mohou rizikové prvky přijímat a případně akumulovat nebo detoxikovat jejich vysoký obsah ve svých buněčných a subbuněčných kompartmentech (Asare et al. 2022). Studie naznačují, že místa zasažená rizikovými prvky mohou být osídlena perzistentními druhy, které se různými mechanismy přizpůsobují boji proti obsahu rizikových prvků v ekosystému (Chamberlain et al. 2022).

Rozsáhlé průzkumy kontaminovaných míst mohou odhalit několik živých organismů, např. lišejníků a mechů, které jsou schopny růst v kontaminovaných oblastech a akumulovat různé rizikové prvky. Možnosti akumulace rizikových prvků u lišejníků a mechů vycházejí z jejich schopnosti absorbovat znečišťující látky (například As, Ni, Hg a Cd) zejména z atmosféry (Schröder et al. 2010; Harmens et al. 2015; Rola 2020). Například, Coşkun et al. (2009) zjistili vysokou akumulaci Zn, Cu a Pb u *Hypnum cupressiforme* v Istanbulu a Burgasu v Turecku. Kromě toho byla u *Hypnum cupressiforme* a *Pleurocarpous sp* dříve zaznamenána akumulace až 5,9 mg Ni kg⁻¹, 39 mg Zn mg⁻¹ a 5,4 mg Pb kg⁻¹ z atmosférických depozic v Moldavsku (Zinicovscaia et al. 2017) a akumulace 33 mg Zn kg⁻¹, 0,6 mg Cd mg⁻¹ a 21 mg Pb kg⁻¹ vybraných mechů, podle studií v Rumunsku (Harmens et al. 2013). Tyto údaje poskytují důkazy o schopnosti akumulace rizikových prvků z prostředí.

Rozmanitost a schopnost akumulace rizikových prvků u druhů lišejníků a mechů ve znečištěných půdách ovlivněných různými metalurgickými činnostmi však vyžaduje podrobné studie. Takové studie nám mohou umožnit spolehlivé rozlišení druhů pro různá místa kontaminace a akumulační schopnosti nebo jiné možné možnosti fyto-managementu. Lišejníky a mechy jsou všudypřítomné a často rostou v těsné blízkosti. Lišejníky vznikají na základě symbiotického vztahu (houby spojené s řasami nebo sinicemi). Živiny i rizikové prvky jsou přijímány přímo přes povrch stélky (Rola 2020). U některých lišejníků vykazuje stélka na spodním povrchu na půdách husté chomáčovité rhiziny, které jsou schopné akumulovat vysoké koncentrace rizikových prvků, např. akumulace As u *Parmotrema hispidula* (Bajpai et al. 2009). Mezi další zásadní faktory pro akumulaci rizikových prvků patří velikost a morfologie stélky a intenzita kontaminace. Některé druhy lišejníků se tak dobře přizpůsobují expanzivnímu přírodnímu prostředí i antropogenním lokalitám (Rola et al. 2015; Rola 2020).

Mechy jsou stále zelené nevaskulární mechorosty s ukotvenými rhizoidy (modifikovanými kořeny) schopnými přijímat H₂O a minerální látky (William a Goffinet 2012). Oba organismy získávají většinu živin přímo z atmosférických depozic a jsou schopny zadržovat mnoho prvků. Například druhy mechů *Sphagnum fallax*, *Pleurozium schreberi* a *Dicranum polysetum* byly podle studií Świsłowského et al. (2022) popsány jako dobří akumulátoři Al, Cr, Fe a Ba.

Srovnání distribuce a akumulace rizikových prvků (Cd, Pb a Zn) v půdě podle indexu znečištění umožnilo zařadit lišejníky a mechorosty do skupin podle intenzity znečištění

kontaminovaných míst. Úroveň akumulace rizikových prvků lišejníky a mechy zásadně ukazuje na úspěšnost kolonizace různě silně kontaminovaných lokalit (Rola 2020). I když index znečištění může být na různých lokalitách podobný, intenzita, která se vztahuje k přímé koncentraci rizikových prvků v jednotlivých půdách, může přispět k odhadu tolerance a perzistence jednotlivých druhů. Druhy lišejníků i mechů tak mají přímé preference pro konkrétní rizikové prvky. Koncentrace Cd, Pb a Zn byly na lokalitách A - D až 27, 16, a 23krát vyšší než na lokalitě E, což přímo souvisí s vlivem intenzity metalurgické činnosti na jednotlivých lokalitách a případně s určitou mírou atmosférické depozice na lokalitě E.

Obecně jsou lišejníky odolnější vůči environmentálním stresům než mechy, což je patrné podle jejich počtu na kontaminovaných lokalitách a vysoké akumulace koncentrací Cd, Pb a Zn u druhů, například u *Pseudevernia furfuracea* (pro Cd a Pb) a *Hypogymnia physodes* (pro Zn a Pb). Spagnuolo et al. (2011) a Demková et al. (2017) naznačují, že lišejníky druhu *Pseudevernia furfuracea* vykazují lepší odolnost vůči stresu prostředí ve srovnání s mechem *Hypnum cupressiforme*. Giordano et al. (2013), kteří porovnávali lišejník *Pseudevernia furfuracea* s mechem *Hypnum cupressiforme*, zaznamenali naproti tomu nižší schopnost lišejníků zachycovat a akumulovat většinu vzdušných prvků ve srovnání s mechy.

Protože *Pseudevernia furfuracea* a *Physcia adscendes* mohou tolerovat různou akumulaci Cd při různých úrovních kontaminace půdy, jejich rozšíření může indikovat lokality se závažnou kontaminací Cd. Například *Hypogymnia physodes* akumuluje významné množství Cd, ale toleruje pouze lokality se střední kontaminací Cd. Kromě toho *Hypogymnia physodes* může tolerovat různé úrovně kontaminace půd s relativně vysokými koncentracemi Cd, na vážně kontaminovaných půdách ale vykazuje relativně nižší akumulaci Cd.

Zdá se, že se mechy dobře adaptují v půdách mírně kontaminovaných kadmíem. Vzdálenost od zdroje znečištění přitom může pomáhat při akumulaci rizikového prvku (Sun et al. 2020). *Bryum argenteum* a *Brachythecium spp.* dobře snášejí místa s vysokou kontaminací Pb a dochází u nich k vysoké akumulaci, podobně jako v případě *Amblystegium serpens* u Pb i Zn při mírné kontaminaci. Podle míry znečištění lokalit vykazují vysokou akumulaci Cd mechy v lokalitě C například *Amblystegium serpens*, *Ceratodon purpureus*, *Thuidium tamariscinum*, *Calliargonella cuspidate*, *Brachythecium rutabulum* a *Rhytidiadelphus squarrosus*, což naznačuje, že tyto organismy, i když mohou akumulovat vysokou koncentraci Cd, nemusí nutně přežít při vysoké míře znečištění půdy Cd. Podobný závěr můžeme učinit v případě akumulace Pb na lokalitě C. Přítomnost některých mechů tedy naznačuje míru kontaminace půdy. Stejně tak mají oba organismy různé akumulační cesty pro rizikové prvky. Například, relativně vysoká akumulace studovaných prvků lišejníky může být důsledkem zachycování částic v mezibuněčných prostorech, extracelulární a intracelulární akumulace (Nash 2008c). Kationty kovů se opět mohou vázat na extracelulární místa buněčných stěn mykobiontů a fotobiontů (Bačkor a Loppi 2009).

Jednou ze zvláštních vlastností lišejníků je schopnost vázat kovové rizikové prvky pomocí organických kyselin, krystalů šťavelanů, jejich metabolitů a pigmentů melaninu, což je detoxikační mechanismus (Pawlik-Skowrońska et al. 2006), který může umožnit vysokou absorpci rizikových prvků. Podíl extra- a intracelulárních koncentrací kovů v lišejníkových stélkách závisí na druhu a prvku (Osyczka a Rola 2019). V průběhu času může koncentrace prvků v lišejníkovou stélce dosáhnout rovnováhy s průměrnou úrovní znečištění ovzduší (Nash 2008b) a chemické složení lišejníků odráží dostupnost rizikových prvků v prostředí.

Přítomnost částic vázaných na kovy na povrchu mechů navíc umožňuje snadnou akumulaci rizikových prvků, přičemž tato skutečnost ovlivňuje extracelulární frakci absorbovaných prvků. Studie také ukazují, že kolísání koncentrace Zn je důsledkem přítomnosti kovu vázaného na částice na povrchu mechů a jeho vlivu na extracelulární frakci, zatímco u Cd byla intracelulární koncentrace nezávislá na celkové koncentraci (Fernández-Martínez et al. 2021).

Oba organismy mohou částečně absorbovat rizikové prvky z půdy, což je však specifické pro jednotlivé druhy a rizikové prvky. Například Zn v půdě má nejvyšší korelační koeficient s lišejníky, což je podmínka ukazující na potenciální příjem Zn z půdy. I když tyto vztahy nejsou silné, platí, že na kontaminovaných lokalitách například Pb a Zn je možná tendence k akumulaci prvků v půdě působením pH půdy, provzdušněním půdy, hnojením a dostupností prvků v půdě (Singh 2005).

7 Závěr

Tato diplomová práce se zabývá stanovením koncentrace Cd, Pb a Zn ve vzorcích mechů a lišejníků na čtyřech lokalitách s vysokou úrovní znečištění těmito prvky a na jedné kontrolní lokalitě. Cílem práce bylo nasbírat různé druhy mechů a lišejníků a stanovit v nich obsahy kadmia, olova a zinku. Dalším cílem bylo tyto výsledky porovnat s koncentrací rizikových prvků v půdách a zjistit do jaké míry mechy a lišejníky na znečištění prostředí reagují. Studie probíhala dle následujících bodů:

- Na vybraných lokalitách v oblasti Příbramska byli odebrány reprezentativní vzorky 15 druhů lišejníků a 18 druhů mechů. Poté v nich byli stanoveny obsahy Cd, Pb a Zn pomocí optické emisní spektrometrie.
- Úrovní kontaminace půdy na lokalitách byli seřazené podle indexu znečištění (Ii). Koncentrace Cd, Pb a Zn vykazovaly různý stupeň kontaminace půdy, ale ve všech lokalitách přesahovaly preventivní hodnoty obsahu prvků v půdě.
- Pro mechy a lišejníky byli vypočtené biokoncentrační faktory (BCF). Průměrné hodnoty BCF pro Cd, Pb a Zn na všech lokalitách byli zanedbatelné s výjimkou nízké akumulační schopnosti pro Zn u lišejníků na lokalitě E a pro Cd a Zn u mechů na lokalitě D.
- Bylo zjištěno, že akumulace sledovaných rizikových prvků, zejména Cd, Pb a Zn v půdě se dobře odráží v lišejnících, což je patrné podle koncentrací zaznamenaných v lišejnících *Pseudevernia furfuracea* a *Hypogymnia physodes*. Schopnost akumulace prvků těmito organismy pravděpodobně závisí na fyziologických charakteristikách jednotlivých druhů.
- Mezi mechy s vysokou schopností akumulovat Cd ve srovnání s ostatními druhy mechů patří *Amblystegium serpens*, *Ceratodon purpureus*, *Thuidium tamariscinum*, *Calliegonella cuspidate* a *Brachythecium rutabulum*. Pozorována vysoká úroveň akumulace Pb u *Amblystegium serpens* a *Ceratodon purpureus* a Zn u *Bryum argenteum*.
- Podle korelačních koeficientů obecně byly zjištěny nízké pozitivní korelace mezi koncentracemi Cd, Pb a Zn v půdě a druhy mechů. V případě lišejníků nebyla (s výjimkou Pb a Zn) zjištěna žádná pozitivní korelace. Možná akumulace těchto druhů z půdy tedy existuje, ale pro spolehlivé zobecnění výsledků je třeba další podrobné studie.

8 Literatura

I. Články v periodikách

- Asare MO, Száková J, Tlustoš P. 2022. The fate of secondary metabolites in plants growing on Cd-, As-, and Pb-contaminated soils—a comprehensive review. *Environmental Science and Pollution Research* **30**:11378–11398.
- Backer M, Fahselr D. 2008. Lichen photobionts and metal toxicity. *Symbiosis* **46**:1-10.
- Bačkor M, Loppi S. 2009. Interactions of lichens with heavy metals. *Biologia plantarum* **53** (2):214-222.
- Bačkor M, Loppi S. 2009. Interactions of lichens with heavy metals. *Plant Biology* **53**:214-222.
- Bajpai R, Upreti DK, Dwivedi SK. 2009. Arsenic accumulation in lichens of Mandav monuments, Dhar district, Madhya Pradesh, India. *Environmental Monitoring and Assessment* **159**:437–442.
- Barandovski L, Frontasyeva MV, Stafilov T, Šajn R, Ostrovnaya TM. 2015. Multi-element atmospheric deposition in Macedonia studied by the moss biomonitoring technique. *Environmental Science and Pollution Research* **22**:16077–16097.
- Basile A, Sorbo S, Aprile G, Conte B, Cobianchi RC, Pisani T, Loppi S. 2009. Heavy metal deposition in the Italian “triangle of death” determined with the moss *Scorpiurum circinatum*. *Environmental Pollution* **157**:2255–2260.
- Beckett R.P, Brown DH. 1984. The control of cadmium uptake in the lichen genus *Peltigera*. *New Phytologist* **97**:301-311.
- Boruvka L, Vacha R. 2006. Litavka river alluvium as a model area heavily polluted with potentially risk elements. *NATO Science Series: IV* **68**:267-298.
- Brown DH, Ascaso C, Rapsch S. 1987. Ultrastructural changes in the pyrenoid of the lichen *Parmelia sulcata* stored under controlled conditions. *Protoplasma* **136**:136-144.
- Bungartz F, Garvie LA, Nash TH. 2004. Anatomy of the endolithic Sonoran Desert lichen *Verrucaria rubrocincta* Breuss: implications for biodeterioration and biomineralization. *The Lichenologist* **36**:55-73.
- Canivet L, Dubot P, Garcon G, Denayer FO. 2015. Effects of engineered iron nanoparticles on the bryophyte *Physcomitrella patens* (Hedw.) Bruch & Schimp., after foliar exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **113**:499–505.
- Chamberlain LA, Aguayo T, Zerega NJC, Dybzinski R, Egerton-Warburton LM. 2022. Rapid improvement in soil health following the conversion of abandoned farm fields to annual or perennial agroecosystems. *Frontiers in Sustainable Food Systems* **6**:1010298. DOI: 10.3389/fsufs.2022.1010298.
- Chen Y, Zhao HX, Xie ZH, Huang HY, Zang SY, Lian B. 2015. Heavy metal pollution characteristics in the Kaili coal mining region, Guizhou province, China. *Journal of Residuals Science & Technology* **12**:123-131.
- Choudhury S, Panda SK. 2005. Toxic effects, oxidative stress and ultrastructural changes in moss *Taxithelium nepalense* (Schwaegr.) Broth. under chromium and lead phytotoxicity. *Water, Air, Soil Pollution* **167**:73–90.

- Cobbett C, Goldsbrough P. 2002. Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. *Annual Review of Plant Biology* **53**:150-182.
- Coşkun M, Yurukova L, Cayir A, Coşkun M, Gecheva G. 2009. Cross-border response of mosses to heavy metal atmospheric deposition in Southeastern Bulgaria and European Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* **157(1-4)**:529-37.
- Coskun Mahmut, Yurukova L, Çayir A, Coskun Münevver, Gecheva G. 2009. Cross-border response of mosses to heavy metal atmospheric deposition in Southeastern Bulgaria and European Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* **157**:529-537.
- Culberson CF., Culberson WL, Johnson A. 1988. Gene flow in lichens. *American Journal of Botany* **75(8)**:1135-1139.
- Demková L, Bobul'ská L, Árvay J, Jezný T, Ducsay L. 2017. Biomonitoring of heavy metals contamination by mosses and lichens around Slovinky tailing pond (Slovakia). *Journal of Environmental Science and health. Part A, Toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering* **52(1)**:30-36.
- Duckett JG, Burch J, Fletcher PW, Matcham HW, Read D, Russell AJ, Pressel S. 2004. In vitro cultivation of bryophytes: a review of practicalities, problems, progress and promise. *Journal of Bryology* **26**:3-20.
- Ettler V, Mihaljevic M, Sebek O, Nechutny Z. 2007. Antimony availability in highly polluted soils and sediments – a comparison of single extractions. *Chemosphere* **68**:455-463.
- Fernández-Martínez M A, García-Villadangos M, Moreno-Paz M, Gangloff V, Carrizo D, Blanco Y, et al. 2021. Geomicrobiological Heterogeneity of Lithic Habitats in the Extreme Environment of Antarctic Nunataks: A Potential Early Mars Analog. *Frontiers in microbiology*. DOI: 10.3389/fmicb.2021.670982.
- Gauslaa Y, Ustvedt EM. 2003. Is parietin a UV-B or a blue-light screening pigment in the lichen *Xanthoria parietina*? *Photochemical and Photobiological Sciences* **2**:424-432.
- Giordano S, Adamo P, Spagnuolo V, Tretiach M, Bargagli R. 2013. Accumulation of airborne trace elements in mosses, lichens and synthetic materials exposed at urban monitoring stations: Towards a harmonization of the moss-bag technique. *Chemosphere* **90**:292-299.
- González AG, Pokrovsky OS. 2014. Metal adsorption on mosses: toward a universal adsorption model. *Journal of Colloid and Interface Science* **415**:169-178.
- Hanousková B, Száková J, Rychlíková E, Najmanová J, Košnář Z, Tlustoš P. 2021. The risk assessment of inorganic and organic pollutant levels in an urban area affected by intensive industry. *Environmental Monitoring and Assessment* **193**:68. DOI: 10.1007/s10661-020-08825-x.
- Harmens H, et al. 2015. Heavy metal and nitrogen concentrations in mosses are declining across Europe whilst some “hotspots” remain in 2010. *Environmental Pollution* **200**:93-104.
- Herpin U, Siewers U, Markert B, Rosolen V, Breulmann G, Bernoux M. 2004. Second German Heavy-metal Survey by Means of Mosses, and Comparison of the First and Second Approach in Germany and other European Countries. *Environmental Science and Pollution Research* **11(1)**:57 – 66.
- Herrera-Campos MA, Lücking R, Perez RE., Campos AdeLT, Colín PM, Peña AB. 2004. The foliicolous lichen flora of Mexico. V. Biogeographical affinities, altitudinal preferences, and an updated checklist of 293 species. *Lichenologist* **36**:309-327.

- Honegger R. 1998. The lichen symbiosis — what is so spectacular about it? *Lichenologist* **30(3)**:193-212.
- Jahns HM, Tuiz-Dubiel A, Blank L. 1976. Hygroskopische Bewegungen der Sorale von *Hypogymnia physodes*. *Herzogia* **4**:15-23.
- Jahns HM. 1984. Morphology, reproduction and water relations – a system of morphogenetic interactions in *Parmelia saxatilis*. *Nova Hedwigia* **79**:715-37.
- Kafka Z, Punčochářová J. 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* **96**:611-617.
- Kučera J, Váňa J. 2005. Seznam a červený seznam mechorostů České republiky. *Příroda, Praha* **23**:1–104.
- Lange OL, Tenhunen JD. 1981. Moisture content and CO₂ exchange of lichens. II. Depression of net photosynthesis in *Ramalina maciformis* at high water content is caused by increased thallus carbon dioxide diffusion resistance. *Oecologia*, **51**:426-429.
- Lewis Smith R. 1995. Colonization by lichens and the development of lichen-dominated communities in the maritime Antarctic. *Lichenologist*, **27(6)**:473-483.
- Liška J, Palice Z. 2010. Červený seznam lišejníků České republiky (verze 1.1). *Příroda, Praha* **29**:3–66.
- Liu L, Li W, Song W, Guo M. 2018. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of The Total Environment* **633**:206-219.
- Loppi S, Pirintsos SA, De Dominicis V. 1999. Soil contribution to the elemental composition of epiphytic lichens (Tuscany, central Italy). *Environmental Monitoring and Assessment* **58**:121-131.
- Makovníková J, Barančíková G, Dlapa P, Dercová K. 2006. Anorganické kontaminanty v půdním ekosystému. *Chemické listy* **100**:424-432.
- Mukhtorova D, Hlava J, Száková J, Kubík Š, Vrabec V, Tlustoš P. 2019. Risk element accumulation in Coleoptera and Hymenoptera (Formicidae) living in an extremely contaminated area—a preliminary study. *Environmental Monitoring and Assessment*. **191**:432 DOI: 10.1007/s10661-019-7584-z.
- Nash TH, Gries C. 2002. Lichens as bio-indicators of sulfur dioxide. *Symbiosis* **33**:1-22.
- Nash TH. 1975. Influence of effluents from a zinc factory on lichens. *Ecological Monographs* **45**:183-198
- Nieboer E, Richardson DHS, Tomassini FD. 1978. Mineral uptake and release by lichens: An overview. *Bryologist* **81**:226-246.
- Osyczka P, Rola K. 2019. Integrity of lichen cell membranes as an indicator of heavy-metal pollution levels in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **174**:26–34.
- Parsons JG, Cairns A, Johnson CN, Robson SKA, Shilton LA, Westcott DA. 2007. Bryophyte Dispersal by Flying Foxes: A Novel Discovery. *Oecologia* **152(1)**:112-114.
- Pawlik-Skowrońska B, Toporowska M, Rechulicz J. 2006. Simultaneous accumulation of anatoxin and microcystins in three fish species indigenous to lakes affected by cyanobacterial blooms. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology* **41**:53-65.
- Pinna D, Salvadori O, Tretiach M. 1998. An anatomical investigation of calcicolous endolithic lichens from the Trieste karst (NE Italy). *Plant Biosystems* **132**:183-195.

- Raffa CM, Chiampo F, Shanthakumar S. 2021. Remediation of Metal/Metalloid-Polluted Soils: A Short Review. *Applied Sciences* **11**(9):4134. DOI: 10.3390/app11094134.
- Reutimann P, Scheidegger C. 1987. Importance of lichen secondary products in food choice of two oribatid mites (Acari) in an alpine meadow ecosystem. *Journal of Chemical Ecology* **13**:363-369.
- Rola K, Osyczka P, Nobis M, Drozd P. 2015. How do soil factors determine vegetation structure and species richness in post-smelting dumps? *Ecological Engineering* **75**:332-342.
- Rola K. 2020. Insight into the pattern of heavy-metal accumulation in lichen thalli. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* **61**:126512. DOI: 10.1016/j.jtemb.2020.126512.
- Rother M, Krauss GJ, Grass G, Wesenberg D. 2006. Sulphate assimilation under Cd²⁺ stress in *Physcomitrella patens*—combined transcript, enzyme and metabolite profiling. *Plant, Cell and Environment* **29**:1801–1811.
- Šakalys J, Kvietkus K, Sucharová J, Suchara I, Valiulis D. 2009. Changes in total concentrations and assessed background concentrations of heavy metals in moss in Lithuania and the Czech Republic between 1995 and 2005. *Chemosphere* **76**:91-97.
- Sanita di Toppi L, Musetti R., Vattuone Z, PawlikSkowronska B, Fossati F, Bertoli L, Badiani M, Favali, M.A. 2005. Cadmium distribution and effects on ultrastructure and chlorophyll status in photobionts and mycobionts of *Xanthoria parietina*. *Microscopy Research and Technique* **66**:229-238.
- Schröder W, et al. 2010. Are cadmium, lead, and mercury concentrations in mosses across Europe primarily determined by atmospheric deposition of these metals? *Journal Soils Sediments* **10**:1572–1584.
- Sett R, Kundu M. 2016. Epiphytic Lichens: Their Usefulness as Bio-indicators of Air Pollution. *Donnish Journal of Research in Environmental Studies* **3**(3):17-24.
- Shakya K, Chettri MK, Sawidis T. 2008. Impact of heavy metals (copper, zinc, and lead) on the chlorophyll content of some mosses. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **54**:412–421.
- Spagnuolo V, Zampella M, Giordano S, Adamo P. 2011. Cytological stress and element uptake in moss and lichen exposed in bags in urban area. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **74**:1434–1443.
- Spagnuolo V, Zampella M, Giordano S, Adamo P. 2011. Cytological stress and element uptake in moss and lichen exposed in bags in urban areas. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **74**:1434-1443.
- Špirić Z, Vučković I, Stafilov T, Kušan V, Frontasyeva M. 2013. Air pollution study in Croatia using moss biomonitoring and ICP–AES and AAS analytical techniques. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **65**:33–46.
- Stanković JD, Sabovljević AD, Sabovljević MS. 2018. Bryophytes and heavy metals: a review. *Acta Botanica Croatica* **77**(2):109–118.
- Sun T, Huang J, Wu Y, Yuan Y, Xie Y, Fan Z, Zheng Z. 2020. Risk Assessment and Source Apportionment of Soil Heavy Metals under Different Land Use in a Typical Estuary Alluvial Island. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **17**:4841. DOI: 10.3390/ijerph17134841.

- Świsłowski P, Vergel K, Zinicovscaia I, Rajfur M, Waclawek M. 2022. Mosses as a biomonitor to identify elements released into the air as a result of car workshop activities. *Ecological Indicators* **138**:108849. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108849.
- Tarhanen, S. 1998. Ultrastructural responses of the lichen *Bryoria fuscescens* to simulated acid rain and heavy metal deposition. *Annals of Botany* **82**:735-746.
- Thinova L, Frontasyeva MV, Vergel K, Bayushkina E. 2014. Assessment of contamination with trace elements and man-made radionuclides around Temelin nuclear power plant in the Czech Republic. *Radiation Physics and Chemistry* **104**:432–43.
- Tremper AH, Agneta M, Burton S, Higgs DE. 2004: Field and laboratory exposures of two moss species to low level metal pollution. *Journal of Atmospheric Chemistry* **49**:111–120.
- Tyler G. 1989. Uptake, retention and toxicity of heavy metals in lichens. A brief review. *Water, Air and Soil Pollution* **47**:321-333.
- Vaněk A, Borůvka L, Drábek O, Mihaljevič M, Komárek M. 2005. Mobility of lead, zinc, and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry. *Plant, Soil and Environment* **51**:316–321.
- Vojtěšek M, Mikuška P, Večeřa Z. 2009. Výskyt, zdroje a stanovení kovů v ovzduší. *Chemické listy* **103**:136-144.
- Wessels, DCJ, Schoeman P. 1988. Mechanism and rate of weathering of Clarens sandstone by an endolithic lichen. *South African Journal of Science* **84**:274-277.
- Zárubová P, Hejcman M, Vondráčková S, Mrnka L, Száková J, Tlustoš P. 2015. Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn in wood and bark age classes of willows and poplars used for phytoextraction on soils contaminated by risk elements. *Environmental Science and Pollution Research* **22(23)**. DOI:10.1007/s11356-015-5043-0.
- Zinicovscaia I, Hramco C, Duliu OG, Vergel K, Culicov OA, Frontasyeva MV, Duca G. 2017. Air Pollution Study in the Republic of Moldova Using Moss Biomonitoring Technique. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **98(2)**:262-269.

II. Tištěné monografie

- Adriano DC. 2001 *Trace Elements in Terrestrial Environment: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. Springer: New York, USA.
- Büdel B, Scheidegger C. 2008. *Thallus morphology and anatomy*. Pages 40-68 in Nash TH editor. *Lichen biology*. Cambridge university press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo.
- Harmens H, Norris D, Mills G. 2013. Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long-term temporal trends in Europe. *NERC/Centre for Ecology & Hydrology*.
- Honegger R. 1991. Haustoria-like structures and hydrophobic cell wall surface layers in lichens. Pages 277-290 in Mendgen K, Lesemann DE, editors. *In Electron Microscopy of Plant Pathogens*. Springer, Berlin.

- Honneger R. 2008. Morphogenesis. Pages 69-93 in Nash TH editor. Lichen biology. Cambridge university press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo.
- Kabata-Pendias A, Pendias H. 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd ed. CRC Press. Boca Raton.
- Kalina T, Váňa J. 2005. Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. Vyd. 1. Praha: Karolinum.
- Kershaw KA, Looney JHH. 1985. Quantitative and Dynamic Plant Ecology, 3rd edn. London: Edward Arnold.
- Nash TH. 2008a. Introduction. Pages 3-8 in Nash TH editor. Lichen biology. Cambridge university press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo.
- Nash TH. 2008b. Lichen sensitivity to air pollution. Pages 299-314 in Nash TH, editor. Lichen biology. Cambridge university press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo.
- Nash TH. 2008c. Nutrients, elemental accumulation, and mineral cycling. Pages 233-251 in Nash TH, editor. Lichen biology. Cambridge university press, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo.
- Pearson L. 1993. Active monitoring. In: Lichens as bio-indicators of air quality. Pages 89-95 in Stolte K, Mangis D, Doty R, Tonnessen K, Huckaby LS, editors. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station General Technical Report RM-224, Fort Collins, Colorado.
- Porley RD. 2013. England's Rare Mosses and Liverworts: Their History, Ecology, and Conservation. Princeton University Press.
- Rosentreter R, Eldridge DJ. 2002. Monitoring biodiversity and ecosystem function: grasslands, deserts, and steppe. Pages 233-237 in Nimis PL, Scheidegger C, Wolseley PA, editors. In Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens. Nato Science Series IV: Earth and Environmental Sciences. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Singh V, Pande P, Jain D. 2009. Textbooks of Botany. Global Media, Meerut.
- Singh VP. 2005. Metal Toxicity and Tolerance in Plants and Animals. Sarup & Sons, New Delhi.
- Smith A, Smith R. 2004. The Moss Flora of Britain and Ireland (2nd ed.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Stolte K, Mangis D, Doty R, Tonnessen K. 1993. Lichens as Bioindicators of Air Quality. Pages 131 in Huckaby LS, editor. USDA-Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station General Technical Report RM-224. Fort Collins, Colorado.
- Tlustoš P, Száková J, Šichorová K, Pavlíková D, Balík J. 2005. Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- USEPA. 1994. Method 3051: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Revision 0. USEPA.
- Vanderpoorten A, Goffinet B. 2009. Introduction to bryophytes. Cambridge University Press.
- William RB, Goffinet B. 2012. Morphology and classification of mosses. Pages 71-123 in Shaw A & Goffinet B editors. Bryophyte Biology. Cambridge: Cambridge University Press.

III. Webové stránky

- Atlas českých lišejníků. *Cladonia coniocraea*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Cladonia%20coniocraea> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Cladonia fimbriata*. <https://dalib.cz/taxon/info/Cladonia%20fimbriata> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Evernia prunastri*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Evernia%20prunastri> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Hypogymnia physodes*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Hypogymnia%20physodes> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Hypogymnia tubulosa*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Hypogymnia%20tubulosa> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Melanelixia glabratula*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Melanelixia%20glabratula> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Melanohalea exasperatula*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Melanohalea%20exasperatula> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Parmelia sulcata*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Parmelia%20sulcata> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Physcia adscendens*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Physcia%20adscendens> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Physcia dubia*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Physcia%20dubia> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Physcia stellaris*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Physcia%20stellaris> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Physcia tenella*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Physcia%20tenella> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Pseudevernia furfuracea*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Pseudevernia%20furfuracea> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Xanthoria parietina*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Xanthoria%20parietina> (accessed April 2023).
- Atlas českých lišejníků. *Xanthoria polycarpa*. Available from <https://dalib.cz/taxon/info/Xanthoria%20polycarpa> (accessed April 2023).
- Gažovčíak P. 2017. Nahuby.sk. *Cladonia coniocraea*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Cladonia-coniocraea/dutohlavka-koncista/dutohlavka-kuzelovita/ID10704> (accessed April 2023).
- Gažovčíak P. 2017. Nahuby.sk. *Cladonia coniocraea*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Cladonia-fimbriata/dutohlavka-riasnata/dutohlavka-trasnata/ID10703> (accessed April 2023).
- Gažovčíak P. 2017. Nahuby.sk. *Hypogymnia tubulosa*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Hypogymnia-tubulosa/diskovka-rurkovita/tercovka-valcovita/ID10900> (accessed April 2023).
- Gažovčíak P. 2017. Nahuby.sk. *Melanelixia glabratula*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Melanelixia-glabratula/diskovka-sivohneda/tercovka-olivove-zelena/ID10745> (accessed April 2023).

- Gažovčíak P. 2017. Nahuby.sk. *Melanohalea exasperatula*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Melanohalea-exasperatula/diskovka-kyjacikovita/tercovka-hnedava/ID10752> (accessed April 2023).
- Gažovčíak P. 2017. Nahuby.sk. *Parmelia sulcata*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Parmelia-sulcata/diskovka-ryhovana/tercovka-brazdita/ID10734> (accessed April 2023).
- Gažovčíak P. 2017. Nahuby.sk. *Pseudevernia furfuracea*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Pseudevernia-furfuracea-var--furfuracea/pakonarnik-otrubovy/tercovka-otrubicita/ID10732> (accessed April 2023).
- Gažovčíak P. 2017. Nahuby.sk. *Xanthoria polycarpa*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Massjukiella-polycarpa/diskovnik-mnohoplody/tercovnik-mnohoplody/ID10708> (accessed April 2023).
- Gutzerová N. 2009. Botany.cz. *Calliergonella cuspidata* (Hedw.) Loeske – károvka hrotitá / barinovka hrotitá. Available from <https://botany.cz/cs/calliergonella-cuspidata/> (accessed April 2023).
- Gutzerová N. 2009. Botany.cz. *Plagiomnium undulatum* (Hedw.) T. J. Kop. – měřík čeritý / merík vlnkatý. Available from <https://botany.cz/cs/plagiomnium-undulatum/> (accessed April 2023).
- Gutzerová N. 2009. Botany.cz. *Thuidium tamariscinum* (Hedw.) Schimp. – zpeřenka tamaryšková / tujovička tamaryšková. Available from <https://botany.cz/cs/thuidium-tamariscinum/> (accessed April 2023).
- Gutzerová N. 2010. Botany.cz. *Tortella tortuosa* (Hedw.) Limpr. – vijozub zkroucený / závitovka skrútená. Available from <https://botany.cz/cs/tortella-tortuosa/> (accessed April 2023).
- Gutzerová N. 2011. Botany.cz. *Thamnobryum alopecurum* (Hedw.) Nieuwl. ex Gangulee – stromkovec ocáskovitý / stromkovec. Available from <https://botany.cz/cs/thamnobryum-alopecurum/> (accessed April 2023).
- Hradílek Z. 2017. Botanika.prf.jcu.cz. *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. – kostrbatec zelený. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/rhytidiadelphus.html> (accessed April 2023).
- Jirásek S. 2007. Nahuby.sk. *Xanthoria parietina*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Xanthoria-parietina-var--parietina/diskovnik-murovy/tercovnik-zedni/ID2737> (accessed April 2023).
- Kučera J. 2004. Botanika.prf.jcu.cz. *Dicranella heteromalla* (Hedw.) Schimp. – dvouhroteček různotvárný. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/dicranella.html> (accessed April 2023).
- Kučera J. 2005. Botanika.prf.jcu.cz. *Syntrichia ruralis* (Hedw.) F. Weber & D. Mohr – rourkatec obecný. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/syntrichia.html> (accessed April 2023).
- Kučera J. 2010. Botanika.prf.jcu.cz. *Brachythecium rutabulum* (Hedw.) Schimp. – baňatka obecná. Available from https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/brachythecium.html#Bra_rut (accessed April 2023).

- Kučera J. 2014. Botanika.prf.jcu.cz. *Grimmia orbicularis* Bruch – děrkavka kulatá. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/grimmia.html> (accessed April 2023).
- Kučera J. 2017. Botanika.prf.jcu.cz. *Bryum argenteum* Hedw. – prutník stříbřitý. Available from https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/bryum.html#Bry_arg (accessed April 2023).
- Kučera J. 2020. Botanika.prf.jcu.cz. *Hypnum cupressiforme* Hedw. – rokyt cypřišovitý. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/families/hypnaceae.html> (accessed April 2023).
- Naturespot.org.uk. Bank Haircap Moss - *Polytrichum formosum*. Available from <https://www.naturespot.org.uk/species/bank-haircap-moss> (accessed April 2023).
- Naturespot.org.uk. Comb-moss - *Ctenidium molluscum*. Available from <https://www.naturespot.org.uk/species/comb-moss> (accessed April 2023).
- Novotný I. 2004. Botanika.prf.jcu.cz. *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid. – rohozub nachový. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/ceratodon.html> (accessed April 2023).
- Oboňa J. 2017. Nahuby.sk. *Physcia adscendens*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Physcia-adscendens/fyscia-brvita/tercovnik-odstaly/ID10777> (accessed April 2023).
- Oboňa J. 2017. Nahuby.sk. *Physcia dubia*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Physcia-dubia/fyscia-ruzicovita/tercovnik-ruzicovity/ID11044> (accessed April 2023).
- Oboňa J. 2017. Nahuby.sk. *Physcia stellaris*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Physcia-stellaris/fyscia-hviezdovita/tercovnik-hvezdovity/ID10710> (accessed April 2023).
- Váňa J. 2005. Botanika.prf.jcu.cz. *Amblystegium serpens* (Hedw.) Schimp. – rokýtek obecný. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/genera/amblystegium.html> (accessed April 2023).
- Váňa J. 2017. Botanika.prf.jcu.cz. *Porella platyphylla* (L.) Pfeiff. – podhořanka plocholistá. Available from <https://botanika.prf.jcu.cz/bryoweb/klic/families/porellaceae.html> (accessed April 2023).
- Zajac M. 2009. Nahuby.sk. *Hypogymnia physodes*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Hypogymnia-physodes/diskovka-bublinata/tercovka-bublinata/ID7568> (accessed April 2023).
- Zajac M. 2010. Nahuby.sk. *Evernia prunastri*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Evernia-prunastri/konarnik-slivkovy/vetvicnik-slivovy/ID7495> (accessed April 2023).
- Zajac M. 2010. Nahuby.sk. *Physcia tenella*. Available from <https://www.nahuby.sk/atlas-hub/Physcia-tenella/fyscia-povabna/tercovnik-jemny/ID10747> (accessed April 2023).

IV. Legislativní dokumenty

- Vyhláška 153/2016 Sb. 2016, June 1. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-153> (accessed March 2023).

9 Samostatné přílohy

Příloha 1. Atlas nalezených lišeníků

Cladonia coniocraea

Český název: Dutohlávka kuželovitá

Latinský název: *Cladonia coniocraea*

Popis: primární stélka šupinatá, sekundární keříčkovitá, primární šupiny 3-9 x 2-5 mm, zubaté, na spodní straně bílé, často s řídkými sorediemi na spodním okraji (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: vyskytuje se na různorodých stanovištích od nížin do hor (Dalib.cz).

Místo sběru: obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 11. *Cladonia Coniocraea* (František Bouda 2017).

Cladonia fimbriata

Český název: Dutohlávka třásnitá

Latinský název: *Cladonia fimbriata*

Popis: primární stélka lupenitá, sekundární keříčkovitá, primární šupiny vytrvalé, malé, 6 x 4 mm, jasně zelené, nepravidelně vroubkované, s hustým sorediem (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: roste od nížin vysoko do hor na lesních i nelesních, přirozených i antropogenních stanovištích (Dalib.cz).

Místo sběru: obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 12. *Cladonia fimbriata* (Jozef Oboňa 2009).

Evernia prunastri

Český název: Větvičník slívový

Latinský název: *Evernia prunastri*

Popis: stélka je keříčkovitý, připojený v jednom místě, laloky jsou zploštělé, často shora síťkované, světle žluto zelené, zesponu bílé (Nahuby.sk 2010).

Výskyt: roste od nížin do hor na osvětlených kmenech a větvích většinou listnatých stromů a keřů, méně často jehličnanů, případně na i dřevě (Dalib.cz).

Místo sběru: niva řeky Litavky (lokalita B), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D)



Obrázek 13. *Evernia prunastri* (František Bouda 2016).

Hypogymnia physodes

Český název: Terčovka bublinatá

Latinský název: *Hypogymnia physodes*

Popis: stélka je lupenovitá, laloky jsou hladké, na povrchu lesklé, konvexní, duté, bledě zeleno-šedé, na spodní straně tmavé až černé. Laloky se často přehýbají, riziny nepřítomné, apotece vzácné, s červohnědými disky (Nahuby.sk 2009).

Výskyt: roste hojně od nížin do hor (Dalib.cz).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), niva řeky Litavky (lokalita B), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D)



Obrázek 14. *Hypogymnia physodes* (Jiří Malíček 2005).

Hypogymnia tubulosa

Český název: Terčovka rourkatá

Latinský název: *Hypogymnia tubulosa*

Popis: od terčovky bublinaté se liší hlavičkovitými sorály na koncích laloků a víceméně keříčkovitou stélkou (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: v ČR je hojný po celém území od nížin do hor (Dalib.cz).

Místo sběru: niva řeky Litavky (lokalita B), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D)



Obrázek 15. *Hypogymnia tubulosa* (Jiří Malíček 2020).

Melanelixia glabratula

Český název: Terčovka hladká

Latinský název: *Melanelixia glabratula*

Popis: stélka je lupenitá, pevně připojená, růžice 2-8 cm, laloky 2-5 mm, konce zvlněné, leskle zelené, za sucha hnědozelené, zespodu (uprostřed) hnědé až černavé, s jednoduchými rhiziny (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: v lesích i na solitérních stromech od nížin do hor (Dalib.cz).

Místo sběru: Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D), obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 16. *Melanelixia glabratula* (František Bouda 2021).

Melanohalea exasperatula

Český název: Terčovka hnědavá

Latinský název: *Melanohalea Exasperatula*

Popis: stélka je lupenitá, olivově až hnědozeleně zbarvená, za vlhka rosolovitá, růžice 3-6 cm, laloky 1-4 mm, okrajové laloky jsou často zvlňené, zesponu světle až tmavě hnědé s řídkými rhiziny stejné barvy, isidie duté, kyjovité až laločnaté, 0,3-1 mm, někdy na špičce zdvojené, nafouklé hlavně uprostřed stélky (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: na listnatých i jehličnatých stromech od nížin do hor, v lesích a v otevřené krajině (Dalib.cz).

Místo sběru: Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 17. *Melanohalea Exasperatula* (František Neuschl 2009).

Parmelia sulcata

Český název: Terčovka brázditá

Latinský název: *Parmelia sulcata*

Popis: stélka je lupenitá, modrošedá, později zbarvená do bronzova, hlavně na koncích laloků, tvořící růžice 5-12 cm, laloky 2-5 mm, zesponu černé s jednoduchými nebo rozvětvenými rhizinami, podél síťky černošedé sorálie (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: vyskytuje se od nížin do hor na celém území ČR (Dalib.cz).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D)



Obrázek 18. *Parmelia sulcata* (Jiří Malíček 2020).

Physcia adscendens

Český název: Terčovník odstávavý

Latinský název: *Physcia adscendens*

Popis: stélka je listnatá, růžice nepravidelné do 2 cm, laloky 1-2 mm, s dlouhými okrajovými řasami obvykle zakončenými kapucí, šedá až tmavě šedá, zespodu bílá až naředlá, rhiziny bílé až načernalé (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: v ČR roste velmi hojně od nížin do hor (Dalib.cz).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), niva řeky Litavky (lokalita B), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 19. *Physcia adscendens* (Jiří Malíček 2005).

Physcia dubia

Český název: Terčovník růžicovitý

Latinský název: *Physcia dubia*

Popis: stélka je lupenitá, světle šedá, růžice 4-5 cm v průměru, přitlačená k substrátu, laloky úzké 1-1,5 mm, zpočátku dlaňovité, za vlhka šedo-zelenkavé, zespodu bílé až nahnědlé s řídkými bělavými až nahnědlými rhizinami (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: v Evropě i v ČR se jedná o běžný lišejník, je schopný osidlovat velmi široké spektrum substrátů (Dalib.cz).

Místo sběru: Lazecký mlýn (lokalita C).



Obrázek 20. *Physcia dubia* (František Bouda 2021).

Physcia stellaris

Český název: Terčovník hvězdovitý

Latinský název: *Physcia stellaris*

Popis: stélka je listnatá, 2-4 cm v průměru, uprostřed často válcovitá, laloky pevně přitisknuté k zemi, bez okrajových řasinek, někdy zesponu vyčnívající, svrchu světle šedá až bělavá, někdy nazelenalá, zesponu světle šedohnědá, rhiziny jednoduché nebo rozvětvené (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: v Evropě i v ČR se jedná o běžný druh, rozšířený od nížin do horských poloh (Dalib.cz).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A).



Obrázek 21. *Physcia stellaris* (František Bouda 2018).

Physcia tenella

Český název: Terčovník tenounký

Latinský název: *Physcia tenella*

Popis: thallus je poměrně malý, listnatý, laloky úzké, často s koncovými soráliemi ve tvaru rtů, na koncích nekapotované, rhiziny poměrně dlouhé (Nahuby.sk 2010).

Výskyt: v Evropě i v ČR se vyskytuje od nížin do horských poloh a patří mezi vůbec nejhojnější lišejníky (Dalib.cz).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 22. *Physcia tenella* (Jozef Oboňa 2009).

Pseudevernia furfuracea

Český název: Terčovka otrubčitá

Latinský název: *Pseudevernia furfuracea*

Popis: thallus: lupenovitý, laloky 2-6 mm, řemenovité, připojené v jednom místě, často převislé, připomínající keřovitou formu, nahoře šedé, pokryté nápadnými isidiemi, dole zprvu bílé, později černé s dovnitř svinutým okrajem (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: od nížin do hor na kyselé borce jehličnatých i listnatých dřevin, v lesích i mimo les (Dalib.cz).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 23. *Pseudevernia furfuracea* (Jiří Maliček 2006).

Xanthoria parietina

Český název: Terčník zední

Latinský název: *Xanthoria parietina*

Popis: thallus: lupenitý, světle až zlatožlutý nebo oranžový, ve stínu žlutý až šedozeleň, laloky ploché, velké, stonek může zaujímat až 15 cm, zesponu bílý s roztroušenými jednoduchými rhiziny (Nahuby.sk 2007).

Výskyt: preferuje světlá stanoviště od nížin do hor (Dalib.cz).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), niva řeky Litavky (lokalita B), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 24. *Xanthoria parietina* (František Bouda 2013).

Xanthoria polycarpa

Český název: Terčník mnohoplodý

Latinský název: *Xanthoria polycarpa* (*Massjukiella polycarpa*)

Popis: thallus: lupenitý, malé růžice až 3 cm, někdy v koloniích, laloky ploché až vypouklé 0,2-0,7 mm, vzpřímeně dělené na úzké segmenty, žluté až jasně oranžové, dole bílé s řídkými bílými rhiziny (Nahuby.sk 2017).

Výskyt: Hojný je i v lesích, kde však většinou roste vysoko v korunách stromů. S výjimkou nejvyšších poloh jde o velmi hojný druh po celém území ČR (Dalib.cz).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 25. *Xanthoria polycarpa* (Jiří Malíček 2007).

Příloha 2. Atlas nalezených mechů

Amblystegium serpens

Český název: Rokýtek obecný

Latinský název: *Amblystegium serpens*

Popis: rostliny drobné, útlé, tmavě nebo světle zelené, tvořící spleť husté nebo rozvolněné polštáře přirostlé k substrátu (Botanika.prf.jcu.cz 2005).

Výskyt: v ČR na celém území hojně od nížin do hor (Botanika.prf.jcu.cz 2005).

Místo sběru: obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 26. *Amblystegium serpens* (Štěpán Koval 2015).

Brachythecium rutabulum

Český název: Baňatka obecná

Latinský název: *Brachythecium rutabulum*

Popis: rostliny obvykle robustní, tmavě zelené až žlutozelené, ± lesklé, rostoucí v rozsáhlých rozvolněných porostech (Botanika.prf.jcu.cz 2010).

Výskyt: nejběžnější druh rodu a jeden z nejhojnějších mechorostů u nás vůbec, z nížin nad hranici lesa téměř ve všech biotopech kromě nejextrémnějších (Botanika.prf.jcu.cz 2010).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D), obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 27. *Brachythecium rutabulum* (Štěpán Koval 2009).

Bryum argenteum

Český název: Prutník stříbřitý

Latinský název: *Bryum argenteum*

Popis: Rostliny 0,5 – 2 cm vysoké, stříbřitě zelené, v hustých trsech. Lodyhy vzpřímené, hnědočervené, ve spodní části s bledě hnědým rhizoidálním vlášením. Listy rovnoměrně rozmístěné po lodyze, za sucha jehnědovitě či střechovitě přitisklé, za vlhka nepatrně odstavající od lodyhy, vejčité s poměrně náhle zúženou až nasazenou špičkou a načervenalou bází (Botanika.prf.jcu.cz 2017).

Výskyt: hojný druh na vhodných stanovištích po celém území, vzácně pouze v nejvyšších polohách (Botanika.prf.jcu.cz 2017).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), Lazecký mlýn (lokalita C).



Obrázek 28. *Bryum argenteum* (Štěpán Koval 2008).

Calliergonella cuspidata

Český název: Károvka hrotitá

Latinský název: *Calliergonella cuspidata*

Popis: Lodyhy přímé, pravidelně zpeřené, až 15 cm velké, vytvářející žlutavě až hnědavě zeleně zbarvené porosty. Konce lodyžek mají dovnitř svinuté listy, které způsobují, že konce lodyžek jsou hrotitě zašpičatělé. Lodyžní listy přímo odstálé, úzké báze široce vejčité podlouhlé, tupé a krátce zašpičatělé. Žebro krátké a dvojité, nebo chybí. Křídelné buňky jsou ostře ohraničené. Větvní lístky jsou menší (Botany.cz 2009).

Výskyt: v ČR poměrně běžný druh rostoucí na prosvětlených místech, bez rozdílu podloží (Botany.cz 2009).

Místo sběru: halda důlních odpadů (lokalita A), obec Nové Podlesí (lokalita D), obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 29. *Calliergonella cuspidata* (Štěpán Koval 2009).

Ceratodon purpureus

Český název: Rohozub nachový

Latinský název: *Ceratodon purpureus*

Popis: Listy vejčité až čárkovitě kopinaté, s obvykle výrazně ohrnutým okrajem, pod špičkou alespoň na některých listech jemně až hrubě zoubkaté. Žebro velmi variabilní, v horní části obvykle purpurově naběhlé, zpravidla končí ± ve špičce, ale někdy i poměrně dlouze vybíhavé nebo končící pod špičkou, na průřezu s jednou řadou vůdčích buněk, slabě vyvinutými ventrálními a dobře vyvinutými dorzálními stereidami, ventrální i dorzální epidermis (Botanika.prf.jcu.cz 2004).

Výskyt: hojný ve všech oblastech (Botanika.prf.jcu.cz 2004).

Místo sběru: niva řeky Litavky (lokalita B), Lazecký mlýn (lokalita C), obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 30. *Ceratodon purpureus* (Štěpán Koval 2016).

Ctenidium molluscum

Český název: Hřebenitka měkkounká

Latinský název: *Ctenidium molluscum*

Popis: Tento velmi proměnlivý mech tvoří měkké, hustě větvené, volné, žlutozelené plošky. Typické výhonky jsou 2 až 3 cm dlouhé. Listy jsou 1 až 2 mm dlouhé

(na větvích však menší), široce trojúhelníkovité, silně zahnuté stejným směrem a zvlněné (Naturespot.org.uk).

Výskyt: se vyskytují na mnoha vápnatých stanovištích, jako jsou lesy, břehy, skály, mokřady a pastviny (Naturespot.org.uk).

Místo sběru: Lazecký mlýn (lokalita C).



Obrázek 31. *Ctenidium molluscum* (Štěpán Koval 2009).

Dicranella heteromala

Český název: Dvouhroteček různotvárný

Latinský název: *Dicranella heteromala*

Popis: Rostliny v obvykle hustých porostech, tmavozelené. Lodyhy hnědé. Listy obvykle jednostranně zahnuté, z nepošvaté, kopinaté až podlouhlé báze postupně zúžené do dlouhé špičky. Okraje ploché, většinou zřetelně zoubkaté v horní polovině listu (Botanika.prf.jcu.cz 2004).

Výskyt: hojný druh na celém území, chybí pouze na bazických substrátech (Botanika.prf.jcu.cz 2004).

Místo sběru: obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 32. *Dicranella heteromala* (Štěpán Koval 2009).

Grimmia orbicularis

Český název: Děrkavka kulatá

Latinský název: *Grimmia orbicularis*

Popis: Rostliny v obvykle vyklenutých polštářích, podobné *G. pulvinata*. Lodyhy vysoké, střední svazek slabý, sklerodermis prakticky chybí. Listy za sucha přitisklé, někdy stočené, za vlhka přímo odstávající, vejčité až elipsoidně kopinaté. Okraje ohrnuté, jednovrstevné. Buňky v horní části listu čtvercové až okrouhlé (Botanika.prf.jcu.cz 2014).

Výskyt: hojnější na bazických skalách v xerothermních oblastech Čech a Moravy, jinak velmi vzácně (Botanika.prf.jcu.cz 2014).

Místo sběru: Lazecký mlýn (lokalita C).



Obrázek 33. *Grimmia orbicularis* (Sharon Pilkington 2023).

Hypnum cupressiforme

Český název: Rokyt cypřišovitý

Latinský název: *Hypnum cupressiforme*

Popis: rostliny obvykle středně velké, někdy až robustní nebo naopak drobné, zelené, naspodu nebo v exponovaných částech purpurově naběhlé nebo hnědavé, někdy žlutozelené, mírně lesklé, tvořící propletené koberce nebo porosty (Botanika.prf.jcu.cz 2020).

Výskyt: hojně rozšířený druh na většině území, řidčeji jen ve vyšších horských polohách a nad hranicí lesa (Botanika.prf.jcu.cz 2020).

Místo sběru: Lazecký mlýn (lokalita C), obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 34. *Hypnum cupressiforme* (Štěpán Koval 2008).

Plagiomnium undulatum

Český název: Měřík čeřitý

Latinský název: *Plagiomnium undulatum*

Popis: Lodyhy až 15 cm dlouhé, sterilní lodyhy jsou poléhavé, plazivé. Plodné lodyhy rostou vzpřímeně a mají stromečkovitý vzhled, s jednoduchými výhonky. Lodyhy na bázi rezavě plstnaté. Listy jsou dlouze jazykové, na okraji lemované 3–5 řadami podlouhlých ztlustlých buněk, lem je pilovitý s 1–2 buněčnými hrotitými zuby, které rostou od špičky listu až k jeho bázi (Botany.cz 2009).

Výskyt: častý v lužních lesích, podmáčených i lužních olšínách (Botany.cz 2009).

Místo sběru: obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 35. *Plagiomnium undulatum* (Štěpán Koval 2008).

Polytrichum formosum

Český název:

Latinský název: *Polytrichum formosum*

Popis: *Polytrichum formosum* představuje oddělení mechů, u nichž jsou plody na konci stonku nebo hlavních větví. Obvykle jsou dlouhé asi 4 až 12 cm. Jeho úzké listy jsou 5 až 10 mm dlouhé s pilovitými okraji a špičatou, někdy načervenalou špičkou, vystupují z hlavní svislé lodyhy ve spirálovitém uspořádání (Naturespot.org.uk).

Výskyt: se vyskytují na mnoha vápnatých stanovištích, jako jsou lesy, břehy, skály, mokřady a pastviny (Naturespot.org.uk).

Místo sběru: obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 36. *Polytrichum formosum* (Štěpán Koval 2012).

Porella platyphylla

Český název: Podhořanka plocholistá

Latinský název: *Porella platyphylla*

Popis: Rostliny v plochých koberech zelené, tmavozelené až olivově zelené barvy, nelesklé. Svrchní listové laloky široce oválné, delší než široké, celokrajné, zaoblené, na vrcholku dospod zahnuté, okraje na bázi poněkud zvlňené (Botanika.prf.jcu.cz 2017).

Výskyt: poměrně hojný druh na celém území (Botanika.prf.jcu.cz 2017).

Místo sběru: obce Jince – kontrola (lokalita E).



Obrázek 37. *Porella platyphylla* (Štěpán Koval 2008).

Rhytidiadelphus squarrosus

Český název: Kostrbatec zelený

Latinský název: *Rhytidiadelphus squarrosus*

Popis: Rostliny statné, zelené nebo světlezelené, tvoří obvykle husté koberce. Lodyhy zelené nebo slabě nahnědlé, až 15 cm dlouhé, i s listy až 4 mm silné, přímé nebo přímo vystoupavé, nepravidelně oddáleně větvené, vrcholky lodyh vzpřímené, lodyhy na

průřezu oválné, sklerodermis ze 4 – 5 vrstev buněk, střední svazek úzký (Botanika.prf.jcu.cz 2017).

Výskyt: velmi hojný až obecný druh na celém území od nížiny až po hřebeny hor (Botanika.prf.jcu.cz 2017).

Místo sběru: obec Nové Podlesí (lokalita D).



Obrázek 38. *Rhytidiadelphus squarrosus* (Štěpán Koval 2009).

Syntrychia ruralis

Český název: Rourkatec obecný pravý

Latinský název: *Syntrychia ruralis*

Popis: Rostliny v řídkých, na exponovaných stanovištích hustých vysokých trsech, tmavě zelené, šedozeleň, na exponovaných místech hnědé. Lodyhy obvykle poměrně vysoké, 1 – 3 cm dlouhé, na exponovaných stanovištích kratší, střední svazek chybí, sklerodermis vyvinuta, hyalodermis chybí. Listy za sucha pokroucené, někdy spirálně, za vlhka u typických rostlin zpět odstávající (Botanika.prf.jcu.cz 2005).

Výskyt: hojná v celém území (Botanika.prf.jcu.cz 2005).

Místo sběru: Lazecký mlýn (lokalita C).



Obrázek 38. *Syntrychia ruralis* (Štěpán Koval 2009).

Thamnobryum alopecuroides

Český název: Stromkovec ocáskovitý

Latinský název: *Thamnobryum alopecuroides*

Popis: Rostliny velké, statné, tmavě zelené, lesklé, připomínající stromeček. Často tvořící koberce. Lodyhy až 15 cm dlouhé, červenohnědé, řídce olistěné, při bázi občas s výběžky. Větve stromkovitě nahloučené na vrcholcích lodyh. Lodyžní listy ostře zašpičatělé, celokrajné nebo ve špičce slabě zoubkaté. Buňky lodyžních listů protáhlé, při bázi kratší. Listy větevní, krátce zašpičatělé nebo hrodité, v horní polovině ostře a nepravidelně zubaté, na okraji ploché (Botany.cz 2011).

Výskyt: v ČR roztroušeně na vhodných stanovištích od nížin do hor, nad horní hranici lesa se nevyskytuje. V nížinách vzácně (Botany.cz 2011).

Místo sběru: niva řeky Litavky (lokalita B).



Obrázek 39. *Thamnobryum alopecuroides* (Naděžda Gutzerová 2011).

Thuidium tamariscinum

Český název: Zpeřenka tamaryšková

Latinský název: *Thuidium tamariscinum*

Popis: statný, tmavě zelený, později starší části lodyhy tmavě rezavé, dekorativní druh vytvářející rozlehlé koberce na lesní půdě. Hlavní lodyhy velmi dlouhé, nadzemní část rostliny tvoří charakteristická horizontálně rostoucí patra, až 7 cm dlouhá a třikrát pérovitě zpeřená. Čepel na okrajích ohrnutá, drobně pilovitá, ve špičce nepravidelně zubatá (Botany.cz 2009).

Výskyt: v ČR na vhodných místech hojně (Botany.cz 2009).

Místo sběru: obec Nové Podlesí (lokalita D)



Obrázek 40. *Thuidium tamariscinum* (Naděžda Gutzerová 2005).

Tortella tortuosa

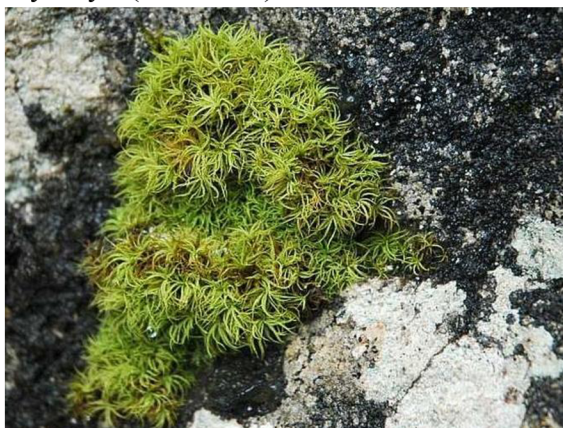
Český název: Vijozub zkroucený

Latinský název: *Tortella tortuosa*

Popis: Rostliny v obvykle rozvolněných, někdy hustých trsech, tmavě zelené až žlutozelené, naspodu hnědavé. Lodyhy obvykle 1 – 4 cm vysoké, s hustým hnědočerveným vlášením, střední svazek chybí. Listy za sucha silně kadeřavě pokroucené, za vlhka odstávající, obvykle 4 – 6 mm dlouhé, dlouze úzce kopinaté z přiléhavé báze (Botany.cz 2010).

Výskyt: v teplých oblastech hojně, v mezofytiku roztroušeně na příhodných stanovištích (Botany.cz 2010).

Místo sběru: Lazecký mlýn (lokalita C).



Obrázek 41. *Tortella tortuosa* (Naděžda Gutzerová 2010).