

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Společenstvo hub v půdách kontaminovaných organickými
polutanty**

Diplomová práce

Autor práce

Bc. Lukáš Mach

Ochrana a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce

prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.

Konzultant

Mgr. Petr Doležal, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Společenstvo hub v půdách kontaminovaných organickými polutanty“ jsem vypracoval 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 autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 18.4.2024

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval paní prof. Ing. Jiřině Szákové, CSc. za skvělé vedení diplomové práce, panu Mgr. Petru Doležalovi, Ph.D. za pomoc při vzniku této práce a Té nejdůležitější, bez které by práce v této formě nevznikla, děkuji rodině za podporu.

Společenstvo hub v půdách kontaminovaných organickými polutanty

Souhrn

Organické polutanty kontaminující životní prostředí jsou všude přítomné. Tato práce pojednává o Persistent organic pollutants (POPs), což jsou látky toxické, lipofilní a především silně persistentní, které dokáží přetrvávat v půdách po dlouhou dobu. Dokáží pronikat do potravních řetězců a kumulovat se v tukových tkáních. To je dělá nebezpečnými pro biotu a člověka. Tato práce se zabývá společenstvy hub v půdách kontaminovaných POPs. Jejím cílem je analyzovat společenstva hub nacházející se v odebraných vzorcích kontaminovaných POPs a posoudit zda analyzované druhy hub z půdních vzorků dokáží degradovat POPs.

Místa odběru byla určena v okolí obce Litvínov, která má bohatou průmyslovou a důlní historii. Vzorky byly odebrány na 7 místech po třech 3 vzorcích. Odebrané vzorky byly následně podrobeny řadě stanovení, jako stanovení pH, KVK, stanovení dostupných živin, dostupného obsahu C a N, pseudocelkového obsahu prvků, PAU, PCB, PCDD/F ve vzorku. Na odběrových místech byly provedeny odběry plodnic hub, u kterých byl poté určen druh. Jednotlivé druhy byly zařazeny do čeledí a dále porovnány s dohledanými studii o schopnostech určitých druhů hub degradovat jednotlivé POPs.

V odebraných vzorcích byly nalezeny vysoké obsahy rizikových prvků (arsenu, zinku, beryllia, kadmia a olova). Zejména pak vysoké obsahy PAU. Hodnoty PCB a PCDD/F byly v ojedinělých případech zvýšené. To značí že některé půdní vzorky jsou až silně kontaminované. V okolí míst odběru vzorků bylo celkem nalezeno 70 druhů hub řazených do 19 čeledí. Z těchto čeledí by mohlo, dle studií potvrzujících degradační schopnosti jednotlivých druhů, být schopno rozkladu POPs 7 čeledí. Byl nalezen druh *Hypholoma fasciculare*, který je schopen degradace určitých pesticidů, což potvrzuje jedna z nalezených studií. Též byly nalezeny rudy *Agaricus*, *Coprinopsis*, *Psilocybe* a *Pluteus*, kteří nají potvrzenou schopnost rozkladu PAU, pyrenu, fenantrenu, antracenu, ale také například hexachlorbenzenu,. Všechny nalezené čeledi patří do kmene *Basidiomycota* o kterém se obecně mluví jako o houbách vhodných k možnému užití v bioremediaci. Z těchto poznatků a výsledků studií lze potvrdit možnost rozkladných procesů POPs hubami nalezenými na odběrových místech. Skutečnou schopnost akumulace a biodegradace organických kontaminantů pak bude třeba ověřit v dalším výzkumu.

Klíčová slova: půdy, perzistentní organické polutanty, polycyklické aromatické uhlovodíky, houby

Fungal community in the soils contaminated by the organic pollutants

Summary

Organic pollutants contaminating the environment are present everywhere. This thesis deals with Persistent organic pollutants (POPs), which are toxic, lipophilic and, above all, strongly persistent substances that can persist in soils for a long time. They can penetrate food chains and accumulate in fatty tissues. This makes them dangerous for biota and humans. This thesis deal with fungal community in the soils contaminated with POPs. The aim of the thesis is to analyze fungal community located at collected samples contaminated with POPs and judge whether the analyzed fungal species from soil samples can degrade POPs.

The collection points were determined in the vicinity of the village of Litvínov, which has a rich industrial and mining history. Samples were taken at 7 locations with three 3 samples each. The collected samples were subsequently subjected to a number of determinations, such as determination of pH, KVK, determination of available nutrients, available volume of C and N, pseudo-total volume of elements, PAH, PCB, PCDD/F in the sample. Fungi fruiting bodies were collected at the sampling sites, and the species was then determined. Individual species were classified into families and compared with the other studies about the ability of specific Fungal species to degrade individual POPs.

High levels of risk elements (arsenic, zinc, beryllium, cadmium and lead) were found in the taken samples. Especially high volumes of PAH, PCB and PCDD/F values were elevated in isolated cases. This means that some soil samples are heavily contaminated. A total of 70 species of fungi classified into 19 families were found in the vicinity of the sampling sites. Of these families, according to studies confirming the degradation capabilities of individual species, 7 families could be able to degrade POPs. It was found the species *Hypholoma fasciculare* that is able to degrade certain pesticides, which is confirmed by one of the studies found. *Agaricus*, *Coprinopsis*, *Psilocybe* and *Pluteus* genus were also found, which have a confirmed ability to decompose PAHs, pyrene, phenanthrene, anthracene, but also hexachlorobenzene. All found families belong to the Basidiomycota tribe, which is generally referred to as fungi suitable for possible use in bioremediation. From these findings and the results of studies, the possibility of decomposition processes of POPs by fungi found at sampling points can be confirmed. The actual ability of accumulation and biodegradation of organic contaminants will then need to be verified in other research.

Keywords: soils, persistent organic pollutant, polycyclic aromatic hydrogen, fungi

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3 Přehled literatury	10
3.1 Persistentní organické polutanty	10
3.1.1 Zdroje znečištění.....	10
3.1.2 Dopady znečištění.....	11
3.1.3 Situace v ČR, EU.....	12
3.1.4 Legislativa a mezinárodní úmluvy.....	13
3.2 PCB, PCDD, PCDF	14
3.2.1 Zdroje znečištění.....	15
3.2.2 Dopady znečištění.....	17
3.3 Polycyklické aromatické uhlovodíky	19
3.3.1 Zdroje znečištění.....	20
3.3.2 Dopady znečištění.....	21
3.4 Bioremediace	24
3.4.1 Metody bioremediace.....	24
3.4.2 Využití hub pro bioremediaci.....	28
3.4.2.1 Morfologie a fyziologie hub.....	28
3.4.3 Taxonomie hub.....	30
3.4.4 Houby a bioremediace.....	32
4 Metodika	36
4.1 Odběry vzorků půdy a hub	36
4.2 Analytické metody	36
4.2.1 Stanovení půdní reakce.....	37
4.2.2 Stanovení kationtové výměnné kapacity.....	37
4.2.3 Stanovení pseudocelkového obsahu prvků ve vzorku.....	37
4.2.4 Stanovení obsahu PAU ve vzorku.....	38
4.2.5 Stanovení PCB a PCDD/F.....	40
4.2.6 Stanovení obsahu dostupných živin.....	40
4.2.7 Stanovení celkových a dostupných obsahů C a N.....	41
4.3 Statistické vyhodnocení	41
5 Výsledky	42
5.1 Stanovení půdní reakce	42
5.2 Stanovení kationtové výměnné kapacity	42
5.3 Stanovení pseudocelkového obsahu ve vzorku	43

5.4	Stanovení obsahu PAU ve vzorku	44
5.5	Stanovení PCB a PCDD/F.....	45
5.6	Stanovení obsahů dostupných živin	47
5.7	Stanovení celkových a dostupných obsahů C a N.....	48
5.8	Sběr plodnic hub	49
6	Diskuze	53
7	Závěr	55
8	Literatura.....	56
9	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Houbové organismy jsou pro nás v celku neúplně prozkoumanou samostatnou skupinou živočichů, která pro nás stále ještě nese mnoho neznámého a nepochopeného. Přes to že známe více jak 120 tis. druhů (Hawksworth 2001; Kirk et al. 2001) podle odhadů jich může být mnohem více, zhruba 6,28 mil. (Baldrian et al. 2022). Jsou rozšířené po celém světě a dokáží vytvářet rozsáhlé myceliální sítě hyf, kterých může být až 1 km/g půdy (Osono et al. 2003).

Houby jsou eukaryotní organismy, kteří nedokáží získávat energii pomocí fotosyntézy, a proto potřebné živiny získávají trávením pomocí enzymů. Některé tyto enzymy mohou rozkládat i těžko rozložitelné látky jako např. POPs. To by mohlo být klíčem k šetrným metodám remediace, tzv. mykoremediaci.

POPs neboli Persistent organic pollutant představují souhrn toxických látek odolných v prostředí (Lohmann et al. 2007) jejichž produkce byla na vrcholu v 50. letech 20. století. Tyto látky byly následně postupně zakazovány, ale jejich přítomnost v prostředí je patrná i dnes. POPs byly vyráběny s využitím pro průmysl a zemědělství a též vznikají jako produkty spalování a chemické syntézy (Zennegg et al. 2013). Díky jejich lipofilítě a vysoké perzistenci mohou dlouhodobě přetrvávat v prostředí a vstupovat do potravních řetězců, kde se mohou kumulovat v tukových tkáních. Tyto vlastnosti společně s toxickým účinkem mohou představovat hrozbu nejen pro člověka, ale i celý biosystém.

Cílem diplomové práce je analyzovat společenstva hub v půdách kontaminovaných organickými látkami a posoudit zda jsou tato společenstva schopna teoreticky degradovat vybrané organické kontaminanty. Mezi organické látky, které mohou kontaminovat půdu, budou zařazeny a následně sledovány jednotlivé látky z POPs jako rizikové prvky, polycyklické aromatické uhlovodíky, polychlorované bifenyly, polychlorované dibenzo-p-dioxiny a furany. Na lokalitách budou následně odebrány vzorky plodnic hub, které budou následně stanoveny, o jaký druh a čeleď se jedná. Následně se stanovené houby porovnají s již vzniklými studiemi a vyhodnotí se možná schopnost stanovených hub rozkládat již stanovené POPs.

Vědecká hypotéza zda houby přizpůsobené životu v půdě kontaminované polutanty jsou vhodnější k remediaci daného lokality než houby z nekontaminovaných podmínek bude též na závěr diskutována.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Hypotéza: Houby přizpůsobené životu v prostředí kontaminovaném organickými polutanty mají lepší předpoklady k využití pro remediaci kontaminovaných půd než houby z nekontaminovaných podmínek.

Cíl práce: Perzistentní organické látky nebo polutanty (POP, z anglického Persistent Organic Pollutants) je souhrnný název pro velkou skupinu organických kontaminantů, které se vyznačují některými společnými vlastnostmi. POP jsou toxické, lipofilní látky, které jsou v prostředí velmi obtížně degradovatelné a mají dobrou schopnost bioakumulace. Jejich zvýšené koncentrace v půdách mohou představovat riziko pro půdní organizmy. Bioremediace patří mezi šetrné metody odstranění těchto látek z půdy. V tomto případě můžeme zvolit takový mikroorganismus (nebo směs mikroorganismů), který bude optimální pro rozklad konkrétního kontaminantu dané lokality. Musí se jednat o organismy aklimatizované na dané podmínky. V případě POP jsou pak jako vhodné často uváděny různé druhy hub. Cílem této práce bude analyzovat společenstva hub v půdě na lokalitě kontaminované organickými látkami posoudit výskyt druhů, které jsou schopny tyto látky degradovat.

3 Přehled literatury

3.1 Persistentní organické polutanty

Persistentní organické polutanty (POPs – Persistent organic pollutants) představují skupinu organických látek odolných v přírodě a s toxickým potenciálem pro člověka (Lohmann et al. 2007). Do životního prostředí se dostávají primárně lidskou činností a to v podobě průmyslových výrobků či odpadů. Charakteristické pro POPs je jejich nízká rozpustnost ve vodě a perzistentní vlastnosti v organismech a prostředí, jejich dobré akumulární schopnosti těmto molekulám umožňují dostávat se do potravních řetězců a tím i do organismů hlavních živočišných konzumentů (Hoekstra et al. 2003). POPs mají schopnost přenosu vzduchem a vodou, také mohou migrovat napříč živočišnými druhy. Mohou se pohybovat na velké vzdálenosti i přes hranice jednotlivých států a akumulovat se tak v místech daleko od zdroje znečištění těmito látkami (Zennegg et al. 2013; Bajaj & Singh 2015). Vzhledem ke všem zmíněným vlastnostem se jedná o látky značně nebezpečné, což je důvodem jejich sledování a monitorování.

Mezi POPs patří látky používané jako pesticidy, konkrétně se jedná o látky aldrin, chlordan, dichlordifenyltrichlorethan (DDT), hexachloryklohexan (HCH), dieldrin, eldrin, heptachlor, mirex, hexachlorbenzen (HCB) a toxafen (Bailey et al. 2009; Lerche et al. 2002). Dále lze do této skupiny zařadit vedlejší produkty průmyslové činnosti jako např. polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs), dioxiny nebo přímo průmyslové chemikálie – např. polychlorované bifenyly (PCBs) (Lerche et al. 2002).

3.1.1 Zdroje znečištění

POPs můžeme najít všude na naší planetě, v půdě, vodě, ovzduší nebo v sedimentech (Weber et al. 2008). POPs mohou být cíleně vyráběny pro využití v průmyslu nebo v zemědělství, ale vznikají nezáměrně jako sekundární produkty spalování nebo chemických syntéz (Breivik et al. 2004; Zennegg et al. 2013). Obsahují aromatická jádra, sulfo či nitro skupiny a halogeny (Cl, Br, F), které jsou zodpovědné za jejich chemickou odolnost (Lohmann et al. 2007).

Výskyt POPs v ovzduší je spojen s průmyslovými zdroji, jako jsou teplárny, spalovny, elektrárny, ale dalším zdrojem může být i doprava, domácí topeniště, zemědělské postřiky, vypařování z vodní plochy, půdy, skládky odpadů (EEA 2010). Kontaminace prostředí probíhá prostřednictvím tří mechanismů: Mokrú depozice rozpuštěných látek, depozice částic a plynná depozice (Kolb & Harms 2000). Ke kontaminaci vegetace dochází především atmosférickou depozicí (Cajthaml & Křesinová 2016). POPs mohou být v ovzduší vázány na povrch tuhých prachových částí, jako jsou popílek, sedimenty, půdní částice. Na zemský povrch se dostávají z ovzduší usazováním polévatého prachu, takzvanou suchou depozicí, nebo mokrou depozicí pomocí deště, kterým jsou pohlceny tuhé částice a látky v plynné fázi. Důležitým faktem je snadný přechod POPs do plynné fáze (Weber et al. 2008).

Znečišťující látky se hromadí v půdách a sedimentech, zejména v organické hmotě. Těž dochází k pomalým přenosům do jiných složek prostředí a byla pozorována jejich progresivní koncentrace v potravinových řetězcích, zejména v tukových tkáních. Rostliny jsou hlavními

cestami vstupu do tohoto potravního řetězce. Současné zdroje uvolňují POPs (např. PCB a dioxiny) převážně do atmosféry (Cajthaml & Křesinová 2016). V ovzduší POPs podléhají pomalému rozkladu působením slunečního záření (fotolýze) za přítomnosti vzdušné vlhkosti a dalších anorganických i organických látek. Teploty a reakční podmínky jsou důležité z hlediska setrvání POPs v atmosféře. Doba setrvání POPs v atmosféře v tropických podmínkách je maximálně několik dní, zatímco v polárních oblastech může být v řádu několika roků. Stabilita POPs může vést k transportu těchto látek na velké vzdálenosti, až tisíce kilometrů, což může vést k tomu, že např. pesticidy ze zemí jako Jižní Amerika a Afrika, kde jsou tyto látky hojně využívány, mohou být transportovány až k severnímu pólu. Prvotním vstupem POPs do prostředí je ovzduší, z ovzduší se dostávají do složek ŽP a tím kontaminovat potravní řetězce jak zvířat, tak člověka (EEA 2010).

POPs jsou dobře rozpustné i v organických kapalinách (olejích, tucích, kapalných palivech). Zdrojem vstupů těchto látek do vodního systému jsou odpadní vody ze závodů produkujících nebo používajících POPs, dále splachy z polí, vozovek, depozice z ovzduší (Cajthaml & Křesinová 2016).

Největším rezervoárem POPs jsou oceány a moře, kam se dostávají zejména prostřednictvím nánosů z řek, vzdušnou depozicí, vypouštěním odpadů a haváriemi. Jsou ukládány v sedimentech na dnech moří, oceánů a velkých jezer, odkud mohou být po určité době uvolněny, a poté se mohou znovu dostávat do ovzduší. Půda je těmito látkami znečišťována především v důsledku aplikací pesticidů v zemědělství, dále pak suchou a mokrou depozicí z atmosféry. Zavlažování, kalová aplikace, úniky z uložení popílku, skládek atd. mohou být dalšími zdroji znečištění půdy (EEA 2010).

3.1.2 Dopady znečištění

Jak již bylo řečeno, POPs jsou polutanty s dlouhým poločasem rozpadu, se kterým souvisí problém hromadění těchto látek v půdách, ovzduší, sedimentech a biotě (Weber et al. 2008). Jsou to látky lipofilní, toxické a se schopností biologického ukládání a odolností vůči rozkladu (Bajaj & Singh 2015) chemickému i biologickému. POPs jsou nepolární molekuly, které mají schopnost kumulace v tukových tkáních. Jejich vysoká toxicita je nebezpečná především pro vodní organismy nebo člověka (Weber et al. 2008). Zejména v rozvojových zemích, kde jsou POPs používány v zemědělství, představovaly vysoké expozice těmto látkám velké riziko pro pracovníky, které vedlo k velkému počtu úmrtí (Srogi 2008). POPs mají schopnost přesunu na velké vzdálenosti atmosférou, vodou a migrujícími živočichy. To jim dává schopnost ukládat se v půdách, sedimentech a živočišných daleko od místa jejich zdroje znečištění (Bajaj & Singh 2015). Jejich možné riziko pro životní prostředí dále závisí na rozpustnosti (čím nižší je hodnota, tím je daná látka méně rozpustná a má větší tendenci ukládání se v půdě a v živých organismech), těkavost vyjádřená Henryho konstantou (čím je hodnota H vyšší, tím lépe látka dokáže vytékat z půdy do atmosféry), rozdělovací koeficient n-oktanol-voda (K_{ow}), což značí schopnost akumulace látky v živých organismech, a schopnost sorpce na organický uhlík, tedy tendence zadržování látky půdní organickou hmotou (Pavlíková et al. 2008).

Toxicita POPs ovlivňuje široké spektrum živočišných druhů na všech trofických úrovních (Srogi 2008). POPs mohou poškozovat vnitřní orgány (játra, ledviny, žaludek) (Holoubek et al. 2001). Velká část POPs je karcinogenních, mutagenních a teratogenních (Casida 2017, Kim et

al. 2013). Obvyklý denní příjem POPs nevede k přímému poškození zdraví běžného člověka, ale existují dlouhodobé studie s předpoklady, že látky jako PCBs, DDT či jeho metabolit DDE mohou být odpovědný např. za zvýšený výskyt rakoviny prsu (EEA 2010). Krátkodobá expozice vysokým koncentracím POPs může vést k onemocnění a smrti. POPs též ovlivňují růst a vývoj rostlin, zejména jsou kritická rané ontogeneze, prodloužení kořene, klíčení semen, růst klíčnicích rostlin. Plazmatická membrána je první místo kde působí POPs, zde dochází k oxidaci membránových lipidů. Změny aktivity enzymů vyvolané POPs mohou inhibovat procesy v membránách, např. potlačení fotosyntézy, což je primární známkou fytoxicity u rostliny. Redukce fotosyntézy pak může být využívána jako bioindikátor kontaminace prostředí (půdy) (Pavlíková et al. 2008). Byly prozkoumány účinky akutní intoxikace POPs, kde se chronická expozice nízkých hladin v ŽP pojí s nežádoucími účinky. Studie mořských savců prokázaly, že příčinou jejich zvýšené úmrtnosti je imunitní dysfunkce. Též poukázali na fakt, že nedostatečná činnost štítné žlázy, která vede k reprodukčním poruchám a náchylnosti mořských savců k mikrobiálním infekcím, může být způsobena konzumací potravy kontaminované POPs. U volně žijících druhů živočichů byly nalezeny vysoké počty nádorů a také vysoké koncentrace PCB, mirexu, chlordanu a toxafenu (Srogi 2008).

Jedny z prvních zpráv o expozici POPs související s dopadem na lidské zdraví zahrnují kazuistiku otrav HCB (z jídla) v jihovýchodním Turecku, což mělo za následek smrt 90% postižených a další otravu s následky jaterní cirhózy, porfyrie a neurologických poruch. Nehoda v Itálii v roce 1976, kdy došlo k uvolnění 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxinu) do životního prostředí, vedlo ke zvýšení výskytu chlorakné. Studie karcinogeneze spojené s expozicí pracovníků 2,3,7,8-TCDD ukazují, že jeho vysoké expoziční hladiny zvyšují výskyt rakoviny u lidské populace. Důkaz, že vybrané PCDD/F mohou být karcinogeny a působit jako silné promotory nádorů, podaly laboratorní studie (Srogi 2008).

3.1.3 Situace v ČR, EU

Mezi lety 1920 a 1950 byla vysoká produkce a použití POPs v zemědělství a průmyslu. V tu dobu se nejvíce používaly již výše zmíněné látky jako DDT, HCH, PAHs nebo Dieldrin. V dnešní době jsou tyto látky stále všudypřítomné, nacházejí se ve všech složkách prostředí včetně tkání živočichů a stále se mohou projevovat jejich škodlivé účinky na člověka nebo životní prostředí (Srogi 2008). Používání těchto látek vedlo k následnému vyhynutí citlivějších druhů zvířat a rostlin, k devastaci ekosystémů a též to mělo dramatický dopad na člověka a jeho zdraví. Od šedesátých až sedmdesátých let 20. století se postupně mnohé organické látky antropogenního původu začaly pod tíhou vědeckých důkazů zakazovat a přestaly se vyrábět (Holoubek et al. 2001).

Od roku 1988 se v ČR provádí pravidelný monitoring těchto polutantů, kontrolují se hlavně PAU v ovzduší, DDT a jeho metabolity, sloučeniny chlordanu (CHLs), hexachlorbenzen (HCB), hexachlorcyklohexan (HCH), PCB, PCDD/F v půdách a vodách (EEA 2010). V 90. letech 20. století byl zahájen tzv. bazální monitoring půd, kdy začaly být systematicky sledovány vybrané POPs v zemědělských půdách. Tento monitoring byl proveden ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský). Byly zde sledovány PCB, zejména kongenery 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, dále 16 PAH (naftalen, fenantren, fluoren, apod.) a organochlorované pesticidy (DDT, HCH, apod.). Provedený monitoring POPs ukázal hlavní

vstupy těchto látek do půdy, z imisí na území s hojným průmyslem, kontaminací vod a zapravováním kalů z ČOV do zemědělské půdy (Poláková & Němec 2017). V ČR se vyskytují převážně organochlorované pesticidy, kdy z provedených analýz koncentrací DDT (včetně jeho metabolitů) a PCB bylo zjištěno že největší koncentrace těchto látek jsou v řece Moravě a na přítocích v řece Bílině, která se nachází poblíž chemického průmyslového závodu Spolchemie Ústí nad Labem (Weber et al. 2008). V 80. letech 20. století byla zakázána výroba a používání PCB, ale tyto látky se mohou stále dostávat do prostředí např. při spalování odpadů (Cajthaml & Křesinová 2016). Emise POPs se od 90. let 20. století v zemích EHP (Evropsky hospodářský prostor) snížily (EEA 2019). Mezi lety 2005 a 2021 došlo k poklesu polychlorovaných bifenyly (PCB) o 53 %, hexachlorbenzenu (HCB) o 49 %, polychlorovaných aromatických uhlovodíků (PAU) o 15 %, dioxinů a furanů o 43 %. Zdroje nejvýznamnějších emisí jsou průmyslové procesy, použitím produktů a emise domácností, institucionální a komerční (EEA 2023).

3.1.4 Legislativa a mezinárodní úmluvy

Pro snížení rizika a eliminaci výskytu POPs v prostředí byla sepsána Stockholmská úmluva o persistentních organických polutantech, přijatá dne 22. května 2001 (Stockholm convention 2019; Srogi 2008). Úmluva na základě svého článku 26 odst. 1 vstoupila v platnost 17. května 2004 (MŽP 2001).

Stockholmskou úmluvou bylo původně definováno dvanáct POPs (Srogi 2008). Mezi POPs byly zahrnuty látky, používané jako pesticidy, konkrétně se jednalo o látky – aldrin, chlornan, dichlordifenyltrichlorethan (DDT), dieldrin, eldrin, heptachlor, mirex, hexachlorbenzen (HCB) a toxafen. Dále byly zahrnuty polychlorované bifenyly (PCB), což jsou látky řazené mezi průmyslové chemikálie. Další výraznou skupinou látek jsou dibenzo-p-dioxiny (PCDD) a polychlorované dibenzofurany (PCDF) a to jsou látky vznikající primárně jako vedlejší produkty (Hosnedl et al. 2001). Těchto dvanáct látek se postupně rozrůstá o další nebezpečné látky. Příkladem přidaných látek do Stockholmské úmluvy je pentachlorbenzen, sloučenina v minulých letech používaná pro redukci viskozity PCB. Ve směsi s PCB byl pentachlorbenzen používán pro přenos tepla v elektrických zařízeních (Bailey et al. 2009). V současnosti úmluva obsahuje více jak 30 látek (Stockholm convention 2019) a kromě látek chlorovaných jsou na tomto seznamu i bromované a fluorované sloučeniny.

V Dánském Aarhusu byla dále podepsána tzv. Aarhuská úmluva a to dle 25. června 1998. Účelem této úmluvy je sjednání podpory přístupu k informacím a účasti veřejnosti při rozhodování, přístupu k právní ochraně z hlediska životního prostředí. Pro ČR vstoupila v platnost 4. října 2004 (MŽP 1998).

Pro Evropskou unii jsou tyto úmluvy provedeny nařízením Evropského parlamentu a rady (ES) č. 850/2004 ze dne 29. dubna 2004 o POPs a o změně směrnice 79/117/EHS. Nařízením usiluje o ochranu lidského zdraví a ŽP zákazem, omezením výroby POPs a její distribuce a používání. Minimalizací uvolňování POPs jako vedlejších produktů průmyslové výroby. Bezpečným skladováním a likvidací již vzniklých POPs (EUR-Lex 2004).

Pro ČR platí především Stockholmská úmluva a zákon č. 350/2011 o chemických látkách a chemických směsích a o změně některých zákonů (chemických zákonů). Dále upravován vyhláškou č. 163/2012 Sb., o zásadách správné laboratorní praxe a vyhláškou č. 61/2013 Sb., o

rozsahu informací poskytovaných o chemických směsích, které mají některé nebezpečné vlastnosti, a o detergentech (Bláha et al. 2017).

3.2 PCB, PCDD, PCDF

Jak již bylo zmíněno, do skupiny perzistentních organických polutantů se řadí i skupina chlorovaných látek s názvem polychlorované bifenyly (PCB), polychlorované dibenzofurany (PCDF) a polychlorované dibenzo-p-dioxiny (PCDD). Tyto tři skupiny zahrnují molekuly, které mají vysokou chronickou toxicitu a relativní persistenci (Pereira 2004). Persistence těchto molekul souvisí s jejich fyzikálně – chemickými vlastnostmi. Disponují schopností bioakumulace v potravních řetězcích a také dochází k jejich akumulaci v půdách (Fries et al. 1999). Toxické působení těchto látek může navodit četné dysfunkce a jejich toxicitu lze srovnávat s ostatními halogenovanými aromatickými sloučeninami (Anonymous 2000). Tyto sloučeniny jsou tvořeny jedním až deseti atomy chloru a dvěma spojenými benzenovými jádry na která jsou chlory substituovány (Aihara 1992). Jednotlivé kongenery PCB, PCDD, PCDF lze určit dle pozice chloru a počtu atomů chloru (Mills et al. 2007). Je známo 209 kongenerů PCB, 135 kongenerů PCDF a 75 kongenerů PCDD avšak praktický význam v průmyslu má pouze 29 kongenerů PCB. Aromatická struktura těchto molekul má za následek velkou chemickou a tepelnou odolnost (Aihara 1992).

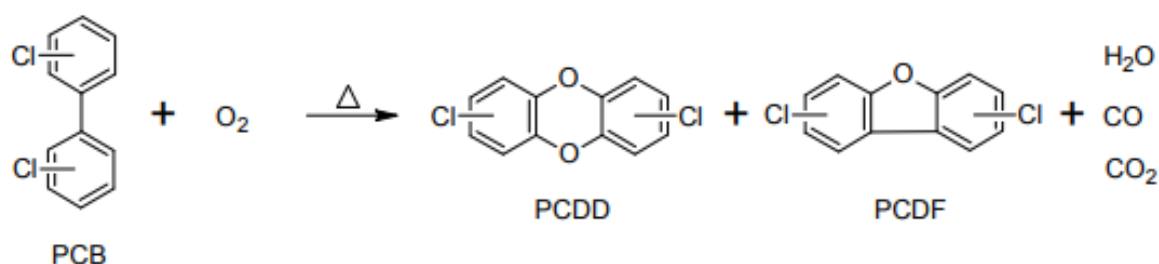
PCB je skupina syntetických látek, které jsou vyráběny chemicky s počátkem průmyslové výroby roku 1929 (Holoubek 2000). Biologický význam je ovlivněn zejména počtem atomů chlóru, při obsahu 5 a více atomů chlóru je molekula odolnější a tedy déle setrvává v životním prostředí (Horáková 2007). Díky širokému rozšíření, jejich vlastnostem a chování představují riziko pro člověka a biotu.

PCDD a PCDF (dále PCDD/F) patří k nejvíce toxickým sloučeninám ve skupině POPs (Weber et al. 2008). Jsou silně lipofilní, ukládají se a hromadí v organické hmotě, v půdách a sedimentech, též se pevně váží na minerální povrchy (Srogi 2008). Jejich kongenery jsou krystalické látky bílé barvy, ale též mohou být v kapalném stavu, což se týká molekul s nižšími obsahy chloru (Hogarh et al. 2012). Jsou to látky bez zápachu, nekorozivní, vcelku netoxické a netěkavé. Jsou složeny z non-, mono-, multi-ortho nahrazených (substituovaných) kongenerů. Fyzikální vlastnosti se odvíjí od počtu atomů chloru v molekule (Heinzow et al. 2007).

Zde vykazují vyšší perzistenci PCB s více atomy chlóru, to je zapříčiněno vytěsněním elektronů a zvýšení oxidačního stavu (Standley & Hites 1991). Se zvyšujícím se množstvím chloru roste i viskozita, molekulová hmotnost a bod varu (Hogarh et al. 2012). Z hlediska biologických účinků PCB záleží na poloze atomů chlóru v molekule (Pavlíková et al. 2008). Sloučenina 3,3',4,4',5,5' - hexachlorbifenylyl je brána jako jeden z PCB kongenerů s nejvyšší toxicitou.

Na rozdíl od PCB nejsou PCDD/F vyráběny záměrně, ale mohou být přítomny v pesticidech jako nečistoty, např. trichlorfenol. Syntézou při vysokých teplotách může vzniknout z trichlorfenoxykyseliny kondenzací 2,3,7,8 – TCDD. Dalšími zdroji jsou procesy spalování, ať už odpadu, vytápěním v domácnostech nebo v kovoprůmyslu (Wilksröm & Marklund 2000). Při spalování s nedostatečnou teplotou či nedostatečným

přebytkem kyslíku nedochází k dostatečnému rozkladu prekurzorů chlorovaných organických sloučenin a tvoří se PCDD/F (Laine & Cheng 2007, Van Caneghem 2010), viz **Obrázek 1** Obvykle je těmito sloučeninami kontaminované ovzduší, půda, rostliny a živočichové v okolí zdroje spalování (Rahuman et al. 2000). PCDD/F, PCB jsou po procesu spalování se nejvíce nachází v popílku a můžou i ve strusce (Weber et al. 2002). Popílek může obsahovat až 80 % PCDD/F (Weber et al. 2002). Zdroje PCDD/F mohou být též přírodní, jako lesní přírodní požáry a možné jsou i rostlinné nebo houbové peroxidázy, které jsou uvolňovány v půdě a mohou katalyzovat proces kondenzace chlorofenolů na dioxiny (Hoekstra et al. 1999). Přírodní procesy jsou však pomalé a nemají příliš velký vliv oproti antropogenním zdrojům (Campanella et al. 2002).



Obrázek 1 Vznik PCDD/F z PCB (Filip & Zolal 2016)

3.2.1 Zdroje znečištění

PCB, PCDD/F jsou vypouštěny ze zdrojů znečištění přímo do ovzduší a některé následně mohou cestovat na velké vzdálenosti v plynné nebo jako částice a atmosférickým spadem kontaminovat jak půdu, tak vodu a rostlinnou vegetaci (Campanella et al. 2002, Martinez et al. 2008). Kvůli velké persistenci a schopnosti dálkového přenosu vzduchem se mohou nalézat na odlehlých místech daleko od zdroje (Heinzow et al. 2007). Fyzikálně chemické vlastnosti ovlivňují chování polutantu zejména jeho fázi skupenství ve kterém se nachází. Jako předpověď mobility polutantu může sloužit hodnota log K_{ow}, kde hodnota vyšší než 6 znamená, že polutant je adsorbován částicemi v půdě, sedimentu, či atmosféře. V **Tabulce 1** je zobrazena persistence vybraných PCB a PCDD/F v prostředí (Campanella et al. 2002).

Tabulka 1 Persistence PCB a PCDD/F kongenerů v atmosféře, půdě a vodě (Campanella et al. 2002)

Kongenery	Atmosférická životnost (dny)	Půdní poločas rozpadu (roky)	Vodní poločas rozpadu (dny)
PCB			
3-MoCB	2	-	-
2,4-DiCB	5	-	-
2,4,4'-TrCB	11	-	-
2,2',3,5'-TeCB	14	-	-
3,3',4,4'-TeCB	20	4,83-0,91	>98
2,2',3,5',6-PeCB	34	-	-
2,3,3',4,4'-PeCB	40	7,25-0,91	>56
2,3,4,5,6-PeCB	14	-	-

2,3',4,4',5-PeCB	40	7,25-0,91	>56
2',3,4,4',5-PeCB	25	7,25-0,91	>56
2,3,3',4,4',5-HeCB	65	5-3,42	>56
2,3',4,4',5,5'-HeCB	56	5-3,42	>56
3,3',4,4',5,5'-HeCB	45	5-3,42	>56
2,2',3,3',4,4',5-HpCB	121	-	-
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB	95	5-3,92	>56
PCDD/F			
1,3,6,8-TeCDD	-	-	3,5
2,3,7,8-TeCDD	1,2-9,6	1,5-20	-
1,2,3,4,7-PeCDD	-	-	0,94
1,2,3,7,8-PeCDD	2,0-14,8	>20	-
1,2,3,4,7,8-HeCDD	2,7-12,4	>20	-
1,2,3,7,8,9-HeCDD	2,7-12,4	>20	-
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4,2-12,2	>20	2,5
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	4,8-20,4	>20	-
1,2,3,7,8-PeCDF	1,2-11,6	>20	-
2,3,4,7,8-PeCDF	1,2-11,6	>20	0,19
1,2,3,4,7,8-HeCDF	3,0-13,3	>20	-
2,3,4,6,7,8-HeCDF	3,0-13,3	>20	-
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	4,3-25,0	>20	-
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	4,3-25,0	>20	-
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	13,7-29,4	>20	-

PCB byly využívány především kvůli své tepelné stabilitě a dielektrickým vlastnostem (Standley & Hites 1991) jak pro chlazení v elektrických zařízeních, jako např. v transformátorech, tak pro přenos tepla o vysokých teplotách pro ohřev v průmyslových zařízeních. Též byly použity při výrobě barev, jako např. tiskařských barev a nátěrových hmot lepidel, tmelů a jako přísady do materiálu pro stavbu vojenských, veřejných a průmyslových budov (Kuusisto et al. 2007). Dále byly využívány jako plastifikátory (změkčovadla v PVC), neopren, chlorované pryže, zpomalovače hoření, hydraulické oleje, mazací kapaliny a pesticidy (Criado et al. 2002, Heinzow et al. 2007, Erickson & Robert 2011, Pavlíková et al. 2008). PCB byly komercializovány pod různými obchodními názvy, jako Kanechlor, Aroclor, Askarel, Pyralene, apod. (Standley & Hites 1991). Následná kontaminace těmito látkami vznikla v důsledku jejich vypouštění do ovzduší nebo vyluhování do vody při nesprávném skladování. PCB se přestaly vyrábět a používat v roce 1977, kdy byly tyto látky zakázány. I přes to jsou PCB v dnešní době nacházeny v prostředí (Martinez et al. 2008), jako například v půdě, sedimentech a čistírenských kalech.

Z půdy jako sekundárního zdroje znečištění se mohou tyto polutanty dostávat těkáním nebo erozí částic do ovzduší (Standley & Hites 1991). Z hlediska současných zdrojů znečištění jsou hlavními znečišťovateli prostředí, především půdy kontaminované PCB a skládky odpadu odkud se pak tyto znečišťující látky dostávají do povrchových a podzemních vod. Půdy kontaminované PCB jsou převážně ze zdrojů, jako provozy zařízení s přítomností PCB.

Prostředí je znečišťováno odparry z nátěrů a barev a špatným postupem likvidace látek průmyslové povahy (Pavlíková et al. 2008). Těž organické úpravy půdy čistírenskými kaly může kontaminovat půdu (Standley & Hites 1991). PCB mohou též vznikat spalovacím procesem, jako třeba spalováním odpadů (Wilksröm et al. 1999).

PCB jsou hydrofobní a proto jsou dobře rozpustné v tucích, organických rozpouštědlech a oleji (Káš et al. 2000). PCB s jedním nebo žádným chlorem zůstávají v atmosféře, kde jejich pohyb je způsobuje rozsáhlé rozšíření kontaminantu. Z tohoto důvodu jsou tyto látky přítomné téměř ve všech složkách životního prostředí po celém světě (ATSDR 1992).

3.2.2 Dopady znečištění

PCB, PCDD/F se nacházejí v mnohých živočiších, též i v rostlinách (Standley & Hites 1966), kde hlavní cestou je atmosférický spad a ulpívání kontaminantů na listech. Dále se kumulují v půdách a sedimentech, převážně v organické hmotě. Tyto kontaminanty však putují dále do potravních řetězců, kde hlavním vstupem jsou rostliny (Fries 1995) a ukládají se v tukových tkáních (Fries 1995, Criado et al. 2002). Vyšší obsah atomů chloru v molekule zvyšuje její stabilitu v prostředí a také zpomaluje snižování koncentrace této molekuly v ovzduší (Campanella et al. 2002). Náhrada atomu vodíku atomem chlóru u těchto polutantů má za následek vytěsnění elektronů, zvýšení oxidačního čísla molekuly a tím i její stability. Lze říci, že čím více chlórů molekula obsahuje, tím je hydrofóbnější a méně těkavá. Více chlorované molekuly jsou tedy stabilnější v prostředí a nacházejí se v blízkosti zdrojů kontaminace (Standley & Hites 1991). Také tvorba meziproductů a metabolitů PCB udává toxicitu látek v organismu (Birnbaum & Staskal-Wikoff 2010).

Kontaminace prostředí sloučeninami PCB a PCDD je vážným problémem, zejména v případě vysokých koncentrací těchto látek v živočiších, které mohou vyvolávat toxické účinky, jako je karcinogenita (IARC 1997). Vysoké obsahy PCB v tucích predátorů jsou způsobeny velkou bioakumulační schopností těchto látek, převážně u vodních živočichů (Pavlíková et al. 2008). Nejvyšší koncentrace PCB jsou nejen v tukových tkáních, ale i v játrech, mateřském mléce a bylo prokázáno, že PCB mají schopnost průchodu placentou od matky k plodu. Hodnota koncentrace těchto sloučenin se odvíjí od množství tuku v orgánu, krom mozku (Birnbaum & Staskal-Wikoff 2010).

Schopnost jednotlivých PCB hromadit cytochrom P450 také ovlivňuje jejich toxicitu. Schopnost hromadění je dána počtem a umístěním chóru v molekule PCB. Hlavní cestou přeměny těchto látek je na hydroxylované metabolity. Tato transformace se děje především v játrech. Přeměna PCB je závislá na počtu atomů chóru, kde se zvyšujícím se počtem atomů chloru klesá rychlost transformace. Transformace na hydroxychlorbifenoly je schopno 20 – 100 % z všech PCB a tyto produkty jsou méně toxické než původní PCB (Pavlíková et al. 2008).

Akutní toxicita PCB je nízká a k možné otravě dochází po delší expozici. Příkladem toxického působení může být rakovina jater, indukce jaterních monooxygenáz nebo změny na štítné žláze (Heinzow et al. 2007). Sloučeniny PCB mohou na člověka působit karcinogenně, neurologicky, imunologicky, reprodukčně nebo hormonálně. Výskyt imunosuprese u opic byl zjištěn už při expoziční dávce 0,005 mg/kg/den (Kuusisto et al. 2007). PCB ovlivňují imunitní a kardiovaskulární systém, ledviny, játra, reprodukci a štítnou žlázu. Příznaky dlouhodobé

expozice PCB může být vznik rakoviny jater, dýchací problémy, problémy s trávením, chlorakné na pokožce. Testy na myších prokázaly, že exponovaní jedinci vykazovali menší množství potomků a předčasné porody (Birnbaum & Staskal-Wikoff 2010).

PCDD/F patří do třídy kvaziplanárních bicyklických aromatických etherů. Tyto molekuly disponují podobnými fyzikálně-chemickými vlastnostmi, avšak s rozdílným biologickým potenciálem (Hagenmaier 1987). Mezi vlastnosti PCDD/F patří nízká tenze par, vysoký bod varu a nízká rozpustnost ve vodě. Tyto látky jsou přenášeny převážně atmosférou adsorbované na velmi jemných pevných částicích (Hutzinger & Fiedler 1993).

Nízkomolekulární kongenery těchto látek se mohou objevovat v plynném stavu na rozdíl od kongenerů s vyšší molekulovou hmotností, které jsou zpravidla sorbovány na pevně suspendované částice (Mahnke 1997). S vyšší molekulovou hmotností a množstvím substituovaných chlorů také klesá rozpustnost ve vodě a roste adsorpce na organickou hmotu a pevné částice (Fiedler 1994). PCDD/F se též dobře kumulují v potravních řetězcích (NATO/CCMS 1988). Kongener 2,3,7,8 – tetrachlordibenzo-p-dioxin se zkratkou TCDD je nejtoxičtější jak pro člověka tak zvířata (WHO 1998) a mají nejvyšší bioakumulační schopnost (NATO/CCMS 1988). Též dalších 10 PCDF, 7 PCDD a 12 PCB molekul mají neopomenutelnou toxicitu. Výše toxicity se stanovuje mezinárodním ekvivalentním faktorem toxicity I-TEF. Též dalších 10 PCDF, 7 PCDD a 12 PCB molekul mají neopomenutelnou toxicitu. Výše toxicity jednotlivých kongenerů se stanovuje mezinárodním ekvivalentním faktorem toxicity I-TEF (WHO 1998). Jedná se o porovnání jednotlivých sloučenin s 2,3,7,8-TCDD, což je nejtoxičtější látka ze skupiny PCDD/F, dle jejich efektivních koncentrací EC50 (viz. rovnice 1) (Kalač 1995). Koncentrací, při které je patrná obecná, předem sledovaná reakce (inhibiční, hepatotoxická, smrtelná apod.) 50 % testovaných jedinců (Panáček & Balzerová 2013).

$$I - TEF = \frac{EC_{50}(2,3,7,8-TCDD)}{EC_{50}(\text{hodnocený kongener})} \quad /1/$$

V rovnici má EC50 (2,3,7,8 – TCDD) hodnotu 1, menší hodnota I – TEF znamená menší toxicitu hodnoceného kongeneru. To lze využít k výpočtu celkového toxického ekvivalentu TEQ (viz. rovnice 2) a odhadu potencionálního rizika při určitých koncentracích ve vzorcích.

$$TEQ = TEF \times \text{koncentrace daného kongeneru} \quad /2/$$

U těchto molekul byly zaznamenány imunitní, dermální, teratogenní, reprodukční, karcinogenní a endokrinní toxické účinky (WHO 1998). Vztah PCB a PCDD/F s arylhydrokarbonovým receptorem (AhR) je počátkem mechanismu toxicity těchto molekul (Mukerjee 1998, WHO 1998, Anonymous 2000). AhR jsou přítomné v orgánech a tkáních jako jsou játra (Körner 1995). PCDD/F se naváže a vytvoří komplex dioxinu a Ah receptoru a následně se může dostat až do jádra buňky, kde vytvoří vazby na xenobiotické responzivní elementy (XRE) (Schrenk 2003). Klíčem k navázání se PCB na receptor je planarita molekuly kontaminantu (Codex Alimentarius Commission 1999). PCB, PCDD/F se koncentrují z hlediska potravního řetězce převážně v produktech jako maso, mléko a další. Dlouhodobé zhoršení zdravotního stavu, jako vysílení imunitního systému nebo výskytem rakovinného

bujení, může být způsobené vysokým kumulací těchto látek v organismu (Codex Alimentarius Commission 1999).

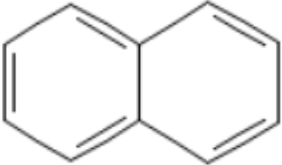
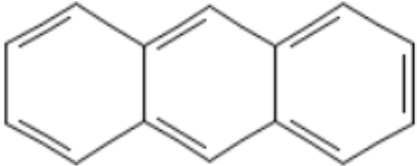
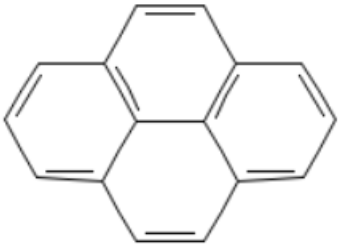
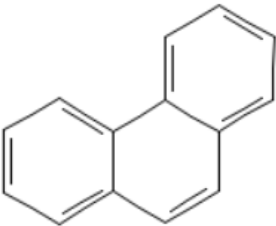
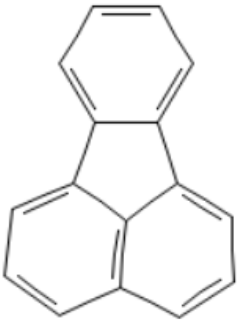
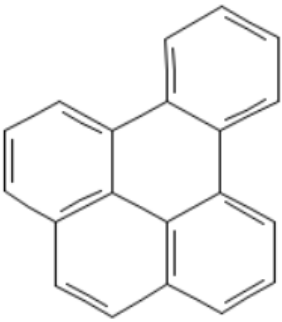
3.3 Polycyklické aromatické uhlovodíky

Polycyklické aromatické uhlovodíky, dále PAU nebo PAHs (Polycyclic aromatic hydrocarbons) patří do třídy organických sloučenin složených ze dvou či více kondenzovaných benzenových jader se systémem konjugovaných dvojných vazeb (Cerniglia 1993; Clar & Schoental 1964; Patnaik 1999), též zvaných penta- cyklických molekul, které mají různou strukturu prostorového uspořádání (Cerniglia 1993). Vybrané příklady těchto látek shrnuje **Tabulka 3**. Benzenová jádra jsou tvořena uhlíkem, vodíkem, také atomy dusíku, síry a kyslíku, které jsou v benzenovém kruhu zastoupeny, to za vzniku heterocyklických aromatických sloučenin (Mumtaz & George 1995). Tvoří se rekombinací organických molekul po jejich tepelném rozkladu. Jedná se o bezbarvé bílé až světle žluté pevné látky (Clar & Schoental 1964; Patnaik 1999) schopné díky své hydrofobnosti zůstat v prostředí, jejich rozpustnost ve vodě je nízká (Cerniglia 1993). Dále mají nízkou hodnotu tenze par a vysoký bod tání a varu (Clar & Schoental 1964; Patnaik 1999). Hodnoty fyzikálně-chemických vlastností vybraných PAU jsou zobrazeny v **Tabulce 2**. Snadná adsorpce PAU na organickou hmotu pevných částic v ŽP vytváří mikroznečištění perzistentními látkami. PAU jsou přítomné ve vzduchu a vodě, ukládány jsou převážně v půdě (Wild & Jones 1995).

Tabulka 2 Fyzikálně- chemické vlastnosti PAU (Haritash & Kaushik 2009)

Název	Molekulární vzorec	CAS registrační číslo	Bod varu (°C)	Bod tání (°C)	Rozpustnost ve vodě (mg/l)	IARC klasifikace
Benzo[k]fluoranthén	C ₂₀ H ₁₂	207-08-9	480	215,7	-	2B
Anthracen	C ₁₄ H ₁₀	120-12-7	342	216,4	0,015	3
Benzo[b]fluoranthén	C ₂₀ H ₁₂	205-99-2	481	168,3	-	2B
Benzo(e)pyren	C ₂₀ H ₁₂	192-97-2	493	178,8	-	3
Fluoranthén	C ₁₆ H ₁₀	206-44-0	375	108,8	0,25	3
Naftalen	C ₁₀ H ₈	91-20-3	218	80,2	30	2B
Fenanthren	C ₁₄ H ₁₀	85-01-8	340	100,5	1-2	3
Benzo(g,h,i)perylene	C ₂₂ H ₁₂	191-24-2	500	277	-	3
Pyren	C ₁₆ H ₁₀	129-00-0	150,4	393	0,12 - 0,18	3

Tabulka 3 Chemické struktury vybraných PAU (National Center for Biotechnology information 2024)

 <p style="text-align: center;">Naftalen</p>	 <p style="text-align: center;">Anthracen</p>
 <p style="text-align: center;">Pyren</p>	 <p style="text-align: center;">Fenanthren</p>
 <p style="text-align: center;">Fluoranthen</p>	 <p style="text-align: center;">Benzo(e)pyren</p>

3.3.1 Zdroje znečištění

PAU se tvoří nedokonalým spalováním organického materiálu vystaveného po dlouhou dobu buď vysokým teplotám v rozmezí 500 až 800 °C tak nízkým teplotám mezi 100 a 300 °C (Clar & Schoental 1964; Patnaik 1999; Freeman & Cattell 1990; Lim et al. 1999; Mumtaz & George 1995). Přírodně lze PAU nalézt v uhlí, ropě a fosilních palivech. Také jsou součástí výfukových zplodin automobilů, domácím topením (Zhang et al. 2006). Dalšími zdroji mohou být spalování dřeva, černouhelného dehtu, olejových filtrů, použitých mazacích olejů, odpadků (Kaushik & Haritash 2006), také spalováním tuhých komunálních odpadů (IARC 1983), výrobě koksu, cementu, asfaltu, z rafinerií, metalurgie, krematorií, kouření, uzení masa atd. (Pavlíková et al. 2008). Tyto procesy mají za následek kontaminaci ovzduší, kde PAU mohou být unášeny na velké vzdálenosti (Juhasz & Naidu 2000). Tímto přenosem je nepříznivě ovlivněno zdraví

člověka (Gon et al. 2007; Lohmann et al. 2007). Mezi bodové zdroje PAU patří úniky ropy, nafty, také průmyslové procesy, jako je výroba koksu, který se vyrábí z uhlí zplyňováním a zkapalňováním (Cerniglia 1984). Významným zdrojem kontaminace prostředí PAU patří užívání kreosotu jako přípravku pro ochranu dřeva. Používá se pro aplikaci na železniční pražce, oplocení a dřevěné sloupy vysokého napětí. To může vést ke kontaminaci půdy a následné kontaminaci podzemních vod okolního prostředí (Kim et al. 201; Muller et al. 1989). Mezi zdroje PAU lze zařadit i kouření tabákových výrobků a spálené potraviny, ty však nejsou tak významné (Blumer 1976).

Mezi přírodní zdroje PAU se řadí sopečné erupce, lesní požáry, ropné průsaky (Kaushik & Haritash 2006). PAU vzniklé pyrolýzou mohou mít geochemický původ, kdy sedimenty jsou vystaveny, v průběhu diagenese, vysokým teplotám (Blumer 1976). PAU se hojně nacházejí v půdách, sedimentech, atmosféře a podzemních vodách, kde nejzávažnějším problémem ŽP jsou bodové zdroje znečištění. Tyto oblasti nemají velkou kontaminovanou rozlohu, ale PAU jsou zde ve vysokých koncentracích. Na takto kontaminovaných oblastech se kromě PAU nachází i sloučeniny BTEX (benzen, toluen, etylen, xylen), alifatické uhlovodíky a těžké kovy, stěžující následnou remediace (Kanaly & Harayama 2000).

3.3.2 Dopady znečištění

Kontaminace prostředí aromatickými xenobiotiky, jako jsou PAU, je celosvětový problém a hrozbou nejen pro zvířata (vodní či suchozemská), ale i pro člověka (Pozdnykova et al. 2006). Jedná se o sloučeniny stálé, rozpustné v tucích neboli lipofilní (Kačerovský 2022). Čím jsou PAU lipofilnější tím snadněji se dokáží rozpouštět a pronikat lipoprotejny buněčné stěny. Mohou se pak šířit po celém těle, nacházejí se v orgánech obsahujících lipidy (Franco et al. 2008). Primární cestou však je dermální absorpce, tedy vstřebání pokožkou. To ukázala například studie u 12 zaměstnanců koksárenské pece, kdy cca 75% absorbovaných PAU (sledoval se zejména pyren, bylo vstřebáno právě pokožkou (VanRooij et al. 1993). Nepříznivé hematologické a dermální účinky byly pozorovány u pokusných zvířat, u lidí však nikoli. Velmi citlivými na tyto látky jsou zejména vodní živočichové a to díky jejich vysoké propustné povaze kůže a žaber ryb (Souza-Bastos & Freire 2011). Chronická toxicita u vodních živočichů se zvyšuje nejen s počtem benzenových jader, ale i rostoucím rozdělovacím koeficientem oktanol-voda. Akutní toxicita se zvyšující se hydrofóbností klesá (Pavlíková et al. 2008). Toxicita PAU u ptáků způsobena ropu se může projevit kvalitou snesených vajec, samotné líhnutí a abnormality embryí, může též působit vývojové abnormality (Holmes et al. 1978).

Bylo prokázáno, že PAU jsou látky toxické, karcinogenní, mutagenní a teratogenní (IARC 1983). PAU přímo nevyvolávají toxické účinky, toxické účinky vykazují až následné metabolity, které jsou teratogenní, mutagenní a karcinogenní (Moorthy et al. 2015). Toxicita PAU souvisí s počtem benzenových jader. Čím vyšší počet benzenových jader daný PAU má, tím je vyšší toxicita daného PAU (Cerniglia 1993). Hodnoty LD50 (tedy dávky smrtelné pro 50 % testovaných subjektů) pro jednotlivé PAU jsou ukazatele znázorňující relativní toxicitu jednotlivých PAU. Hodnoty LD50 při počtu benzenových kruhů jsou znázorněny v **Tabulce 4**. Obecně platí že mezi PAU s nejvyššími karcinogenními a mutagenními účinky patří molekuly se 4 až 6 benzenovými jádry (Moorthy et al. 2015). Většina PAU je pokládána za karcinogeny

kromě naftalenu, antracenu, fenantrenu, fluorenu. Acenaftalen a acenaftylen pak mohou být pouze slabě karcinogenní (Pavlíková et al. 2008). Naopak jedním z nejsilnějších karcinogenů mezi PAU je benzo(a)pyren (Juhász & Naidu 2000), jedná se o současně prioritně sledovanou látku, kterou sleduje Agenturou pro ochranu životního prostředí USA (Renner 1999). Vystavením se těmto látkám může zapříčinit rakovinu plic, jater, kůže a slinivky břišní (Doyle et al. 2008). Vstupy PAU do lidského těla jsou požitím, vdechnutím a dermálně při kontaktu s pokožkou (Doyle et al. 2008). Jde o sloučeniny negativně působící na imunitní systém (Abdel & Mansour 2016). V běžné situaci PAU nejsou genotoxické, pomocí savčích enzymů mohou být však aktivovány na reaktivní chinony a epoxidy (Harvey 1996).

Tabulka 4 Hodnoty LD50 vybraných PAU (Bamfoth & Singleton 2005)

Materiál	Počet benzenových jader	Hodnota LD50 (mg.kg⁻¹)	Testovaný subjekt	Expoziční cesta
Naftalen	2	533-710	Samec/samice myši v daném prostředí	Orální (ústní)
Fenanthren	3	750	Myši	Orální (ústní)
Anthracen	3	>430	Myši	Intraperitoneální (aplikace injekční/infuzní formou do břišní dutiny)
Fluoranthren	4	100	Myši	Intravenózní (do žíly)
Pyren	4	514	Myši	Intraperitoneální
Benzo[a]pyren	5	232	Myši	Intraperitoneální

Stálost PAU v životním prostředí (persistence) je ovlivněna řadou faktorů. Mezi tyto faktory zahrnujeme koncentraci, chemickou strukturu, disperzi, biologickou dostupnost, ale také faktory prostředí, jako strukturu a půdní typ, teplotu, pH, množství přítomných živin, vody, kyslíku potřebných pro mikroorganismy k degradaci kontaminantu. Tyto faktory ovlivňují dobu setrvání PAU v prostředí (Sutherland et al. 1995). Délka perzistence PAU v prostředí je též ovlivněna jeho molekulovou hmotností. Čím vyšší je molekulová hmotnost daného PAU tím delší je jeho stálost (Hatzinger & Alexander 1995; Haritash & Kaushik 2009). Zvyšující se molekulová hmotnost ovlivňuje i teplotu tání a varu, která se zvyšuje, a tenze par, která klesá (Clar & Schoental 1964; Patnaik 1999). Též roste jejich lipofilita a odolnost vůči oxidaci a redukci (Kaminski et al. 2008). PAU s vyšší molekulovou hmotností jsou odolnější vůči rozkladu mikroorganismy a více perzistentní v prostředí (Brazkova & Krastanov 2013). PAU s nižší molekulovou hmotností jsou těkavější (Dabrowski 2020). Se zvyšující se molekulovou hmotností, rostoucím rozdělovacím koeficientem oktanol-voda, s množstvím lipidů v organismu a obsahem nerozpustné organické hmoty se zvyšuje i bioakumulační faktor ve vodním prostředí (Pavlíková et al. 2008). Též významné je „stárí“ PAU v sedimentu nebo půdě pro schopnost mikroorganismů rozložit daný kontaminant (Hatzinger & Alexander 1995). Dalším faktorem, který může ovlivnit dobu setrvání PAU v půdě, je sdružování, neboli tvorba asociací PAU s dalšími přítomnými kontaminanty, např. ropnými uhlovodíky a rizikovými prvky (Rockne & Strand 1998).

PAU emitované do atmosféry (Haritash & Kaushik 2009) převážně končí v půdě, kde se ukládají. PAU jsou odolné proti chemické, fotolytické a biologické degradaci (Jones & Voogt 1999; Kakareka 2002). Procesy působící na PAU v ŽP jsou fotooxidace, chemická oxidace, třekání, vyplavování, adsorpce na půdní částice a degradace pomocí mikroorganismů (Wild & Jones 1995). Přes tyto všechny procesy rozkladu PAU je nejvýznamnějším odstraňování těchto látek mikrobiální degradace (Yuan et al. 2002). Dráha přeměny chemické struktury PAU pomocí organismů (biotransformace) má dvě fáze. V první fázi probíhá oxidace nebo hydroxylace, tím vzniknou epoxidy či fenoly které jsou následně metabolizovány a dochází k párování (konjugacím) s endogenními látkami jako jsou například glutation nebo kyselina glukuronová.

3.4 Bioremediace

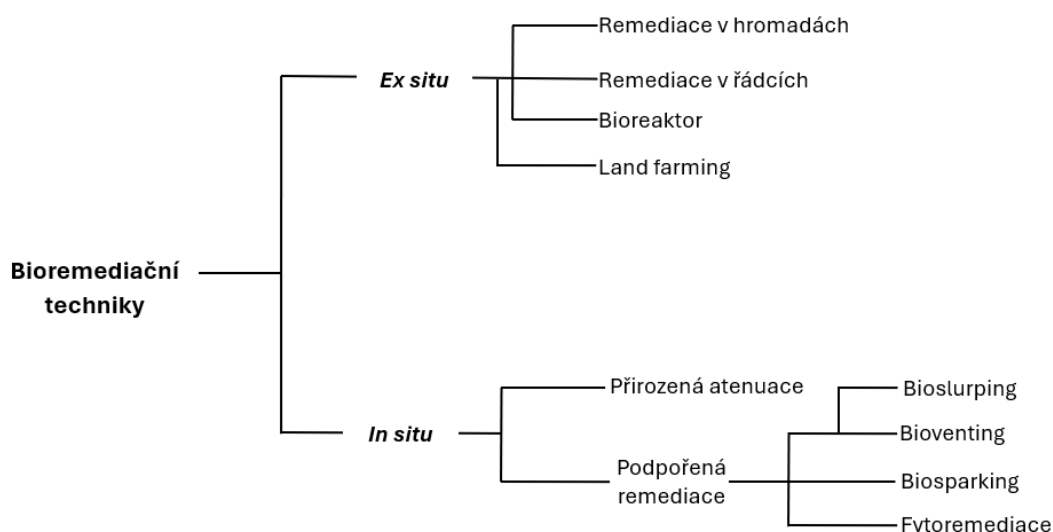
V důsledku antropogenní činnosti dochází k nárůstu kontaminace prostředí v mnoha případech toxickými látkami jako jsou POPs. Nebezpečí, které tyto látky představují lze eliminovat konvenčními metodami, do kterých spadá izolace, změna nebo odstranění znečišťujících látek (dále kontaminantů). Techniky se skládají z těžby kontaminované půdy a následného spálení nebo zadržování. Zapojení těchto technik je finančně náročné a v mnoha případech se jedná o přenášení kontaminantu z jedné fáze do druhé. Naproti tomu bioremediace přeměňuje polutanty na méně toxické, méně nebezpečné, s menším využitím energie, chemikálií a času (Providenti et al. 1993; Ward & Singh 2004).

Bioremediace může být definována jako proces, který využívá biologické mechanismy pro snížení (přeměnu, degradaci, mineralizaci, detoxikaci) obsahů znečišťujících látek kontaminujících prostředí do neškodného stavu (Frutos et al. 2012; Smith et al. 2015). Bioremediace je metoda užívající zejména mikroorganismů (bakterií) k odstranění kontaminace (Takagi et al. 2011; Megharaj et al. 2011), ale lze využít i houby a rostliny nebo jejich procesy, například aktivity enzymů. Mikroorganismy a jejich procesy lze kontaminanty degradovat či detoxikovat (Megharaj et al. 2014). Díky tomu mohou bioremediační procesy snižovat možná rizika nežádoucích přeměn a velké persistence kontaminujících látek (Horáková 2006). Bioremediace v principu podporuje nárůst biologické aktivity vhodných biologických organismů a to jak na místě kontaminace, tak v reaktorech uzpůsobených pro bioremediace, takzvaných bioreaktorech (Jandeková 2008). Hlavními výhodami bioremediačních metod oproti fyzikálním nebo chemickým metodám jsou šetrnost k ŽP a úspora nákladů (Frutos et al. 2012). Základním nedostatkem bioremediace je časová náročnost odstranění kontaminantu, včetně dlouhodobého monitoringu. V porovnání s ostatními nemediálními metodami je u bioremediace špatná předvídatelnost průběhu procesu (Perelo 2010). Za zhruba dvacet let došlo u těchto metod ke zlepšení s cílem efektivní, levné a především ekologicky šetrné obnovy kontaminovaného prostředí. Byla vyvinuta spousta bioremediačních metod, ale kvůli různorodosti kontaminace, žádná univerzální. Důležité jsou původně vyskytující se mikroorganismy (tzv. autochtonní), které mohou být řešením bioremediací a biodegradací zde vyskytujících se kontaminantů (Verma a Jaiswal 2016). Vlastnosti kontaminantů jsou hlavním faktorem ovlivňujícím odstranění. Dále stupeň a hloubka znečištění, umístění, typ prostředí, náklady na odstranění a environmentální politika. Tyto a další kritéria jsou zvažována při výběru vhodné techniky bioremediace (Frutos et al. 2012; Smith et al. 2015). Důležitým kritériem je samotná výkonnost remediační techniky, jako je pH, teplota, množství živin a kyslíku a další. Toto kritérium určuje úspěšnost zvolené bioremediační techniky (Frutos et al. 2010; Hong & Li Xingang 2011; Kim et al. 2014; Firmino et al. 2015).

3.4.1 Metody bioremediace

Bioremediační technologie se mohou dělit do kategorií *ex situ* a *in situ* (Frutos et al. 2012; Smith et al. 2015; Megharaj et al. 2014). Základem technologií *ex situ* je odtěžení daných kontaminantů z kontaminovaného místa a převezení k následné úpravě/odstranění kontaminace (Philp & Atlas 2005; Megharaj et al. 2014). Vhodnost bioremediační techniky se volí za základě

jejich nákladů na čištění, typu kontaminantu, hloubce a stupni znečištění, geologické a geografické stránky (Philp & Atlas 2005). Dle **Obrázku 2** do bioremediačních technologií *ex situ* patří – Bioremediace v hromadách, bioremediace v řádcích, Bioreaktory a Landfarming.



Obrázek 2 Rozdělení bioremediačních technologií (Azubuiké et al. 2016)

Remediace v hromadách se skládá ze dvou kroků - odtěžení kontaminované zeminy a následné úpravy (přidáním živin či provzdušněním) pro zlepšení mikrobiální aktivity (Whelan et al. 2015). Odtěžená zemina se smíchá se substrátem a umístí do ohrazeného prostoru se zajištěným systémem zachytávání výluhu a provzdušňováním. Hromada je od půdního povrchu oddělena nepropustnou vrstvou, aby vzniklé výluhy nemohly kontaminovat podzemní vody nebo půdu (Megharaj et al. 2014). Vhodná aplikace na kontaminaci těžkými kovy a ropnými uhlovodíky (Dias et al. 2015; Gomez & Sartaj 2014; Whelan et al. 2015, Megharaj et al. 2014).

Remediace v řádcích funguje na podobném principu, půda je zavlažována a spolu s opakovaným obracením se zvyšuje její provzdušnění, rovnoměrná distribuce i kontaminantů. Díky tomu dochází ke zvýšení mikrobiální aktivity, vyšší degradaci a samotné bioremediaci znečišťujících látek (Barr 2001).

Bioreaktor funguje na principu nádoby, nebo-li reaktoru, ve kterém se odtěžený kontaminovaný materiál mění v bezpečný produkt. Uvnitř bioreaktoru se udržují přirozené podmínky pro mikroorganismy, pro jejich růst a tím zvýšení rychlosti bioremediace. Jsou různé typy reaktorů, jako přítokový, vsádkový, víceúrovňový, kontinuální, atd. Výhodou bioreaktoru oproti ostatním je možná regulace a sledování podmínek v reaktoru. Touto metodou lze odstraňovat široké spektrum látek i těkavé organické látky (VOC), jako benzen, toluen, ethylantracen a p-xylen (BTEX) (Mohan et al. 2004).

Land farming je nejjednodušší metodou, kdy odtěžená zemina je pokládána na pevný podklad a dochází zde k umožnění aerobní biodegradaci kontaminantů mikroorganismy, které se v půdě původně vyskytovaly (Silva-Castro et al. 2015). Odtěžená zemina je provzdušňována obděláváním nebo převrácením. Sledují se zde půdní podmínky (pH, vlhkost, obsah kyslíku) a přidávají se živiny, látky pro zvýšení objemu půdy, pro zlepšení bioremediační aktivity mikroorganismů. Metoda lze využít pro odstranění ropných uhlovodíků, odpadů z koksu a pesticidů, motorové nafty, topných olejů a odpadů z konzervace (Megharaj et al. 2014).

Do *ex situ* technologií lze zařadit také kompostování. Metoda kompostování zahrnuje mísení kontaminované zeminy s organickými přísadami, jako hnůj, dřevěný štěpka, seno, bioodpad s čínidly. Pro správnou mikrobiální aktivitu musí být zachován správný poměr uhlíku ku dusíku (C:N). Pro zvýšení účinnosti procesu degradace je vhodné udržovat základní podmínky jako obsah vlhkosti, kyslík a teplotu. Bylo prokázáno schopnost kompostování snížení koncentrace výbušnin (TNT, RDX, HMX atd.), PAU a pesticidů jako DDT (Megharaj et al. 2014).

Na rozdíl od remediačních technologií typu *ex situ* jsou technologie typu *in situ* prováděny přímo na daném místě kontaminace. Mezi hlavní výhody patří nenarušení lokality (její půdní struktury) a dochází k úspoře nákladů za odtěžení (Megharaj et al. 2014). Bioremediace *in situ* byla s kladným výsledkem použita k remediaci reziduí barviv, chlorovaných rozpouštědel, uhlovodíků a těžkých kovů (Folch et al. 2013; Kim et al. 2014; Frascari et al. 2015; Roy et al. 2015). Účinnost *in situ* technologie ovlivňuje především pórovitost půdy, pro správný průběh bioremediace musí být však vhodné podmínky prostředí jako vlhkost, živiny, akceptory elektronů, pH, teplota (Philp & Atlas 2005). Nejběžnějším akceptorem elektronů je kyslík, za jehož přítomnosti mikroorganismy přeměňují kontaminant na H₂O, CO₂ a mikrobiální buněčnou hmotu. V anaerobních podmínkách jsou využívány jako akceptory elektronů sírany, dusičnany, mangan, železo, CO₂. Příroda je schopna za příznivých podmínek přirozené degradace, bez lidského zásahu (Megharaj et al. 2014). Bioremediace *in situ* se dají rozdělit na technologie přirozené tedy ponechání přirozenému procesu bez vnějšího zásahu a technologie podporované, kdy je účinnost remediace zvýšena vhodným zásahem pro lepší remediaci kontaminovaného místa (Philp & Atlas 2005). To je možné v případech vysokého stupně ohrožení ekosystému, s nutností urychlení rozkladu kontaminantu (Megharaj et al. 2014). Mezi vylepšené se řadí metody bioslurping, bioventing, biosparging, fytořemediace.

Bioventing je technologie podněcující aerobní biodegradaci kontaminantu přirozeně se vyskytujícími mikroorganismy poskytnutím kyslíku (Magharah et al. 2014). Jedná se o provzdušňování nenasycené zóny půdy dodáváním kyslíku pomocí proudu vzduchu hnaného do půdy. Toto provzdušnění zvýší aktivitu původních mikroorganismů a tím i zlepši bioremediaci (Philp & Atlas 2005). Bioventing lze použít i pro nasycenou zónu (podzemní vody) kdy je kyslík vháněn s nižší rychlostí, kvůli zajištění dostatku vzduchu (Megharaj et al. 2014). Bioventing je technologie vhodná na odstranění především ropných látek (Höhener & Ponsin 2014), pesticidů, prostředků na ochranu dřeva, nechlorovaných rozpouštědel atd. (Megharaj et al. 2014). Bioslurping je technologií v níž dochází ke kombinaci biologického odvětrávání, extrakce půdní páry a vakuového čerpání. Nejprve dochází k nasátí kapalin (půdní plyn, volné produkty) a oddělování znečišťujících látek od vzduchu vody (Gidaracos & Aivalioti 2007). Po odstranění kontaminantů lze zapnout zpětný chod, tedy pracuje se na principu bioventingu, pro dokončení sanace. Technologie je vhodná k odstranění lehkých nevodných kapalin (LNAPL), dále politikových a těžkých organických látek (VOC) (Kim et al. 2014). Metoda biospargingu se podobá metodě bioventingu, avšak s rozdílem že proud vzduchu je vháněn do nasycené zóny. To podporuje vzestup VOC do nenasycené zóny a jejich biodegradaci (Philp & Atlas 2005). Technologie Biospargingu se využívá při remediaci ropných látek u vodních vrstev půdy (Kao et al. 2008). Fytořemediace je metodou využívající

rostlin pro remediaci míst kontaminovaných polutanty. Rostliny mohou daný polutant degradovat, akumulovat, extrahovat, stabilizovat, filtrovat nebo pomoci jeho těkání. Je tedy možné remediovat kontaminanty jako těžké kovy, radionuklidy, uhlovodíky a chlorované sloučeniny (Meagher 2000; Kuiper et al. 2004).

Podporovanou bioremediaci lze též dělit na biostimulaci a bioaugmentaci. Biostimulace pracuje na principu podpoření faktorů, které ovlivňují růst původních mikroorganismů (Perelo 2010). Urychlí již probíhající přirozené biodegradační procesy, které jsou většinou pomalé. Stimulace se provádí nejčastěji přidáním dusíku a fosforu (popř. induktorů konkrétních enzymů nebo růstových faktorů) do prostředí a tím k nárůstu vhodných mikroorganismů schopných snížit nežádoucí rizika kontaminantů (Horáková 2006).

Bioaugmentace neboli přidavek nových mikroorganismů (Perelo 2010), funguje na principu přidání mikroorganismů do kontaminovaného prostředí, přirozeně se vyskytujících nebo geneticky modifikovaných s potenciálem odstranit nebo snížit toxický účinek kontaminantu (Megharaj et al. 2014). Též mohou být přidány potřebné růstové faktory a živiny. Nejčastěji jsou využívány mikroorganismy odebrané z přirozeného prostředí. V současné době se nevyužívá geneticky pozměněných organismů, to pouze v laboratorních podmínkách (Horáková 2006). Z povahy mikroorganismů využívaných v procesu bioremediace lze bioremediaci rozdělit na anaerobní, aerobní (Passatore et al. 2014), případně obojí. Volba závisí na vhodnosti daného mikroorganismu pro daný kontaminant (Megharaj et al. 2014). V **Tabulce 5** je zobrazen souhrn některých používaných bioremediačních technologií.

Tabulka 5 Používané bioremediační technologie (Megharaj et al. 2014)

Technika	Matrice	Cílové kontaminanty
Bioaugmentace	Půda, kal, podzemní voda	Benzen, toluen, ethylbenzen, xylen (BTEX); ropné uhlovodíky; pesticidy; rozpouštědla
Biostimulace	Půda, kal, podzemní vody	BTEX, ropné uhlovodíky, pesticidy, rozpouštědla
Bioventing	Půda	Ropné uhlovodíky, nechlorované uhlovodíky, pesticidy
Vnitřní bioremediace	Půda a podzemní voda	Palivové uhlovodíky (BTEX), rozpouštědla
Bioreaktory: na bázi kejd	Půda, kal, podzemní voda	Výbušniny (TNT), uhlovodíky (BTEX), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH), pesticidy, konzervační prostředky na dřevo
Land farming	Půda, kal, sediment	Ropné uhlovodíky, pentachlorfenol (PCP), pesticidy
Kompostování	Půda, kal, sediment	Výbušniny, polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH), pesticidy, PCP
Sanace plísni (houba bílé hniloby)	Půda	Chlorované aromatické uhlovodíky, polychlorované dibenzo(p)dioxiny, výbušniny (TNT), polycyklické aromatické uhlovodíky, pesticidy

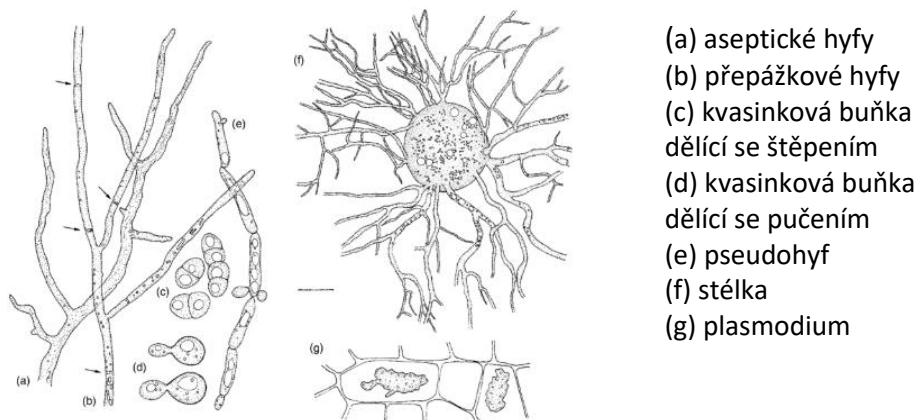
V této práci zabývající se společenstvem hub v kontaminovaných půdách, bude konkrétně pojednááno o houbách přizpůsobení životu v takto kontaminovaných půdách a potenciálu těchto hub pro remediace kontaminované půdy.

3.4.2 Využití hub pro bioremediaci

3.4.2.1 Morfologie a fyziologie hub

Houby představují souhrn nejen hub ale i plísni, lišejníků, kvasinek, polypórů, rostlinných parazitických rží, sněti atd. Houby mají dlouhou historii, významně přispívající k rozvoji biosféry a samotnému lidskému průmyslu, vědě a medicíně (Stajich et al. 2009; Liolios et al. 2008). Zhruba před bilionem let (Taylor & Berbee 2006) se jednobuněčné vodní formy eukaryot s jedním zadním bičíkem rozdělily do dvou skupin, z jedné skupiny se vyvinula zvířata a z druhé skupiny pak houby (Stajich et al. 2009). Fosílie hub byly objeveny mezi fosíliemi z posledního devonu, staré zhruba 400 mil. let (Taylor et al. 2005). Houby neboli Fungi, Mycetalia (Kalina & Váňa 2005) patří do samostatné říše i když dříve byly řazeny do říše rostlin jako *Mycophyta*. Zástupci říše hub se nachází po celém světě a bylo již popsáno více než 120 000 druhů hub (Hawksworth 2001; Kirk et al. 2001) a podle odhadů jich existuje 6,28 milionů druhů (Baldrian et al. 2022). Houby jsou heterotrofní, nefotosyntetizují, živiny získávají extracelulárním trávením pomocí aktivních enzymů a následnou absorpcí již

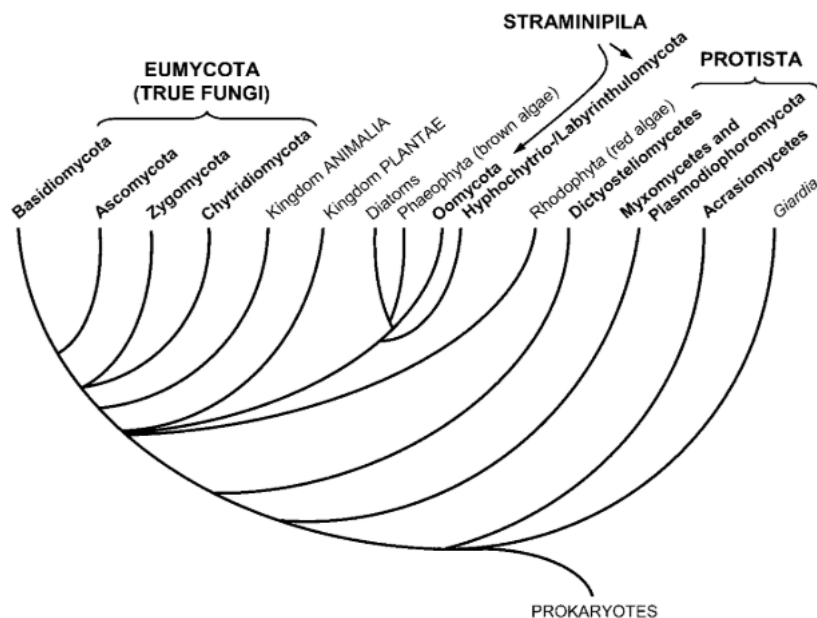
rozložených produktů (Dix & Webster 1995, Ainsworth 1973). Právě schopnost hub přijímat rozpuštěné látky ať už organické tak anorganické z extrémně zředěných roztoků je jedním z jejich charakteristických znaků (Griffin 1994). Produkují komplexy a mnohobuněčné struktury, které jsou pro houby charakteristické. Tyto struktury se podobají strukturám jiných eukaryotních organismů (Moore 1994). Žijí v substrátu prostřednictvím nepohyblivého mycelia hyf, kde základem buněčné stěny jsou chitin a glukany, vzácně glukany a celulóza (Ainsworth 1973). Hyfy, zobrazené na **Obrázku 3**, vypadají jako rozvětvené trubičky tvořící ucelený systém, takzvané mycelium. Hyfy jsou pro většinu skupin hub stejné a mohou se lišit jen přítomností nebo absencí přepážek nebo příčných stěn (Carlile 1995). Houby jsou eukaryotické organismy (Stajich et al. 2009; Liolios et al. 2008), což znamená že, uvnitř hyf se nacházejí jádra obalená v cytoplazmě, dle jader může být mycelium pokládáno za homokaryotické, když jsou jádra geneticky identická nebo heterokaryotické (pokud jsou jádra v myceliu různých genotypů). Také může být mycelium dikaryotické (především u druhu Basidiomycota), ve které jednotlivá buňka obsahuje dvě jádra geneticky odlišná. Hyfy mohou být aseptické, kde jádra leží ve společné cytoplazmě nerozdělené přepážkami nebo přepážkové hyfy, které jsou rozdělené a v jednotlivých segmentech je jedno nebo více jader. Houby nemusí být tvořeny jen pomocí hyf, ale mohou se vyskytovat jako samostatné kvasinkové buňky (Carlile 1995). Pojmem pseudohyfa je označován mezistupeň mezi hyfou a kvasinkovou buňkou. Některé nižší houby vytvářejí centrální útvar, kde se koncentruje protoplazma, útvar je nazývaný stélka. Houba může vytvářet jedno nebo více center. Patogenní houby vytvářejí takzvané plasmodium, což je hmota protoplazmy s jedním nebo více jádry, okolo které není buněčná stěna (Bartnicki-Garcia 1996). Životní cyklus je spíše složitý, ale může být i jednoduchý (Ainsworth 1973). Základním rozmnožováním hub jsou malé výtrusy. Vzniklých spor z výtrusů je velké množství, aby byla reprodukční potenciál co největší. Spory sloužící k rozmnožování bývají orgánem sexuálním či asexuálním, zapojují se do rozptýlení přežití. Spory lze rozlišovat na takzvané xenospory rozptýlené od zdrojového místa spor a memnosporu zůstávající u zdroje (Gregory 1966). Energie potřebná k rozptýlení spory může být dána její strukturou nebo násilným vybitím orgánu, který sporu nese (Ingold 1971). Mnohé spory však mohou být rozptýleny pasivně za pomoci vzduchu, gravitace, vodních proudů, deště, zvířat (nejvíce hmyzem), lidskou činností. Rozptyl spor může být až dálkový přes tisíce kilometrů. Též mohou být spory, které se dokážou pohybovat prostřednictvím bičíku (Webster & Weber 2007). Spory mohou být hodně odolné např. plísní mohou nečinně přetrvávat v půdě mnohou let, z důvodu nevhodných přírodních podmínek, jako chlad, sucho, atd. (Sussman & Halvorson 1966; Sussman 1968). Spory jsou vysoce variabilní, mohou být rozvětvené/ nerozvětvené, jednobuněčné až mnohobuněčné, spirálovitě stočené, silnostěnné/ tenkostěnné, suché/ lepkavé atd. (Webster & Weber 2007). Houby se mohou rozmnožovat jak sexuálně, kdy probíhá nukleární fúze a meióza, parasexuálně prostřednictvím jaderné fúze následované postupnou dediploidizací, nebo asexuálně mitotickým dělením jader. Jsou jak makroskopické tak mikroskopické. V ŽP mohou zastávat role symbiotické, tak saprotrofické, nebo parazitické (hyperparazitické) (Ainsworth 1973).



Obrázek 3 Struktura Hyfů (Webster & Weber 2007)

3.4.3 Taxonomie hub

Podle ekologie lze houby rozdělit do tří skupin a to saprobní houby, biotrofní houby, parazitické houby (Dix & Webster 1995). Saprobní houby využívají odumřelou organickou hmotu jako zdroj uhlíku, kde houby s bílou hnilobou rozkládají lignocelulózu a houby s hnědou hnilobou rozkládají celulózu. Biotrofní houby přijímají uhlík od rostlin, se kterými žijí v partnerství. Do této skupiny lze zařadit mykorhizní houby (Treu & Falandysz 2017). Dle taxonomického třídění houby spadají do tří skupin *Eukaryoty*, což jsou *Eumycota*, kde jsou obsaženy jen houby, *Protista* (Prvoci) a *Chromista* (*Straminipila*) (Beakes 1998; Kirk et al. 2001). Přehled taxonomického třídění je zobrazen na **Obrázku 4**.



Obrázek 4 Taxonomické třídy hub a houbám podobných organismů (vyznačených tučně) (Bruns et al. 1991; Oliver & Schweizer 1999)

V této práci zabývající se společenstvy hub bude pojednáváno především o houbách říše *Eumycota*. Do *Protista* s podříší *Protozoa* (Prvoci) patří kmen jako *Myxomycota* (*Myxomycetes*) a *Plasmodiophoromycota*. *Myxomycota* je skupinou slizových plísní (*myxa* =

sliz), které se nejen z hlediska fylogenetického podstatně liší od *Eumycota*, též se liší svojí ekologií a fyziologií. Ve negativním stavu jsou buď améby nebo plazmodium. K pohybu využívají přední bičíky a jejich potravou jsou bakterie, jiné améby a buňky kvasinek. Do kmene *Myxomycota* patří třídy *Myxomycetes*, *Protosteliomycetes*, *Dictyosteliomycetes*, *Acrasiomycetes*. *Myxomycetes* jsou pravděpodobně příbuznými s *Protosteliomycetes*, *Dictyosteliomycetes*. *Acrasiomycetes* na rozdíl od ostatních jeví známky odlišného evolučního původu (Baldauf 1999; Baldauf et al. 2000). Biotrofní parazit je kmen nazývaný *Plasmodiophoromycota*. Tito parazité způsobují vážná hospodářská onemocnění, napadají vyšší rostliny, poškozují plodiny (Adams 1991; Campbell 1996). Též napadají řasy, kmen *Oomycota* a rozsivky (Dick 2001).

Říše *Chromista* neboli *Straminipila* je pojmenování široké skupiny pojmenované „Menší houby“. Na rozdíl od říše *Eumycota* je strukturou buněčných stěn *Chromista* celulóza a ne chitin. Dalšími rysy říše *Chromista* jsou mitochondriální membrány postavených do tubulárních krist, ty se též nacházejí v rostlinách. Mají přítomný bičík v konkrétních fázích vývojového cyklu. Vyznačují se také schopností syntetizovat lysin, což je aminokyselina, syntetizovaná pomocí drahé kyseliny α , ϵ -diaminopimelové (DAP), tato kyselina je též přítomná u suchozemských rostlin a zelených řas (Griffin 1994). Do říše *Chromista* spadají řasy (zlaté a hnědé), rozsivky, chryzofyty, kryptomonády, ale též kmen *Oomycota*, *Labyrinthulomycota* a *Hyphochatriomycota*. *Oomycota* a *Labyrinthulomycota* jsou nazývané straminipilózní houby, z důvodu podobného životního stylu s houbami (Dick 2001).

Eumycota je říše tzv. pravých hub, do této skupiny spadají kmen hub *Chytridiomycota*, *Zygomycota*, *Ascomycota*, *Basidiomycota*. Kmen *Chytridiomycota* počítá přes 900 druhů hub rozdělených do pěti řádů (Barr 2001; Kirk et al. 2001) o kterých se hovoří jako o chytridech. Jejich výskyt je převážně v aerobních podmínkách ve vodě, sedimentech a půdě. Rozmnožování *Chytridiomycota* je pomocí zoospor s jedním zadním bičíkem (Webster & Weber 2007). Většina *Chytridiomycot* je saprotrofní, tedy využívají rozkládajících se zbytků zvířat a rostlin jako zdroj celulózy, keratinu, chitinu, atd. Zástupci kmene *Chytridiomycot* *Calulochatrium* jsou tzv. mykoparazit, kteří parazitují na suchozemských houbách (Voos 1969). Některé druhy mohou být biotrofní parazité napadající vláknité řasy, rozsivky a fytoplanktonu. Mohou být též přenašeči virů, např. druh *Olpidium brassicae* způsobující onemocnění žil hlávkového salátu. Patogenní organismy, např. *Coelomomyces*, kteří jsou patogeny vodních bezobratlých (Bartnicki-Garcia 1987). Na rozdíl od kmene *Oomycoty* kde buněčné stěny obsahují celulózu, kmen *Chytridiomycota* má buněčné stěny složené z chitinu. Toto složení se též nachází u ostatních z říše *Eumycota* (Fuller 2001).

Zygomycota je kmen hub, se rozmnožují asexuálně pomocí spor. Spory jsou nepohyblivé tzv. aplanospory a uvnitř sporangia (sporangiofory). Rozptyl těchto spor je pasivní pomocí větru, deště, hmyzu nebo násilným uvolněním sporangii. Buněčné stěny jsou tvořeny chitinem a chitosanem, což je neacetylovaný derivát chitinu (Bartnicki-Garcia 1987). Syntetizace lysinu je pomocí cest kyseliny α -aminoadipové (AAA), jako je tomu pravděpodobně u všech z říše *Eumycota* (Webster & Weber 2007). Kmen *Zygomycota* obsahuje dvě třídy *Zygomycetes* čítající 870 druhů rozděleným 10 řádů a *Trichomycetes* čítající 218 druhů ve 3 třídách (Kirk et al. 2001). Předpokládá se že kmen *Zygomycota* dal vzniku tzv. vyšších hub (Jensen et al. 1998; Schüssler et al. 2001). *Zygomycota* jsou saprotrofní (např. řád

Mucorales), ale mohou být i parazité (např. Entomophthorales, kteří jsou hmyzí parazité). Některé druhy žijí v symbióze s některými druhy suchozemských rostlin (Tanabe et al. 2005).

Nejpočetnějším kmen hub je *Ascomycota*, která čítá přes 32 000 popsáných druhů rozdělených do 3400 rodů (Kirk et al. 2001). Překladem z řečtiny *Ascomycota* znamená vakové houby. Rozmnožování je sexuální produkcí spor, spory jsou zabaleny ve vaku, v tzv. ascus, proto se nazývají askospory. Toto je charakteristické pro kmen *Ascomycota*. U většiny *Ascomycota* své spory rozptyluje pomocí vymrštění stříkacím mechanismem pomocí napjatého ascusu se sporami. Druhy kmen *Ascomycota* mohou být jak saprotrofy, biotrofní nebo nekrotrofní parazité zvířat, rostlin, i lidí. Např. *Taphrinales* jsou biotrofní parazité způsobujících růstové abnormality u rostlin (Blackwell 1994; Weir & Blackwell 2001). Mohou žít též v asociacích s rostlinami, symbióze jako například lišejníky. Lišejníky jsou duální organismy skládající z fotosyntetizující řasy nebo sinice a houby kmen *Ascomycota* žijící ve sdružení. Lišejníky tvoří zhruba necelou polovinu popsáných druhů *Ascomycota* (Lutzoni et al. 2001). Mohou též tvořit symbiózu s lanýži a stromy, jako buk, dub. Výskyt kmen *Ascomycota* je v půdě, sladké i slané vodě, ale i v nadzemních částech rostlin (Webster & Weber 2007).

Do kmen *Basidiomycota*, tvořícího třídou *Basidiomycetes*, patří známé houby jako muchomůrky, hříby, pýchavka, hadovka a mnoho dalších a obsahuje přes 30 000 druhů. Patří sem i patogeny jako sněť a plísňové rzi, které způsobují choroby plodin vyšších rostlin, např. *Heterobasidion* poškozující jehličnaté plantáže. Mnohé druhy kmen *Basidiomycota* jsou saprotrofní, podílejí se na rozkladu dřevin a tvorbě detritu. Převážná většina *Basidiomycot* žije na souši, rozptyl spor je zapříčiněn větrem, ale najdou se i na mořských a sladkovodních stanovištích. Již zmiňované muchomůrky, hříbky atd. mohou vytvářet symbiotické vztahy s kořeny stromů. Jako saprotrofní organismy, kromě rozkladu dřeva, zastávají velmi důležitou úlohu v recyklaci živin. Plodnice některých *Basidiomycot* se pěstují jako potravina, např. rod *Pleurotus*, nebo-li hlíva ústříčná nebo druh *Agaricus bisporus*, pečárka dvouvýtrusná. Některé druhy jsou též halucinogeny, jako rod *Psilocybe* (kouzelné houby) nebo muchomůrka červená *Amanita muscaria* (Webster & Weber 2007). Dlouhověkost mycelia kmen *Basidiomycot* může být velká, příkladem může být *Armillaria* přesahující věk 1500 let s velikostí o rozloze 15 ha v Kanadských lesech (Smith et al. 1992). *Basidiomycoty* mohou růst ve formě mycelia, ale též ve formě podobné kvasinkám anebo mohou přepínat mezi těmito formami, jsou tzv. dimorfní. Dimorfní druhy mohou být patogenní a nebezpečné pro člověka, jako druh *Filobasidiella neoformans* způsobující onemocnění mozku, které je pro imunokompromitované pacienty smrtelné (Webster & Weber 2007).

3.4.4 Houby a bioremediace

Potenciál hub pro bioremediaci v posledních letech stále nabývá na významu (Gadd 2001; Goltapeh et al. 2013). Použitím hub pro bioremediaci se dá hovořit o takzvané mykoremediaci (Dix & Webster 1995). Využití hub pro bioremediaci je pokládáno za způsob odstraňování, nebo detoxikaci znečišťujících polutantů, jako jsou POPs, který je šetrnější k životnímu prostředí než metody fyzikální a chemické remediaci (Abdul Salam et al. 2013, Zotti et al. 2014).

Biologická remediaci pomocí hub je slibnou metodou avšak skýtá určitá omezení. Faktory ovlivňující bioremediaci jsou citlivost vůči biologickým procesům, špatná produkce

enzymů při promíchávání, špatný růst v suspenzních systémech, toxicita, špatné zachycení na pevných částicích, chemická sorpce, pomalá schopnost přeměny, konkurence s mikroby (Megharaj et al. 2014). Avšak na rozdíl od rostlin a bakterií mohou houby vytvářet micelární síť, které jsou vhodné pro průnik půdou a snazšímu přístupu k půdním pórům.

Oproti jednobuněčným bakteriím může mnohobuněčné houbové mycelium působit jako jednotka, obnovovat mrtvé hyfy, alokovat zdroje, růst okolo bariér a oblastí půdy zdrojově bohatých (Dix & Webster 1995). Pokud jsou v půdě dostupné zdroje, může se v hyfách mycelia uskutečňovat neomezené dělení buněk. Mnohé z druhů hub dokážou též tvořit takzvané rhizomorfy rostoucích na velké vzdálenosti od místa původního mycelia a tím i kolonizovat vzdálenější oblasti s nepříznivými podmínkami. Oproti bakteriím plísně dokáží odolávat vyšším koncentracím toxických látek v prostředí (Evans & Hedger 2001). Houbové hyfy mohou zabírat rozsáhlé oblasti, kde jejich biomasa může dosáhnout 1 mg/g sušiny půdy (Ritz & Young 2004) a u lesních půd 1 km/g půdy (Osono et al. 2003). Houby produkují bioaktivní enzymy, které jsou pro využití hub v bioremediaci důležité (Mougin et al. 2009). Při nevyhovujících podmínkách substrátu půdy produkují exoenzymy pro degradaci makromolekul. Přitom vzniká velké množství enzymů, které se vylučují do substrátu (Harms et al. 2011; Kahraman & Yesilada 2001). Proces biodegradace uhlovodíků zahrnuje částečnou nebo celkovou mineralizaci (Alexander 1999). Některé houby však dokáží akumulovat především kovy a částečně radioaktivní prvky (Falandysz 2017; Falandysz et al. 2015).

Vhodnost pro bioremediaci zvláště vykazují kmeny hub *Bazidiomycoty* (Reddy 1995). Tyto organismy jsou schopné degradovat uhlovodíky, jako PAU, halogenované aromatické uhlovodíky, výbušniny, fenoly a aromatické uhlovodíky (Boopathy 2000; Lewis et al. 2004), odolná barviva a další POPs, jako DDT, PCB, PCDD/F (Hiraishi 2003). Jsou i případy kdy bazidiomycoty byly použity pro biosorpci, konkrétně mrtvá houbová biomasa pro odstranění barviv z odpadních vod (Asma et al. 2006).

Mnohé *Basidiomycoty* mají schopnost odbourávat nejen celulózu, ale i lignin. Ty jsou označovány jako houby s bílou hnilobou. Na rozdíl od hub s bílou hnilobou do kmene *Basidiomycoty* patří i houby s hnědou hnilobou, které dokážou rozkládat celulózu, ale ne lignin. Houby s bílou hnilobou jsou vybavené enzymovými systémy ligninperoxidáz, manganperoxidáz, fenoloxidáz a lacáz (Reddy & Mathew 2001; Anastasi et al. 2012). Pomocí těchto enzymů dokážou degradovat lignin, ale též velké množství organických kontaminantů přetvářejících na lignin (Harvey & Thurston 2001). Nejvíce využívanou houbou s bílou hnilobou je druh *Phanerochaete chrysosporium*, používaný pro bioremediaci uhlovodíků. Další z hub bílé hniloby hojně využívanou k bioremediaci je druh *Pleurotus ostreatus* (Treu & Falandysz 2017), který dokáže degradovat např. PAU (Matsubara et al. 2006; Leonardi et al. 2007), antracen (Vyas et al. 1994).

Houby s hnědou hnilobou nejsou vybaveny fenoloxidázami, díky kterým dokážou houby s bílou hnilobou degradovat široké spektrum kontaminantů. Též nedokážou rozkládat lignin (Reddy & Mathew 2001; Anastasi et al. 2012). Navzdory tomu dokážou houby s hnědou hnilobou rozkládat různé PAU. Konkrétně houby druhu *Laetiporus sulphureus* dokáží rozkládat fenantren (Sack et al. 1997) nebo *Daedalea dickinsii*, *Gloeophyllum trabeum* a *Fomitopsis pinicola* (houby s hnědou hnilobou) které jsou schopné degradace DDT (Purnomo et al. 2011). Možným mechanismem rozkladu hub s hnědou hnilobou byl navrhnout Fentonova reakce (Hyde

& Wood 1997; Purnomo et al. 2008), tedy oxidaci Fe iontů a následné sdílení volných radikálů, konkrétně hydroxylových radikálů s houbami bílé hniloby i když se na reakci podílí jiný soubor enzymů. Je možné, že tento mechanismus hraje roli i v rozkladu celulózy (Koenigs 1974).

Tabulka 6 Přehled saprobitních hub kmene Basidiomycota a jím degradujících polutantů (Treu & Falandysz 2017)

Degradovaná látka	Saprobní Houba
pentachlorfenol	<i>Agrocybe perfecta</i> , <i>Ceriporiopsis subvermispora</i> , <i>Phanerochaete chrysosporium</i> , <i>Phanerochaete sordida</i> , <i>Peniophora cinerea</i> , <i>Trametes hirsuta</i>
Aromatické HC	Rod <i>Allescheriella</i> ,
PAU	<i>Xerotus discolor</i> , <i>Bjerkandera adusta</i> , <i>Coprinopsis cinerea</i> , <i>Ganoderma lucidu</i> , <i>Irpex lacteus</i> , Rod <i>Phellinu</i> , <i>Pleurotus ostreatus</i> , <i>Stropharia coronilla</i> , <i>Trametes versicolor</i> , <i>Trametes coccinea</i> ,
PCP	<i>Xerotus discolor</i> , <i>Galerina patagonica</i> , <i>Lenzites betulina</i> ,
Anthracen	<i>Coriolopsis polyzona</i> , <i>Coriolopsis trogii</i> , <i>Phanerochaete chrysosporium</i> , <i>Pleurotus ostreatus</i> , <i>Trametes versicolor</i>
Nitrobenzen	<i>Coriolopsis trogii</i> ,
Betazon (herbicide)	<i>Ganoderma lucidum</i>
Textilní barva	<i>Ganoderma lucidum</i> , <i>Pleurotus ostreatus</i> , <i>Trogia buccinalis</i>
Chlorpyrifos	Rod <i>Ganoderma</i>
POPs	Rod <i>Ganoderma</i>
Phenanthren	<i>Laetiporus sulphureus</i> , <i>Phanerochaete chrysosporium</i>
Hexachlorobenzol	Rod <i>Lentinus</i> ,
Naphthalen	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
Pyren	<i>Phanerochaete chrysosporium</i> , Rod <i>Psilocybe</i>
DDT	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
Linden	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
TNT	<i>Phanerochaete chrysosporium</i>
Dioxiny	<i>Phanerochaete sordida</i>
Aromatické uhlovodíky	Rod <i>Phlebia</i> , Rod <i>Pleurotus</i>
Bisphenol A	Rod <i>Pleurotus</i>
Hexachlorbenzen	Rod <i>Psilocybe</i>
Yperit	<i>Trametes versicolor</i> , <i>Fomitopsis palustis</i>
Chlorofenol (degradace ve vodném roztoku)	<i>Trametes versicolor</i> , <i>Trametes pubescens</i>

Mykorrhizní houby se využívají v bioremediaci, především kmen *Glomeromycota* tvořící symbiotický vztah téměř se všemi suchozemskými rostlinami (Smith & Read 2010). Kmen *Basidiomycot* tvoří pochvu kolem kořenů, kde hyfy houby nepronikají do buněk kořenů,

dochází k tzv. *ektomykorhize* (Webster & Weber 2007; Brundrett 2008). Při bioremediaci pomocí mykorrhizních hub je tedy nutné počítat i s výsadbou stromů. Toto uskupení kromě symbiózy houby a stromu zahrnuje i další organismy, jako další houby, bakterie, které se usazují v okolí rhizosféry (Roy et al. 2007; Cairney & Meharg 2002).

Ačkoliv mykorrhizní houby neobsahují podobné enzymy pro degradaci kontaminantů jako saprotrofní houby (Hering 1982; Colpaert & van Laere 1996), byly popsány degradace PCB několika ektomykorhizními houbami (Donnelly & Fletcher 1994). Ektomykorhizní houby druhu *Boletus edulis* dokáží rozložit DDT, *Gomphidius viscidus*, *Laccaria bicolor*, *Leccinum scabrum* dokáží odstranit antracen pomocí biosorpce (Huang et al. 2007). *Suillus variegatus* jsou schopni rozkladu TNT (Meharg et al. 1997). Vhodně použité mykorrhizní houby též snižovat stres rostlin, např. v půdách s vysokým obsahem sodíku, alkalických solí. Nakombinování tolerantních druhů vůči stresovým faktorům by mohlo být úspěšné pro ektomykorhizní rekultivaci. Z důvodů degradačních schopností, symbiózy s rostlinami, která též může přispívat k samotné degradaci až již primárních nebo sekundárních produktů rozkladu znečišťujících látek, mykorrhiznímu systému zahrnujícímu vlastní zdroj uhlíku a obrození poškozené krajiny, jsou ektomykorhizní houby a jejich symbióza se stromy, rostlinami slibnou metodou pro obnovu znečištěných míst (Treu & Falandysz 2017).

4 Metodika

4.1 Odběry vzorků půdy a hub

Vzorky půdy byly odebrány na několika místech v městě Litvínov, kde předchozí výzkumy prokázaly vysoké obsahy PAU v půdě (Hanousková et al., 2021). Tentokrát bylo vybráno sedm odběrových míst, kdy na každém z těchto míst byly v květnu 2022 odebrány 3 vzorky půdy do hloubky 25 cm. Vzorky půdy byly poté zmrazeny při -20°C , lyofilizovány a dále rozmělněny ve třecí misce a prosety v sítu o velikosti ok 2,0 mm.

Jednotlivá odběrová místa lze popsat následovně:

- 1) **Důl Pavel** je zahrádkářská kolonie, která byla vybudována poblíž uzavřeného hlubinného uhelného dolu stejného jména. Vzorky půdy zde byly odebrány v lesíku, který s kolonií sousedí, a na břehu potoka, který kolonií protéká
- 2) **Chudeřín** je část města Litvínov, kde byly vzorky půdy odebrány na louce, která se nachází mezi dětským hřištěm v ulici Chudeřínská a zahrádkářskou kolonií
- 3) **Nová Voda** je vodní nádrž, která vznikla v důsledku bývalé důlní činnosti, a nachází se také v části Chudeřín na kraji parku Nové Záluží, poblíž ulice Podkrušnohorská a Havířská. Půda byla odebírána v lesním porostu na břehu této nádrže
- 4) **Nová Voda louka** je označení pro místo odběru také na břehu nádrže Nová Voda, ale mimo lesní porost
- 5) **Park** je označení pro odběrová místa ve známém parku Voigtovy sady, který se nachází v centru města za kostelem Sv. archanděla Michaela mezi ulicemi Kostelní, Zahradní a Smetanova
- 6) **Šumná**; pod tímto označením se nacházejí vzorky odebrané v lesním porostu podél ulice Sokolská směrem k obci Šumná
- 7) **Vyhliídka** je známé místo s názvem Czedikův gloriét, vzorky půdy byly odebrány v lesním porostu podél lesní cesty, která směřuje k tomuto místu z ulice Czedikova

Na těchto lokalitách byl pak ve dnech 16. 8. 2023 a 3. 11. 2023 proveden monitoring všech druhů hub, které v uvedených termínech tvořily plodnice. Výjimkou je pouze lokalita Šumná, která k monitoringu hub nebyla přístupná.

4.2 Analytické metody

Veškeré analytické metody byly prováděny v laboratořích Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze. S výjimkou stanovení obsahu PCB a PCDD/F, které bylo prováděno v akreditovaných laboratořích firmy ALS Czech Republic, s.r.o.

4.2.1 Stanovení půdní reakce

Pro stanovení půdní reakce byl využit pH-metr se skleněnou elektrodou (**Obrázek 5**). Do uzavíratelné PET nádoby bylo odváženo 5,0 g vzorku půdy a následně přidáno 50 ml roztoku CaCl_2 o koncentraci 0,01 mol/l. Nádoba byla důkladně uzavřena a umístěna na třepačku na 60 min. Po vytřepání byla nádoba ještě nechána odstát na dobu 60 min. Pomocí pH-metru bylo změřeno pH.



Obrázek 5 pH-metr WTW 3110

4.2.2 Stanovení kationtové výměnné kapacity

Kationtová výměnná kapacita (KVK) je stanovení, při kterém byly stanoveny výměnné kationty Ca, Mg, K, Na, Al, Fe a Mn, kdy se KVK vyjadřuje jako součet obsahů jednotlivých kationtů (Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn) v půdě, uváděno v jednotkách mmol/kg.

Na přípravu roztoku BaCl_2 o koncentraci 0,1 mol/l bylo na analytických vahách naváženo 24,428g $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Navážka byla následně rozpuštěna v 1000 ml destilované vody. Po připraveném vyluhovacím roztoku bylo naváženo 2,0 g vzorku vysušené půdy. Poté byl vzorek převeden do PE (polyethylenové) lahvičky a k němu bylo přidáno 20 ml vyluhovacího roztoku. Lahvička se následně důkladně uzavřela v ruce protřepala a na 2h byla umístěna do třepačky. Suspenze v lahvičce se dále umístila na centrifugu na dobu 10 min při 3000 ot/min. Takto připravené vzorky byly poté stanoveny pomocí metody optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES) s axiální orientací plazmové hlavice na přístroji Agilent 720 (Agilent Technologies, Inc., USA) s využitím dvoukanálové peristaltické pumpy, mlžné komory typu Struman Masters a pneumatického zmlžovače typu „V-groove“ vyrobeného z inertního materiálu.

4.2.3 Stanovení pseudocelkového obsahu prvků ve vzorku

Na analytických vahách bylo odváženo přibližně 0,500 g vzorku půdy, do teflonových nádob (**Obrázek 6**). Následně k navážce bylo přidáno 10 ml roztoku lučavky královské (směs HCl a HNO_3 v poměru 3:1). Poté byl připravený vzorek extrahován v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo), uvedené na **Obrázek 7**, s uzavřeným systémem a mikrovlnným ohřevem,

po dobu 35 min při teplotě 210 °C. Po ochlazení byla nádoba se vzorkem kvantitativně převedena do 25 ml zkumavek. Zkumavka byla doplněna po rysku destilovanou vodou.

Nakonec byl u vzorků stanoven obsah prvků pomocí metody ICP-OES (Agilent 720, Agilent Technologies Inc., USA).



Obrázek 6 Teflonová nádoba pro stanovení pseudocelkového obsahu prvků ve vzorku



Obrázek 7 Zařízení Ethos 1 pro extrakci vzorků při stanovení pseudocelkového obsahu prvků

4.2.4 Stanovení obsahu PAU ve vzorku

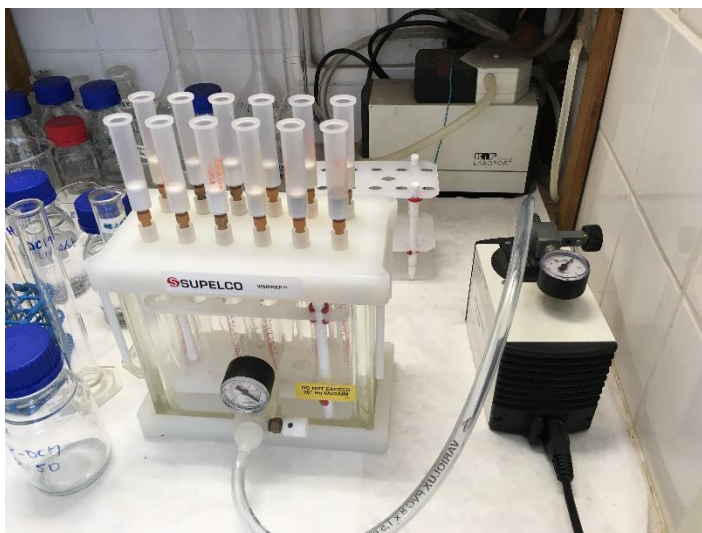
Zjištění množství PAU látek ve vzorcích probíhalo ve dvou krocích: příprava vzorků a samotná analýza pomocí vhodné instrumentální techniky. Principem přípravy byla extrakce vzorků směsí rozpouštědel a jejich následné přečištění pomocí extrakce tuhou fází (SPE - Solid Phase Extraction). Vzorky pak byly analyzovány na plynovém chromatografu s hmotnostní detekcí. Dále jsou uvedeny nejdůležitější kroky celého postupu.

Do skleněných zkumavek o objemu 50 ml bylo na analytických vahách (OHAUS, Adventurer AR3130) naváženo přibližně 0,5 g všech vzorků. Následně bylo do všech vzorků přidáno 0,1 ml standardu (tzv. surrogate - jedná se mix standardních látek, zde byly použity látky: 2-fluorobiphenyl a p-terphenyl-d14) o koncentraci 5 µg/ml a odměrným válcem 10 ml extrakčního činidla (aceton : hexan v poměru 1:1). Takto připravené a uzavřené zkumavky byly umístěny do rotační třepačky GFL 3017 Orbital Shaker na 30 min při 150 ot./min. Po uplynutí této doby se zkumavky vložily na 30 min do ultrazvukové lázně (viz **Obrázek 8**) s teplotou 35 °C a pak do centrifugy (Rotina 420R, Hettich), kde se centrifugovaly při 2 500 ot/min po dobu 10 min. Po odstředění byly svrchní vrstvy (tzv. supernatanty) ve vialkách přelity do nových zkumavek o objemu 10 ml. Dále proběhla tzv. reextrakce, kdy se do vialek se vzorky přililo nových 2,5 ml směsi aceton : hexan a proces extrakce se opakoval od vložení vzorku do ultrazvukové lázně. Ke vzniklým extraktům po dvojnásobné extrakci se přidalo 200 µl roztoku vnitřních standardů (IS) o koncentraci 200 ng/ml.



Obrázek 8 Ultrazvuková lázeň

Dalším krokem pro přípravu vzorků bylo jejich přečištění pomocí metody SPE, jejíž podstatou je „dočasné“ zachycení určitých molekul na pevném sorbentu, přes který necháváme protéct vzorek. Tyto molekuly se následně vymyjí rozpouštědlem s vyšší eluční silou (jedná se o rozpouštědla s vyšší schopností vymýt molekuly z daného sorbentu). V našem případě se jednalo o sorbent Chromabond® SiOH (6 ml, 1 g) (MACHEREY-NAGEL). Celá SPE extrakce se skládala z jednotlivých částí, při kterých byly kolonky nejprve promyty dichlormethanem a hexanem. Do takto připravených SPE kolonek byly vlitly vzorky, které se po protečení SPE sorbentem jímaly do chemicky čistých, konických zkumavek o objemu 15 ml (frakce 1). Hned na to byly jímací zkumavky vyměněny za čisté a zbytky látek sorbovaných na SPE byly vymyty směsí dichlormethanem : hexan (1:1, v/v) (frakce 2).



Obrázek 9 Vakuový rozdělovač SPE

V konečné fázi přípravy vzorků byly spojené extrakty koncentrovány pod dusíkem při 45 °C k suchu (do poslední kapky). Takto odpařené vzorky byly následně rekonstruovány 2 ml čistým hexanem, pak vpraveny do vialek, důkladně uzavřeny uzávěrem s parafilmem a dány do mrazáku na - 22 °C do doby analýzy.

Vlastní stanovení obsahu PAU látek v extrahovaných vzorcích probíhalo na plynovém chromatografu s hmotnostní detekcí od firmy Agilent Technologies dle článku Košnář et al. 2023 (Košnář et al. 2023). Pro separaci jednotlivých komponent byla použita chromatografická kolona Restek-XLB, Bellefonte o délce 30 m, o vnitřním průměru 0,25 mm a tloušťce stacionární fáze 0,25 μm. Pro detekci látek byl využit hmotnostní detektor 7000D s trojitým kvadrupólem (GC/MS/MS). Pro zlepšení citlivosti pracoval hmotnostní detektor v tzv. MRM módu (Multiple Reaction Monitoring), při které se sledují jen charakteristické fragmenty pro danou látku po druhé fragmentaci. Celý systém ovládal software MassHunter B.07.06.2704 opět od výrobce Agilent Technologies.

4.2.5 Stanovení PCB a PCDD/F

Stanovení obsahů PCB a PCDD/F proběhlo v akreditovaných laboratořích firmy ALS Czech Republic, s.r.o. s využitím standardních operačních postupů následovně:

- 1) CZ_SOP_D06_06_175 - mimo kap.10.2.3.1, 10.2.3.7, 10.2.3.8, 10.2.5 (US EPA 1613, ČSN EN 16190): Stanovení tetra- až okta- chlorovaných dioxinů a furanů metodou izotopového zředování s použitím HRGC-HRMS a výpočet parametrů TEQ z naměřených hodnot.
- 2) CZ_SOP_D06_06_173 - mimo kap. 10.2.3.1, 10.2.3.7, 10.2.3.8, 10.2.5 (US EPA 1668A, ČSN EN 16190): Stanovení polychlorovaných bifenylnů metodou izotopového zředování s použitím HRGC-HRMS a výpočet sum PCB a parametrů TEQ z naměřených hodnot.

4.2.6 Stanovení obsahu dostupných živin

Ve vzorcích byl stanoven obsah přijatelných živin dle metody Mehlich III, za pomoci stejnojmenného extrakčního roztoku Mehlich III. Tento roztok je tvořen CH₃COOH

(koncentrace 0,2 mol/l), NH_4NO_3 (koncentrace 0,25 mol/l), NH_4F (koncentrace 0,015 mol/l), HNO_3 (koncentrace 0,013 mol/l) a EDTA (kyselina etylendiamintetraoctová) (koncentrace 0,001 mol/l). Do PP (polypropylenových) lahvíček bylo na předvážkách naváženo 3,0 g vzorku půdy a pomocí odměrného válce bylo přidáno 30 ml extrakčního činidla (potřeba zachovat poměr 1:10). Důkladně uzavřené lahvičky byly umístěny na dobu 5 min. do třepačky. Následně byly přesunuty na dobu 8 min. do centrifugy s otáčkami 5000 ot/min (Mehlich 1984). Nakonec byly vzorky převedeny do zkumavek a stanoveny obsahy živin pomocí metody ICP-OES (Agilent 720, Agilent Technologies Inc., USA).

4.2.7 Stanovení celkových a dostupných obsahů C a N

Celkový rozpustný uhlík a dostupné formy dusíku byly stanovovány v extraktu připraveném s použitím 0,01 M roztoku CaCl_2 , v poměru 1:10 (třepáno po dobu dvou hodin při pokojové teplotě a následně odstředěno při 3000 otáčkách za minutu po dobu 10 minut). Analyty byly pak stanoveny pomocí automatizovaného systému SKALAR SANplus s kontinuálním průtokovým segmentačním analyzátozem (Skalar, Holandsko). Pro kvantifikaci celkového rozpustného uhlíku byl nejprve vzorek okyselen roztokem kyseliny sírové a probubláván dusíkem, čímž se uvolní anorganická nebo těkavá organická forma uhlíku. Roztok vzorku byl pak smíchán s persíranem tetraboritým a vystaven působení UV záření. Tento proces oxiduje organický uhlík na oxid uhličitý, který je potom vyloučen z roztoku probubláváním. Množství oxidu uhličitého bylo měřeno infračervenou detekcí.

V případě stanovení dostupných forem dusíku byl vzorek smíchán s boraxovým pufrům. Po promíchání byl přidán persíran draselný a směs byla vystavena UV záření. Obsah dusičnanů byl pak stanoven Griessovou metodou po redukci dusičnanů na dusitany kademnato-měďnatým činidlem. Absorbance pak byla měřena spektrofotometricky při 540 nm. Postup pro kvantifikaci obsahů NH_4^+ je založen na modifikované Berhelotově reakci, kde amoniak chlorovaný na monochloramin reaguje se salicylátem za vzniku 5-aminosalicylátu. Po oxidaci vznikne zelená komplexní sloučenina. Absorbance vzniklého komplexu byla měřena při 660 nm.

Celkový obsah uhlíku a dusíku v půdě byl stanoven s využitím přístroje CHNOS Vario MACRO cube (ElementarAnalysensysteme GmbH, Německo). V tomto přístroji je nejprve 500 mg vzorku spáleno v uzavřeném systému katalytické peci a následně je obsah C a N stanoven s využitím teplotně vodivostního detektoru.

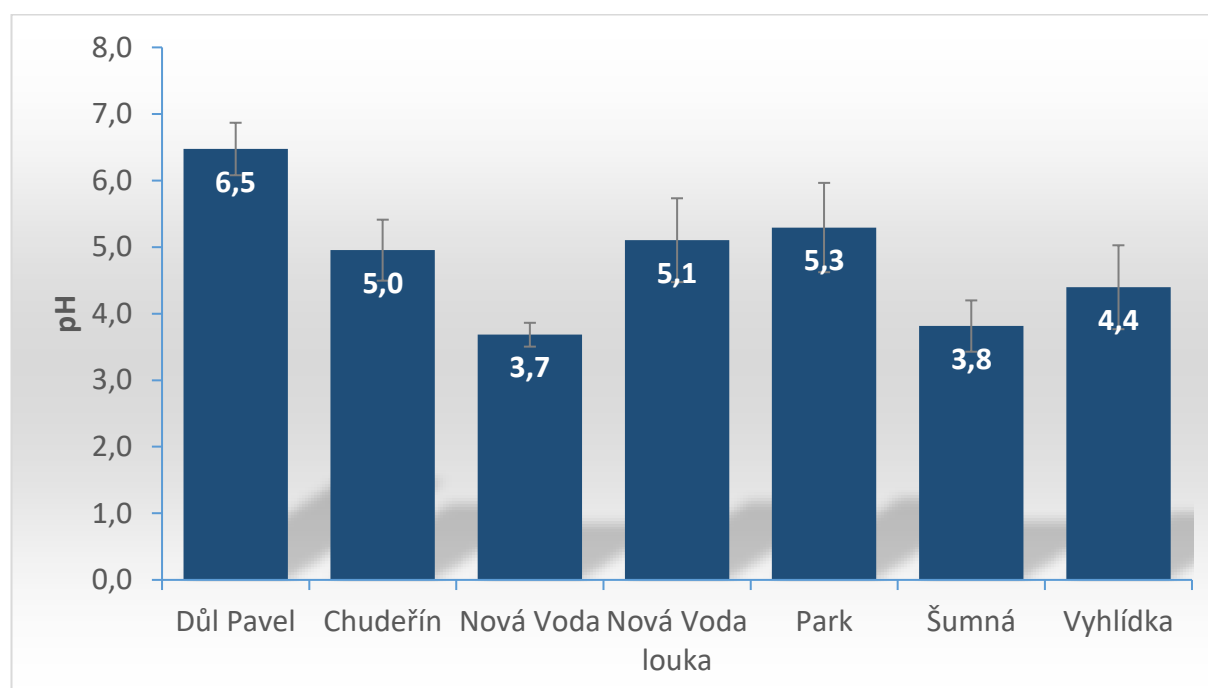
4.3 Statistické vyhodnocení

Tabulkové a grafické zpracování výsledků a základní popisné statistické charakteristiky naměřených dat byly provedeny pomocí tabulkového procesoru Excel. Pearsonovy korelační koeficienty byly vypočteny s pomocí programu Statistica (StatSoft CR s.r.o. - TIBCO Software Inc).

5 Výsledky

5.1 Stanovení půdní reakce

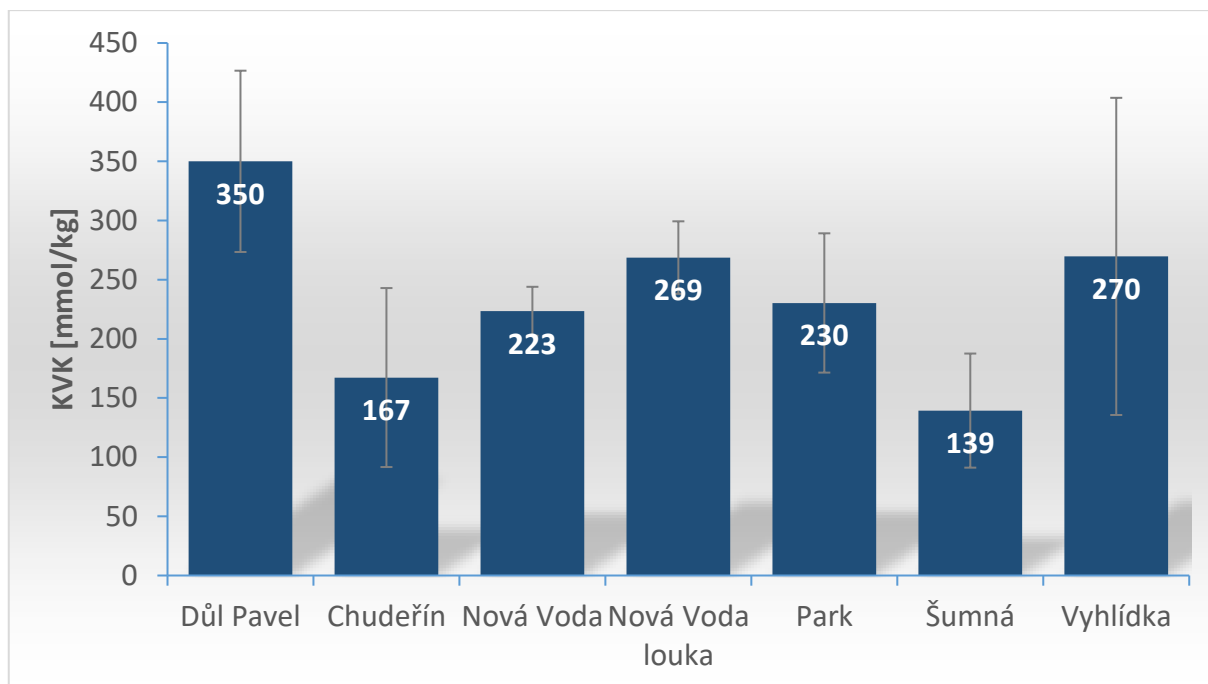
Stanovení pH znázorněné v **Grafu 1** bylo provedeno na vzorcích odebraných ve zkoumané oblasti Litvínov. Naměřené hodnoty vykazují u všech vzorků převládající kyselé prostředí. Nejnižší hodnota byla naměřena u vzorků Nová Voda, kde byla též zaznamenána nejnižší směrodatná odchylka změřených vzorků a u vzorků Šumná. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny na lokalitě Důl Pavel.



Graf 1 Hodnoty půdní reakce u půdních vzorků z jednotlivých odběrových stanovišť

5.2 Stanovení kationtové výměnné kapacity

Kationtová výměnná kapacita je jedna z důležitých chemických vlastností půdy dané množstvím a kvalitou koloidů v půdě (Šimek 2008). Hodnoty KVK zobrazené v **2. Grafu** vykazují schopnost jednotlivých námi zvolených půd vázat nebo vyměňovat kationty. Vysoká sorpční kapacita půdy ale také znamená vyšší schopnost imobilizovat organické polutanty v půdě. KVK je propojená s pH půdy a proto i zde je možné vidět nejvyšší hodnoty KVK u vzorků odebraných na lokalitě Důl Pavel. Naopak nejnižší hodnoty vykazují půdní vzorky odebrané na lokalitě Šumná, ve které bylo též naměřena nízká hodnota pH a vzorky Chudeřín. Nejvyšší směrodatná odchylka naměřených hodnot KVK byla vypočtena u vzorků z lokality Vyhlička, což naznačuje velkou heterogenitu půdy v této lokalitě.



Graf 2 Hodnoty kationtové výměnné kapacity půdních vzorků z jednotlivých odběrových stanovišť

5.3 Stanovení pseudocelkového obsahu ve vzorku

Stanovením pseudocelkových obsahů ve půdních vzorcích bylo naměřeno množství rizikových prvků nacházejících se v námi odebraných půdních vzorcích. Z obsahů rizikových prvků pro jednotlivé vzorky byl pro přehlednost vytvořen statistický soubor dat, zobrazený **Tabulkou 7**. Dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. O stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a vyhláše č.13/1994 Sb. upravující ochranu zemědělského půdního fondu, jsou stanoveny preventivní a indikační hodnoty pro půdy. Jsou to tzv. limitní hodnoty pro stanovení přípustné meze kontaminace půdy těmito látkami. V odebraných a naměřených vzorcích půdy se nacházejí rizikové prvky v hodnotách překračujících stanovené preventivní hodnoty. Překročením preventivních hodnot vzniká riziko vstupu těchto prvků do rostlin a dále do potravních řetězců.

Průměrná hodnota pro obsah As přesáhla preventivní hodnotu. Jedinou výjimkou byl jeden ze 3 vzorků odebraných na lokalitě Důl Pavel II. (viz Příloha I.) vykazující hodnotu minima. U osmi vzorků byla též překročena indikační hodnota (viz Příloha I.), ohrožující zdraví lidí a zvířat. Preventivní hodnota u Be byla překročena pouze u 5 vzorků (viz Příloha I.). Průměrná hodnota se pohybuje pod daným limitem preventivní hodnoty a je zde nejmenší kolísání naměřených hodnot (viz Příloha I.) znázorněné směrodatnou odchylkou. Průměrná hodnota Cd se pohybuje pod limitem daným preventivní hodnotou. U tří vzorků byla preventivní hodnota překročena (viz Příloha I.). Indikační hodnota stanovená pro Cd nebyla ani maximální hodnotou překročena. U prvků Co, Cr Ni a V nebyla překročena preventivní hodnota. Maximální hodnotou Cu byla překročena preventivní hodnota, Průměrná hodnota je však pod tímto limitem. Průměrná hodnota Pb je na mezi stanovené pro preventivní hodnotu. Šest vzorků vykazuje překročení preventivní hodnoty, ne však indikační hodnoty stanovené pro Pb (viz Příloha I.). V případě olova byla také vypočtena nejvyšší směrodatná odchylka, což naznačuje heterogenní distribuci tohoto prvku na sledované lokalitě. Průměrná hodnota obsahu

Zn překračuje preventivní hodnotu. Maximum pro prvek Zn překračuje indikační hodnotu, konkrétně u vzorku odebraného na lokalitě Důl Pavel II. (viz Příloha I.).

Tabulka 7 Popisná statistika souboru dat obsahů rizikových prvků v půdách

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Minimum	15,8	1,10	0,177	7,86	26,6	15,0	16,4	29,8	44,1	79,1
Maximum	75,9	2,41	2,05	18,1	76,2	64,3	40,4	239	128	404
Průměr	39,0	1,65	0,442	12,2	47,7	28,6	27,2	60,1	79,2	136
Směrodatná odchylna	14,9	0,37	0,406	3,0	14,7	12,5	7,8	46,4	25,7	67
Median	34,7	1,65	0,339	11,2	41,3	24,5	24,5	41,1	66,4	124
MAD ^a	9,8	0,36	0,115	2,1	5,1	4,3	6,5	9,7	9,5	16

^amedian absolutních odchylek

5.4 Stanovení obsahu PAU ve vzorku

Výsledky stanovení PAU v odebraných vzorcích byly pro přehlednost zpracovány do statistického souboru dat znázorněného **Tabulkou 8**. Dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. O stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a vyhlášce č.13/1994 Sb. upravující ochranu zemědělského půdního fondu, jsou stanoveny preventivní a indikační hodnoty pro PAU v půdách. Preventivní a indikační hodnoty jsou stanoveny pro sumy jednotlivých PAU a benzo[a]pyren.

Vypočtená průměrná hodnota sumy PAU ukazuje překročení preventivní hodnoty. Maximální hodnota sumy PAU však nepřekračuje indikační hodnotu. Nejvyšší hodnota byla naměřena ve vzorku z lokality Důl Pavel II. (viz Příloha II.). Pět odebraných vzorků nevykazuje překročení preventivní hodnoty (viz Příloha II.). Indikační hodnota stanovená pro benzo[a]pyren nebyla průměrnou hodnotou překročena. Maximální hodnota však stanovenou indikační hodnotu přesahuje, konkrétně u dvou odebraných vzorků (viz Příloha II.).

Tabulka 8 Popisná statistika souboru dat obsahů polyaromatických uhlovodíků v půdách (μg/kg), 1. část

	naftalen	acenaftalen	acenaftien	fluoren	fenantren	antracen	fluoranten	pyren	benz[a] antracen
Minimum	<	4,03	3,30	5,11	54,6	0,00	97,9	66,7	6,44
Maximum	146	219	129	132	2407	345	4838	3840	554
Průměr	44,2	37,8	24,5	33,4	458	74,4	781	581	76,0
Směrodatná odchylka	32,7	52,6	33,6	37,4	530	79,6	991	777	114
Median	37,2	17,4	10,9	15,9	288	44,7	460	356	40,3
MAD ^a	16,9	9,3	6,0	10,3	201	31,2	308	220	24,2

^amedian absolutních odchylek

Tabulka 9 Popisná statistika souboru dat obsahů polyaromatických uhlovodíků v půdách (μg/kg), 2. část

	chrysen	benzo[b] fluoranten	benzo[k] fluoranten	benzo[a]pyren	indeno[1,2,3-c,d]pyren	dibenz[a,h]antracen	benzo[g,h,i]perylene	Σ
Minimum	49,4	69,3	17,8	14,4	10,2	20,1	29,2	498
Maximum	2582	3248	948	1842	421	449	1349	23334
Průměr	404	460	157	275	71,0	164	222	3863
Směrodatná odchylka	519	673	190	377	84,3	113	272	4754
Median	250	273	109	167	50,0	139	142	2429
MAD ^a	154	149	64	104	26,6	81	74	1410

^amedian absolutních odchylek

5.5 Stanovení PCB a PCDD/F

Výsledky stanovení PCB a PCDD/F v odebraných vzorcích byly zpracovány popisnou statistikou (**Tabulky 9 až 12**). Vyhláškou č. 153/2016 Sb. O stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a vyhláškou č.13/1994 Sb. upravující ochranu zemědělského půdního fondu, jsou stanoveny limitní hodnoty (preventivní a indikační) pro PCB a PCDD/F.

Pro PCB byly stanoveny preventivní a indikační hodnoty sumy jednotlivých naměřených kongenerů PCB. Průměrná hodnota sumy PCB je vysoko nad preventivní hodnotou. Hodnota maxima sumy PCB překračuje indikační hodnotu skoro pětkrát. Mezi odebranými vzorky se objevuje velká variabilita naměřených hodnot (viz Příloha III.), znázorněná směrodatnou odchylkou sumy PCB v Tabulce 10.

Tabulka 9 Popisná statistika souboru dat obsahů PCB v půdě (µg/kg), 1. část

	PCB 105	PCB 114	PCB 118	PCB 123	PCB 126	PCB 156	PCB 157
Minimum	<	<	<	<	<	<	<
Maximum	34.0	0.690	600	8.30	1.10	400	16.0
Průměr	6.33	0.193	58.5	1.47	0.118	28.5	1.60
Směrodatná odchylka	12.4	0.287	171	2.76	0.285	99.3	4.56
Median	0.97	0.033	4.2	0.13	0.027	0.8	0.16
MAD ^a	0.42	0.009	3.0	0.10	0.018	0.6	0.13

^amedian absolutních odchylek; ^bnehodnoceno, protože více než 80% dat bylo pod mezí detekce stanovení

Tabulka 10 Popisná statistika souboru dat obsahů PCB v půdě (µg/kg), 2. část

	PCB 167	PCB 169	PCB 170	PCB 180	PCB 189	PCB 77	PCB 81	Suma
Minimum	<	<	<	<	<	<	<	2,3
Maximum	120	0.013	2600	3300	82.0	2.10	0.0	7164
Průměr	8.16	^b	169	220	5.83	0.448	^b	475
Směrodatná odchylka	28.9	^b	628	795	20.4	0.601	^b	1784
Median	0.250	^b	3	5	0.13	0.220	^b	10,5
MAD ^a	0.184	^b	2	3	0.11	0.130	^b	468

^amedian absolutních odchylek; ^bnehodnoceno, protože více než 80% dat bylo pod mezí detekce stanovení

Průměrná hodnota TEQ v Tabulce 12 přesahuje mez preventivní hodnoty stanovené pro PCDD/F, konkrétně preventivní hodnota byla přesažena u pěti vzorků. U ostatních vzorků byly hodnoty TEQ těsně pod nebo na mezi preventivní hodnoty. Nejvyšší koncentrace kongenerů byly zaznamenány ve vzorku z lokality Důl Pavel II. (viz Příloha IV.). Hodnota maxima nepřekročila limit indikační hodnoty. Z Tabulek 11 a 12 je patrné že mnoho kongenerů PCDD/F ve vzorcích bylo pod mezí detekce stanovení (viz Příloha IV.).

Tabulka 11 Popisná statistika souboru dat obsahů PCDD/F v půdě a hodnot TEQ (μg/kg), 1. část

	1234678-HpCDD	1234678-HpCDF	123478-HxCDD	123478-HxCDF	1234789-HpCDF	123678-HxCDD	123678-HxCDF	12378-PeCDD	12378-PeCDF
Minimum	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Maximum	0.170	0.064	0.011	0.036	0.013	0.010	0.037	<	0.003
Průměr	0.115	b	b	b	b	b	b	b	b
Směrodatná odchylka	0.047	b	b	b	b	b	b	b	b
Median	0.130	b	b	b	b	b	b	b	b
MAD ^a	0.020	b	b	b	b	b	b	b	b

^amedian absolutních odchylek; ^bnehodnoceno, protože více než 80% dat bylo pod mezí detekce stanovení

Tabulka 12 Popisná statistika souboru dat obsahů PCDD/F v půdě a hodnot TEQ (μg/kg), 2. část

	123789-HxCDD	123789-HxCDF	234678-HxCDF	23478-PeCDF	2378-TCDD	2378-TCDF	OCDD	OCDF	TEQ
Minimum	<	<	<	<	<	<	<	<	0.003
Maximum	0.017	<	0.013	0.061	<	0.024	0.550	0.036	0.042
Průměr	b	b	b	b	b	b	0.348	b	0.007
Směrodatná odchylka	b	b	b	b	b	b	0.137	b	0.008
Median	b	b	b	b	b	b	0.330	b	0.004
MAD ^a	b	b	b	b	b	b	0.110	b	0.000

^amedian absolutních odchylek; ^bnehodnoceno, protože více než 80% dat bylo pod mezí detekce stanovení

5.6 Stanovení obsahů dostupných živin

V **Tabulce 13** jsou znázorněny obsahy dostupných živin statisticky zpracovaných z výsledků obsahu živin jednotlivě odebraných vzorků (viz Příloha V.). Dostupné živiny byly stanoveny metodou Mehlich III (Mehlich 1984). Případné vzájemné korelace obsahů dostupných živin shrnuje Příloha VI.

Hodnota pH v půdách má zásadní vliv na dostupnost živin. Při porovnání pH s množstvím dostupných živin je patrný rozdíl, kdy při kyselém pH klesá podíl dostupných živin v půdě, znázorněné hodnotou minima. Přechodem z kyselého do neutrálního prostředí (hodnota pH narůstá) se i zvyšuje množství dostupných živin, není to však pravidlem. Dle Přílohy VI. koreluje s pH jen Ca, vyšší hodnoty Ca znamenají vyšší hodnoty pH. Statisticky významné

hodnoty vykazují vzájemný vztah mezi draslíkem a vápníkem. Dále sírou a celkovým uhlíkem, poměrem C/N, dusičnanem a rozpustným uhlíkem.

Největší rozdíly obsahů dostupných živin mezi jednotlivě odebranými vzorky, patrné ze hodnot směrodatné odchylky a hodnot MAD, byly zaznamenány u Ca. Naopak nejmenší rozdíly v naměřených hodnotách byly zaznamenány u S.

Tabulka 13 Dostupné obsahy vybraných živin v půdách

	Ca ^b mg/kg	K ^b mg/kg	Mg ^b mg/kg	P ^b mg/kg	S ^b mg/kg	pH
Minimum	316	116	60	10.1	11.8	3.52
Maximum	5360	629	636	128.3	83.0	6.83
Průměr	2638	292	284	46.4	22.7	4.81
Směrodatná odchylka	1255	126	168	30.8	15.1	0.98
Median	2528	293	223	35.1	21.2	4.60
MAD ^a	865	88	76	21.8	5.7	0.91

^amedián absolutních odchylek; ^bpodíl extrahovatelný roztokem Mehlich III (Mehlich, 1984)

5.7 Stanovení celkových a dostupných obsahů C a N

Dostupný obsah C a N byl stanoven extrakcí 0,01 M roztokem CaCl₂. Výsledky měření byly zapsány (viz Příloha V.) a statisticky zpracovány do Tabulky 14.

Obsahy C a N v půdách je pro mikroorganismy důležitým zdrojem stavbu jejich těl a též zdrojem energie (Manzoni et al. 2017). Pro správnou mikrobiální aktivitu je důležitý i správný poměr C/N (Megharaj et al. 2014). Pro houby je C důležitým zdrojem energie.

Stejně jako u živin (viz Tabulka 13) je i v Tabulce 14 znatelná závislost mezi dostupností forem C, N a pH. Při nízkých hodnotách pH se dostupnost forem C a N snižuje, což je patrné z hodnot minima. Naopak při nárůstu pH roste i dostupnost forem C a N, jak ukazuje i hodnota průměru, maxima. Z celkových obsahů N a C je patrné vyšší zastoupení C. Poměr C/N vyjadřuje trend humifikace, tedy humóznost půdy. hodnoty poměru C/N menší jak 10 značí kvalitnější půdy (Jandák et al. 2003). Námi naměřené hodnoty poměru C/N vykazují méně humóznější půdy, což je patrné i z hodnoty minima. Procesem mineralizace organických látek se vytváří NH₃, který je dále oxidován na NO₃⁻, což je přijatelný zdroj dusíku pro rostliny. Minerální forma NH₄⁺ je pomocí mikroorganismů vázána v půdě. Je tedy patrné, že s rostoucím pH roste i aktivita mikroorganismů a samotné procesy přeměny látek. Rozpustný organický uhlík (DOC) je důležitým zdrojem živin pro mikroorganismy, vznikající rozkladem opadlé biomasy (Mastný et al. 2018). Směrodatná odchylka vykazuje vysoký rozdíl v hodnotách odebraných vzorků s jejich rozdílným pH (viz Příloha V.). Je patrné že při přechodu z kyselého půdního prostředí do neutrální hodnoty pH v závislosti roste i množství rozpustného organického uhlíku. DOC může být měřítkem hojnosti potravy pro mikroorganismy a jejich aktivitu.

Tabulka 14 Celkové obsahy a dostupné formy C a N v půdách

	N ^b %	C ^b %	poměr C/N	NO ₃ ^{-c} mg/kg	NH ₄ ^{+c} mg/kg	DOC ^{cd} mg/kg	pH
Minimum	0.31	4.03	12.2	<0.05	4.11	13.0	3.52
Maximum	1.39	24.5	21.4	47.7	141	319	6.83
Průměr	0.60	9.55	15.5	6.8	18.1	73.8	4.81
Směrodatná odchylka	0.29	5.50	2.7	12.6	28.6	86.4	0.98
Median	0.48	7.44	14.6	0.7	10.6	44.3	4.60
MAD ^a	0.12	2.03	1.7	0.7	4.42	15.9	0.91

^amedián absolutních odchylek; ^bcelkový obsah; ^cpodíl extrahovatelný 0.01 mol/L CaCl₂; ^drozpuštěný uhlík

5.8 Sběr plodnic hub

Odběr plodnic hub byl proveden ve dvou sběrech září a listopad. **Tabulka 15** zobrazuje souhrn hub, které se nacházejí na zvolených lokalitách v obci Litvínov.

Souhrně bylo nalezeno 12 čeledí hub čítající dohromady 70 druhů. Nejvíce druhů bylo nalezeno čeledi *Agaricaceae*, čítající 10 druhů. Dále čeleď *Mycenaceae* zastoupena 9 druhy, *Psathyrellaceae* se 7 druhy, *Inocybaceae*, *Tricholomataceae* se 6 druhy v čeledi, *Russulaceae* zastoupena 5 druhy, *Strophariaceae* se 4 druhy, *Omphalotaceae*, *Marasmiaceae*, *Physalacriaceae* a *Boletaceae* zastoupena 3 druhy v čeledi, *Cortinariaceae*, *Paxillaceae* a *Amanitaceae* se 2 druhy v čeledi. Nejméně zastoupené čeledě byli *Hymenogasteraceae*, *Sclerodermataceae*, *Clavulinaceae*, *Pluteaceae* a *Gomphaceae* zastoupené 1 druhem.

Tabulka 15 Plodnice hub nalezené na vybraných lokalitách obce Litvínov

Lokalita	Český název	Latinský název	Čeleď
Nová Voda louka	Pýchavka stlačená	<i>Lycoperdon pratense</i>	<i>Agaricaceae</i>
Vyhlídká	Pýchavka obecná	<i>Lycoperdon perlatum</i>	<i>Agaricaceae</i>
Nová Voda louka	Hnojník obecný	<i>Coprinus comatus</i>	<i>Agaricaceae</i>
Chudeřín, Vyhlídká	Bedla vysoká	<i>Macrolepiota procera</i>	<i>Agaricaceae</i>
Chudeřín	Bedla konradova	<i>Macrolepiota konradii</i>	<i>Agaricaceae</i>
Vyhlídká	Bedla klamavá	<i>Lepiota pseudolilacea</i>	<i>Agaricaceae</i>
Důl Pavel II., Nová Voda louka	Bedla zahradní	<i>Chlorophyllum brunneum</i>	<i>Agaricaceae</i>
Nová Voda louka	Vatovec obrovský	<i>Langermannia gigantea</i>	<i>Agaricaceae</i>
Vyhlídká	Pečárka lesní	<i>Agaricus sylvaticus</i>	<i>Agaricaceae</i>
Park	Helmovka nažloutlá	<i>Mycena flavescens</i>	<i>Mycenaceae</i>
Park, Chudeřín	Helmovka jesení	<i>Mycena avenacea</i>	<i>Mycebaseae</i>

Park, Nová Voda louka	Helmovka ojněná	<i>Mycena leptcephala</i>	<i>Mycenaceae</i>
Park	Helmovka tuhonohá	<i>Mycena galericulata</i>	<i>Mycenaceae</i>
Park, Nová Voda louka, Chudeřín	Helmovka šedolupenná	<i>Mycena aetites</i>	<i>Mycenaceae</i>
Nová Voda	Helmovka narůžovělá	<i>Mycena rosea</i>	<i>Mycenaceae</i>
Vyhlídká	Helmovka zefirová	<i>Mycena zephrus</i>	<i>Mycenaceae</i>
Důl Pavel II.	Helmovka níťonohá	<i>Mycena filopes</i>	<i>Mycenaceae</i>
Důl Pavel II.	Helmovka měnlivá	<i>Mycena vitilis</i>	<i>Mycenaceae</i>
Park	Křehule vodomilná	<i>Psathyrella piluliformis</i>	<i>Psathyrellaceae</i>
Park, Nová Voda, Důl Pavel II.,	Křehutka útlá	<i>Psathyrella corrugis</i>	<i>Psathyrellaceae</i>
Nová Voda, Nová voda louka	Křehůtka sametová	<i>Lacrymaria lacrymabunda</i>	<i>Psathyrellaceae</i>
Nová Voda	Hnojník třpytivý	<i>Coprinellus micaceus</i>	<i>Psathyrellaceae</i>
Nová Voda	Hnojník nasetý	<i>Coprinellus disseminatus</i>	<i>Psathyrellaceae</i>
Nová Voda	Hnojník zaječí	<i>Coprinopsis lagopus</i>	<i>Psathyrellaceae</i>
Nová Voda	Hnojník inkoustový	<i>Coprinopsis atramentaria</i>	<i>Psathyrellaceae</i>
Park	Kržatka poprášená	<i>Tubaria conspersa</i>	<i>Inocybaceae</i>
Park, Nová Voda, Vyhlídká	Kržatka otrubičnatá	<i>Tubaria furfuracea</i>	<i>Inocybaceae</i>
Nová Voda	Kržatka namedovělá	<i>Alnicola citrinella</i>	<i>Inocybaceae</i>
Důl Pavel II.	Vláknice plavohnědá	<i>Inocybe cincinnata</i>	<i>Inocybaceae</i>
Důl Pavel II.	Vláknice perličková	<i>Inocybe perlata</i>	<i>Inocybaceae</i>
Nová Voda, Důl Pavel II.	Vláknice pomíchaná	<i>Inocybe mixtilis</i>	<i>Inocybaceae</i>
Chudeřín	Strmělka potůčková	<i>Clitocybe rivulosa</i>	<i>Tricholomataceae</i>
Chudeřín	Strmělka žlábkovitá	<i>Clitocybe vibecina</i>	<i>Tricholomataceae</i>
Vyhlídká	Strmělka přehnutá	<i>Lepista flaccida</i>	<i>Tricholomataceae</i>
Nová Voda	Strmělka mlženka	<i>Clitocybe nebularis</i>	<i>Tricholomataceae</i>
Důl Pavel II.	Čirůvka fialová	<i>Lepista nuda</i>	<i>Tricholomataceae</i>
Park	Čirůvka černošupinná	<i>Tricholoma atsquamosum</i>	<i>Tricholomataceae</i>
Nová Voda, Důl Pavel II., Vyhlídká	Holubinka slanečková	<i>Russula graveolens</i>	<i>Russulaceae</i>
Park	Holubinka hřebenitá	<i>Russula pectinata</i>	<i>Russulaceae</i>
Park, Důl Pavel II.	Holubinka nelibá	<i>Russula amoenolens</i>	<i>Russulaceae</i>

Nová Voda	Holubinka černonachová	<i>Russula atropurpurea</i>	<i>Russulaceae</i>
Park	Ryzec klamný	<i>Lactarius decipiens</i>	<i>Russulaceae</i>
Park, Vyhlídka, Důl Pavel II.	Třepenitka svazčitá	<i>Hypholoma fasciculare</i>	<i>Strophariaceae</i>
Park	Třepenatka cihlová	<i>Hypholoma lateritium</i>	<i>Strophariaceae</i>
Nová Voda louka	Čepičatka řídkolupenná	<i>Galerina clavata</i>	<i>Strophariaceae</i>
Vyhlídka	Šupinovka šedohlínová	<i>Pholiota lenta</i>	<i>Strophariaceae</i>
Chudeřín	Hřib uťatovýtrusý	<i>Xerocomellus porosporus</i>	<i>Boletaceae</i>
Park, Důl Pavel II.	Hřib engelův	<i>Xerocomellus engelii</i>	<i>Boletaceae</i>
Vyhlídka, Důl Pavel II.	Hřib políčkatý	<i>Xerocomellus cisalpinus</i>	<i>Boletaceae</i>
Park	Helmovka žlutobílá	<i>Atheniella flavoalba</i>	<i>Marasmiaceae</i>
Nová Voda	Špička kolovitá	<i>Marasmius rotula</i>	<i>Marasmiaceae</i>
Nová Voda louka, Chudeřín	Špička obecná	<i>Marasmius oreades</i>	<i>Marasmiaceae</i>
Park	Penízovka červenonohá	<i>Gymnopus erythropus</i>	<i>Omphalotaceae</i>
Důl Pavel II.	Penízovka dubová	<i>Gymnopus dryophilus</i>	<i>Omphalotaceae</i>
Důl Pavel II.	Penízovka kuželovitá	<i>Rhodocollybia butyracea</i>	<i>Omphalotaceae</i>
Nová Voda louka	Václavka hlíznatá	<i>Armillaria gallica</i>	<i>Physalacriaceae</i>
Park	Slizečka dlouhonohá	<i>Xerula pudens</i>	<i>Physalacriaceae</i>
Nová Voda	Slizečka ocasatá	<i>Xerula radicata</i>	<i>Physalacriaceae</i>
Vyhlídka	Muchomůrka růžovka	<i>Amanita rubescens</i>	<i>Amanitaceae</i>
Důl Pavel II.	Muchomůrka pošvatá	<i>Amanita vaginata</i>	<i>Amanitaceae</i>
Chudeřín	Slzivka oprahlá	<i>Hebeloma crustuliniforme</i>	<i>Cortinariaceae</i>
Důl Pavel II.	Slzivka oprahlá	<i>Hebeloma crustuliniforme</i>	<i>Cortinariaceae</i>
Chudeřín	Čechratka podvinutá	<i>Paxillus involutus</i>	<i>Paxillaceae</i>
Nová Voda	Čechratka olšová	<i>Paxillus rubicundulus</i>	<i>Paxillaceae</i>
Nová Voda	Kuřátečko hřebenité	<i>Clavulina coralloides</i>	<i>Clavulinaceae</i>

Důl Pavel II.	Kuřátka přímá	<i>Ramaria stricta</i>	<i>Gomphaceae</i>
Důl Pavel II.	Lysohlávka tajemná	<i>Psilocybe arcana</i>	<i>Hymenogasteraceae</i>
Nová Voda	Štítovka jelení	<i>Pluteus cervinus</i>	<i>Pluteaceae</i>
Park	Pestřec bradavčitý	<i>Scleroderma verrucosum</i>	<i>Sclerodermataceae</i>

6 Diskuze

Cílem této práce bylo analyzovat společenstva hub v půdě na lokalitě kontaminované organickými polutanty a posoudit vhodnost nalezených druhů degradovat tyto látky.

Jako lokalita byla vybrána obec Litvínov, která má dlouhou průmyslovou a hlavně těžební historii a kdy půda poznamenaná touto činností nese známky přítomnosti POPs. Na lokalitě byla studenty SOŠ Schola Humanitas Litvínov vytipována místa s vyššími koncentracemi POPs. Vzorky byly odebrány na 7 místech s celkovým počtem odebraných vzorků 21. Odebrané vzorky potvrdili vyšší hodnoty rizikových prvků zejména arsenu, zinku, těž olova, beríliá a občasných případech i kadmia. Dále vyšší hodnoty PAU, vysoké hodnoty PCB. V některých případech byli nalezeny i vyšší hodnoty PCDD/F. Vysoké obsahy rizikových prvků a zejména PAU byly v této lokalitě zaznamenány již dříve (Hanousková et al. 2021). Tito autoři také hodnotili případné zdravotní riziko kontaminace, kdy bylo potvrzeno, že nehrozí bezprostřední ohrožení populace v dané oblasti, ale je třeba uvažovat v budoucnu o uplatnění některé z remediačních technologií. Bioremediace se v tomto případě zdá být vhodným přístupem, zejména v případě PAU.

Pomocí sběru plodnic hub byly na místech odběrů půdních vzorků identifikovány druhy hub, které se zde přirozeně vyskytují. Tyto houby aklimatizované na zdejší kontaminované půdy, by měli mít vyšší potenciál k odstraňování kontaminantů. Na vybraných místech bylo nalezeno 70 druhů hub rozřazených do 19 čeledí. Všechny tyto houby patří pod třídu *Agaricomycetes* kmene *Basidiomycota* patřícího do říše *Eumycota*, tzv. pravé houby. Kmen *Basidiomycota* má předpoklad vhodnosti pro užití v bioremediaci (Reddy 1995), jsou schopné rozkladu uhlovodíků, PAU, výbušnin, fenolů, halogenovaných uhlovodíků (Boopathy 2000; Lewis et al. 2004), PCB, DDT, PCDD/F (Hiraishi 2003). Do této kmene *Basidiomycot* patří houby s bílou a hnědou hnilobou, které dokáží rozkládat celulózu, ale i lignin. Pomocí jejich enzymových systémů dokáží též rozkládat i mnohé z organických kontaminantů.

Nejrozšířenější čeledí hub na odběrových místech byla *Agaricaceae*. Čeleď čítala 10 nalezených druhů hub. Druh *Agaricus sylvaticus* čeledi *Agaricaceae* nalezený na lokalitě nazvané Vyhlička, by mohl být vhodným kandidátem na degradaci PAU. To potvrzují i poznatky, které publikovali Gasecka et al. (2012); tito autoři použili druh houby stejného rodu, tedy *Agaricus*, s druhovým názvem *Agaricus bisporus*, který prokázal rozklad PAU a naznačil použitelnost této houby pro bioremediaci (Gasecka et al. 2012). Další slibnou čeledí z hlediska mykoremediace by mohla být čeleď *Psathyrellaceae*, konkrétně rod *Coprinopsis*. Na lokalitách bylo nalezeno 7 druhů hub této čeledi a z toho 2 druhy rodu *Coprinopsis*, nalezené na lokalitě Nová Voda. Dle Matsubara et al. 2006 *Coprinopsis cinerea* degraduje PAU (Matsubara et al. 2006), to by mohlo znamenat možnou degradaci PAU i houbami stejného rodu. Čeleď *Strophariaceae* též vykazuje možné užití pro bioremediaci. Na námi zvolených lokalitách byly nalezeny 4 druhy čeledi *Strophariaceae*. Druh *Hypholoma fasciculare*, nalezený na lokalitě Chudeřín, je schopen degradovat pesticidy jako diuron, atrazin, terbuthylazin, což potvrzuje studie Bending et al. 2002. Další studie potvrdily rozklad POPs čeledi *Strophariaceae*, konkrétně druh *Agrocybe perfecta* dokáže degradovat pentachlorfenol (Machado et al. 2005). Druh *Stropharia coronilla* je schopna rozkladu PAU (Steffen 2003) a *Stropharia rugosoannulata* je schopna odstranění, degradace nebo transformace benzo[a]pyrenu (Steffen 2003).

Mykorrhizní houby jsou též zajímavé pro využití v bioremediaci, kde kmen *Basidiomycoty* tvoří s kořeny tzv. ektomykorrhizu. *Boletaceae* je čeleď hub s potenciálem degradace POPs. Na námi vybraných lokalitách byly nalezeny 3 druhy této čeledi, nebyly však nalezeny studie těchto druhů. Nalezené studie se zabývali ektomykorrhizním druhem *Boletus edulis* schopný rozkladu DDT a *Leccinum scabrum* degradující antracen (Huang et al. 2007).

Dále byli nalezeny 3 druhy čeledi *Marasmiaceae*, která by mohla též přispět k rozkladu POPs. Dle Machado et al. 2005 druh *Trogia buccinalis* čeledi *Maramiaceae* dokáže odbarvit barvivo Brilliant Blue (Machado et al. 2005). Druh *Lentinula edodes*, dle Gasecka et al. 2012, je houba s bílou hnilobou schopna degradovat PAU (Gasecka et al. 2012). Na lokalitě Důl Pavel II. byl nalezen druh *Psilocybe arcana* čeledi *Hymenogasteraceae*. Dle Da Silva et al. 2003 rod *Psilocybe* dokáže rozkládat pyren (Da Silva et al. 2003). Matheus et al. 2000 potvrdil degradaci hexachlorbenzenu tím samým rodem *Psilocybe* (Matheus et al. 2000). Další studie potvrdili schopnosti druhů a rodů čeledi *Hymenogasteraceae*, jako např. Tortella et al. 2008 objevil degradaci PCP druhem *Galerina patagonica* (Tortella et al. 2008) nebo Arun & Eyini 2011 potvrdili rozklad PAU rodem *Phellinus* (Arun & Eyini 2011). Druh *Pluteus cervinus* čeledi *Pluteaceae*, nalezený na lokalitě Nová Voda, by mohl být též jedním z možných rozkladačů POPs. Studie Hadibarata & Yuniarto 2020 potvrdila schopnost rozkladu fenantrenu, antracenu a pyrenu druhem *Pluteus chysophaeus* (Hadibarata & Yuniarto 2020), což je stejný rod *Pluteus*. Díky nalezeným studiím o schopnostech jednotlivých druhů degradovat jednotlivé skupiny POPs, je možné předvídat, že i některé nalezené druhy na jednotlivých odběrových lokalitách jsou pravděpodobně schopny degradace, odstranění, též transformace jednotlivých POPs. Díky adaptaci těchto nalezených druhů na již silně kontaminovaná místa, je i vhodnost konkrétních zde nalezených druhů, rodů nebo čeledí pro možnost mykoremediace těmito houbami.

7 Závěr

- Na území obce Litvínov byly sledovány obsahy anorganických i organických kontaminantů (konkrétně vybraných rizikových prvků, PAH, PCB a PCDD/F) na sedmi vybraných místech, která se nacházela buď ve středu města nebo v oblíbených rekreačních lokalitách a v blízkosti zahrádkářských kolonií. Na těchto místech byly odebrány reprezentativní vzorky půdy, ve kterých byly stanoveny obsahy zmíněných kontaminantů.
- Zaznamenány zvýšené obsahy některých rizikových prvků (hlavně As, Be, Cd, Pb, Zn), ale zejména vysoké obsahy PAU. V ojedinělých případech pak byly zaznamenány zvýšené obsahy i PCB a PCDD/F.
- Houbové organismy domácí v daném prostředí, přizpůsobené podmínkám pH, koncentrace polutantů, atd. jsou odolnější vůči těmto podmínkám, a proto se dá předpokládat jejich větší vhodnost k růstu daných společenstev hub v kontaminovaném prostředí a k jejich možnému využití k samotné remediaci tohoto prostředí. Na odběrových lokalitách s vysokými koncentracemi se nacházelo celkem 70 druhů hub, rozdělených do 19 čeledí. To značí o schopnosti těchto organismů přetrvávat a přizpůsobit se nevlídnému prostředí kontaminovanému PAU a POPs. Z těchto nasbíraných čeledí hub bylo 7 čeledí s druhy či rody známými z jiných studií pro svou schopnost degradovat, odstraňovat nebo transformovat určité látky z POPs.
- Byl například nalezen jeden domácí druh *Hypholoma fasciculare* z čeledi *Strophariaceae*, který dle předchozí studie dokáže degradovat pesticidy, jako diuron, atrazin, terbuthylazin. Dále se na odběrových místech nacházely rody *Agaricus* z čeledi *Agaricaceae*, rod *Coprinopsis* z čeledi *Psathyrellaceae*, rod *Psilocybe* z čeledi *Hymenogasteraceae* a rod *Pluteus* z čeledi *Pluteaceae*. U zástupců těchto rodů byla již dříve potvrzena schopnost degradace PAU. Podobné vlastnosti byly prokázány u čeledí *Strophariaceae*, *Boletaceae*, *Marasmiaceae*, *Hymenogastraceae*.
- V kmeni Basidiomycota jsou hojně zastoupeny jak dřevokazné houby, jako např. houba bíle hniloby *Lentinula edodes* čeledi *Marasmiaceae*, ale též i mykorrhizní houby, např. ektomykorrhizní houba *Boletus edulis* nebo *Leccinum scabrum* čeledi *Boletaceae*. Tyto houby mají velký potenciál pro bioremediaci s možností spojení i fytořemediací a obnovou krajiny. Je tedy zřejmé, že v dané lokalitě možno najít relativně široké spektrum druhů hub, které ve vysoce kontaminovaných půdách bez problémů přežívají a mohly by tedy být vhodnými kandidáty pro případnou bioremediaci těchto půd. Jejich skutečnou schopnost akumulace a biodegradace organických kontaminantů pak bude třeba ověřit v dalším výzkumu.

8 Literatura

- Abdel-Shafy HI, Mansour MS. 2016. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum* **25**:107-123.
- Abdul Salam J, Lakshmi V, Das D, Das N. 2013. Biodegradation of lindane using a novel yeast strain, *Rhodotorula* sp. VITJzN03 isolated from agricultural soil. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* **29**:475-487.
- Adams MJ. 1991. Transmission of plant viruses by fungi. *Annals of Applied Biology* **118**:479-492.
- Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR). 1992. Toxicological profile for selected polychlorinated biphenyls [online]. Available from <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp17.pdf> (accessed April 2024)
- Aihara J. 1992. Pourquoi les composés aromatiques sont-ils si stables. *Pour la Science* **175**:58-65.
- Ainsworth GC. 1973. Introduction and keys to higher taxa. *The fungi, an advanced treatise* **4A**:1-7.
- Alexander M. 1999. *Biodegradation and Bioremediation*. Academic Press, Toronto.
- Anastasi A, Tigini V, Varese GC. 2012. The bioremediation potential of different ecophysiological groups of fungi. *Fungi as Bioremediators* **32**:29-49.
- Anonymous 2000. Molecular mechanism of dioxin action. Available from <http://dioxins-r-us.ucdavis.edu/TCDDAhR.HTML> (accessed April 2024)
- Arun A, Eyini M. 2011. Comparative studies on lignin and polycyclic aromatic hydrocarbons degradation by basidiomycetes fungi. *Bioresource technology* **102**: 8063-8070.
- Asma D, Kahraman S, Cing S, Yesilada O. 2006. Adsorptive removal of textile dyes from aqueous solutions by dead fungal biomass. *Journal of basic microbiology* **46**: 3-9.
- Azubuikwe CC, Chikere CB, Okpokwasili GC. 2016. Bioremediation techniques—classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* **32**:1-18.
- Bailey RE, Wijk D, Thomas PC. 2009. Sources and prevalence of pentachlorobenzene in the environment. *Chemosphere* **75**:555–564.
- Bajaj S, Singh DK. 2015. Biodegradation of persistent organic pollutants in soil, water and pristine sites by cold-adapted microorganisms: Mini review. *International biodeterioration & biodegradation* **100**: 98-105.
- Baldauf SL, Roger AJ, Wenk-Siefert I, Doolittle WF. 2000. A kingdom-level phylogeny of eukaryotes based on combined protein data. *Science* **290**:972-977.
- Baldauf SL. 1999. A search for the origins of animals and fungi: comparing and combining molecular data. *American Naturalist*, **154**:178-188.

- Baldrian P, Větrovský T, Lepinay C, Kohout P. 2022. High-throughput sequencing view on the magnitude of global fungal diversity. *Fungal Diversity* **114**:539-547.
- Bamforth SM, Singleton I. 2005. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: current knowledge and future directions. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* **80**:723-736.
- Barr DJS. 2001. Chytridiomycota. *Systematics and Evolution* **7A**:93-112.
- Bartnicki-Garcia S. 1987. The cell wall: a crucial structure in fungal evolution. *Evolutionary biology of the fungi* **39**:389-403.
- Bartnicki-Garcia S. 1996. The hypha: unifying thread of the fungal kingdom. *A Century of Mycology* 105-133.
- Beakes GW. 1998. Relationships between lower fungi and protozoa. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Bending GD, Friloux M, Walker A. 2002. Degradation of contrasting pesticides by white rot fungi and its relationship with ligninolytic potential. *FEMS microbiology letters* **212**:59-63.
- Birnbaum LS, Staskal-Wikoff, D. S. 2010. 5th international PCB workshop - Summary and implications. *Environment international* **36**:814-818.
- Blackwell M. 1994. Minute mycological mysteries: the influence of arthropods on the lives of fungi. *Mycologia* **86**:1-17.
- Bláha K, Borůvková J, Budňáková M, Čupr P, Eyblová BD, Gadas MP, Vytopilová M. Aktualizovaný Národní implementační plán Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech v České republice na léta 2018-2023. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Blumer, M. 1976. Polycyclic aromatic compounds in nature. *Scientific American* **234**:34-45.
- Boopathy R. 2000. Bioremediation of explosives contaminated soil. *International biodeterioration & biodegradation* **46**:29-36.
- Brazkova M, Krastanov A. 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, effects and biodegradation. *Hayxyb Tpylude Ha Pyceycrbz Eybdepcbnen* **10**:52-56.
- Breivik K, Alcock R, Li YF, Bailey RE, Fiedler H, Pacyna J M. 2004. Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution* **128**:3-16.
- Brundrett MC. 2008. Mycorrhizal associations: the web resource. Available from <http://mycorrhizas.info/info.html> (accessed April 2024)
- Bruns TD, White TJ, Taylor JW. 1991. Fungal molecular systematics. *Annual Review of Ecology and Systematics* **22**:525-564.
- Buer CS, Muday GK, Djordjevic MA. 2007. Flavonoids Are Differentially Taken Up and Transported Long Distances in Arabidopsis. *Plant Physiology* **145**:478-490. Available from <http://www.plantphysiol.org/cgi/doi/10.1104/pp.107.101824>.

- Cairney JW, Meharg AA. 2002. Interactions between ectomycorrhizal fungi and soil saprotrophs: implications for decomposition of organic matter in soils and degradation of organic pollutants in the rhizosphere. *Canadian Journal of Botany* **80**:803-809.
- Cajthaml T, Křesinová ZH. 2016. *Hormonální látky kolem nás: hrozba 21. století. Středisko společných činností AV ČR, Praha.*
- Campanella BF, Bock C, Schröder P. 2002. Phytoremediation to increase the degradation of PCBs and PCDD/Fs: Potential and limitations. *Environmental Science and Pollution Research* **9**:73-85.
- Campbell RN. 1996. Fungal transmission of plant viruses. *Annual Review of Phytopathology* **34**:87-108.
- Carlile MJ. 1995. The success of the hypha and mycelium. *The Growing Fungus* 3-19
- Casida JE. 2017. Organophosphorus xenobiotic toxicology. *Annual review of pharmacology and toxicology* **57**:309-327.
- Cerniglia CE. 1984. Microbial metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Advances in applied microbiology* **30**:31-71.
- Cerniglia CE. 1993. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Current opinion in biotechnology* **4**:331-338.
- Clar E, Schoental R. 1964. *Polycyclic hydrocarbons.* Springer Berlin, Heidelberg, New York: Academic Press.
- Codex Alimentarius Commission .1999. Report of the 32ND Session of the Codex Committee on Food Additives and contaminants CONTAMINANTS Available from <https://www.fao.org/3/X7137e/X7137e.pdf> (accessed April 2024)
- Colpaert JV, Van Laere A. 1996. A comparison of the extracellular enzyme activities of two ectomycorrhizal and a leaf-saprotrophic basidiomycete colonizing beech leaf litter. *New Phytologist* **134**:133-141
- Criado MR, Pereiro IR, Torrijos RC. 2002. Determination of polychlorinated biphenyl compounds in indoor air samples. *Journal of Chromatography A* **963**:65-71.
- Da Silva M, Cerniglia CE, Pothuluri J V, Canhos VP, Esposito E. 2003. Screening filamentous fungi isolated from estuarine sediments for the ability to oxidize polycyclic aromatic hydrocarbons. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* **19**:399-405.
- Dąbrowski, Ł. 2020. Evaluation of Solvents Used as Keepers in the Determination of Organic Pollutants by GC/MS. *Molecules* **25**:4419.
- Dias RL, Ruberto L, Calabró A, Balbo AL, Del Panno MT, Mac Cormack WP. 2015. Hydrocarbon removal and bacterial community structure in on-site biostimulated biopile systems designed for bioremediation of diesel-contaminated Antarctic soil. *Polar Biology* **38**:677-687.
- Dick MW. 2001. Peronosporomycetes. *The Mycota* **7**:39–72.
- Dix NJ, Webster J. 1995. Fungi of extreme environments. *Fungal ecology* 322-340.

- Donnelly PK, Fletcher JS. 1994. Potential use of mycorrhizal fungi as bioremediation agents. *Bioremediation Through Rhizosphere Technology* **563**:93-99.
- Doyle E, Muckian L, Hickey AM, Clipson N. 2008. Microbial PAH degradation. *Advances in Applied Microbiology* **65**:27-66.
- EEA (European Environment Agency). 2010. Persistent organic pollutant emissions. Available from: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea32-persistent-organic-pollutant-pop-emissions-1> (accessed April 2024)
- EEA (European Environment Agency). 2019. Persistent organic pollutant emissions. Available from: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea32-persistent-organic-pollutant-pop-emissions-1/assessment-10> (accessed April 2024)
- EEA (European Environment Agency). 2023. Persistent organic pollutant emissions in Europe. Available from: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/persistent-organic-pollutant-emissions-in-europe> (accessed April 2024)
- Erickson MD, Robert G. 2011. Applications of polychlorinated biphenyls. *Environmental Science and Pollution Research* **18**:135-151.
- EUR-Lex. 2004. Ochrana zdraví a životního prostředí před perzistentními organickými znečišťujícími látkami. Available from: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/LSU/?uri=celex:32004R0850#:~:text=CO%20JE%20C3%9AKOLEM%20TOHOTO%20NA%C5%98%C3%8DZEN%C3%8D,pou%C5%BE%C3%ADv%C3%A1n%C3%AD%20perzistentn%C3%ADch%20organick%> (accessed April 2024)
- Evans CS, Hedger JN. 2001. Degradation of plant cell wall polymers. *British Mycological Society Symposium series* **23**:1-26.
- Falandysz J, Zalewska T, Krasieńska G, Apanel A, Wang Y, Pankavec S. 2015. Evaluation of the radioactive contamination in fungi genus *Boletus* in the region of Europe and Yunnan Province in China. *Applied microbiology and biotechnology* **99**:8217-8224.
- Falandysz J. 2017. Mercury accumulation of three *Lactarius* mushroom species. *Food Chemistry* **214**:96-101.
- Fiedler H. 1994. Sources of PCDD/PCDF and impact on the environment. *Organohalogen compounds* **20**:229-236.
- Filip L, Zolal A. 2017. Persistent Organic Pollutants in Environment and Technology for Their Removal. *Chemické Listy* **111**:782-788.
- Firmino PIM, Farias RS, Barros AN, Buarque PM, Rodríguez E, Lopes AC, dos Santos AB. 2015. Understanding the anaerobic BTEX removal in continuous-flow bioreactors for ex situ bioremediation purposes. *Chemical Engineering Journal* **281**:272-280.
- Folch A, Vilaplana M, Amado L, Vicent T, Caminal G. 2013. Fungal permeable reactive barrier to remediate groundwater in an artificial aquifer. *Journal of Hazardous Materials* **262**:554-560.

- Franco SS, Nardocci AC, Günther WMR. 2008. PAH biomarkers for human health risk assessment: a review of the state-of-the-art. *Cadernos de Saúde Pública* **24**:569-580.
- Frasconi D, Zanolini G, Danko AS. 2015. In situ aerobic cometabolism of chlorinated solvents: A review. *Journal of Hazardous Materials* **283**:382-399.
- Freeman DJ, Cattell F C. 1990. Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science & Technology* **24**:1581-1585.
- Fries GF, Paustenbach DJ, Mather DB, Luksemburg WJ. 1999. A congener specific evaluation of transfer of chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to milk of cows following ingestion of pentachlorophenol-treated wood. *Environmental science & technology* **33**:1165-1170.
- Fries GF. 1995. Transport of organic environmental contaminants to animal products. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **141**:71-109.
- Frutos FJG, Escolano O, García S, Babín M, Fernández MD. 2010. Bioventing remediation and ecotoxicity evaluation of phenanthrene-contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials* **183**:806-813.
- Frutos FJG, Pérez R, Escolano O, Rubio A, Gimeno A, Fernández MD, Carvonell G, Perucha C, Laguna J. 2012. Remediation trials for hydrocarbon-contaminated sludge from a soil washing process: evaluation of bioremediation technologies. *Journal of Hazardous Materials* **199**:262-271
- Fuller MS. 2001. *Hyphochytriomycota. Systematics and Evolution* **7A**:73-80.
- Gadd GM. 2001. *Fungi in Bioremediation*. British Mycological Society, Cambridge.
- Gąsecka M, Drzewiecka K, Stachowiak J, Siwulski M, Goliński P, Sobieralski K, Golak I. 2012. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by spent mushroom substrates of *Agaricus bisporus* and *Lentinula edodes*. *Acta Scientiarum Polonorm* **11**:39-46.
- Gidarakos E, Aivalioti M. 2007. Large scale and long term application of bioslurping: the case of a Greek petroleum refinery site. *Journal of Hazardous Materials* **149**:574-581.
- Goltapeh EM, Danesh YR, Varma A. 2013. *Fungi as bioremediators*. Springer Science & Business Media.
- Gomez F, Sartaj M. 2014. Optimization of field scale biopiles for bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil at low temperature conditions by response surface methodology (RSM). *International Biodeterioration & Biodegradation* **89**:103-109.
- Gon HDVD, Bolscher MVH, Visschedijk A, Zandveld P. 2007. Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE-Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from implementation of the UNECE POP protocol. *Atmospheric Environment* **41**:9245-926.
- Gregory PH. 1966. The fungus spore: what it is and what it does. *The Fungal Spore* 1-13.
- Griffin DH. 1994. *Fungal Physiology*. Wiley-Liss, New York.

- Hadibarata T, Yuniarto A. 2020. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by high-laccase basidiomycetes fungi isolated from tropical forest of Borneo. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology* **28**:101717.
- Hagenmaier H. 1987. Abschlussbericht zum Forschungs- und Untersuchungsvorhaben "Belastung der Umwelt mit Dioxinen". Umweltministerium Baden-Württemberg.
- 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.
- Haritash AK, Kaushik CP. 2009. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials* **169**:1-15.
- Harms H, Schlosser D, Wick LY. 2011. Untapped potential: exploiting fungi in bioremediation of hazardous chemicals. *Nature Reviews Microbiology* **9**:177-192.
- Harvey PJ, Thurston CF. 2001. The biochemistry of ligninolytic fungi. *British Mycological Society Symposium series* **23**:27-51.
- Harvey RG. 1996. Mechanisms of carcinogenesis of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Polycyclic Aromatic Compounds* **9**:1-23.
- Hatzinger PB, Alexander M. 1995. Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. *Environmental science & technology* **29**:537-545.
- Hawksworth DL. 2001. Mushrooms: The extent of the unexplored potential. *International Journal of Medicinal Mushrooms* **3**:5.
- Heinzow B, Mohr S, Ostendorp G, Kerst M, Körner W. 2007. PCB and dioxin-like PCB in indoor air of public buildings contaminated with different PCB sources—deriving toxicity equivalent concentrations from standard PCB congeners. *Chemosphere* **67**:1746-1753.
- Hering TF. 1982. *Decomposing activity of basidiomycetes in forest litter*. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Hiraishi A. 2003. Biodiversity of dioxin-degrading microorganisms and potential utilization in bioremediation. *Microbes and Environments* **18**:105-125.
- Hoekstra EJ, De Weerd H, De Leer EW, Brinkman UAT. 1999. Natural formation of chlorinated phenols, dibenzo-p-dioxins, and dibenzofurans in soil of a Douglas fir forest. *Environmental science & technology* **33**:2543-2549.
- Hoekstra PF, O'Hara TM, Fisk AT, Borga K, Solomon KR, Muir DC. 2003. Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ. Environmental Pollution* **124**:509-522.
- Hogarh JN, Seike N, Kobara Y, Habib A, Nam JJ, Lee JS, Li Q, Liu X, Li J, Zhang G, Masunaga S. 2012. Passive air monitoring of PCBs and PCNs across East Asia: a comprehensive congener evaluation for source characterization. *Chemosphere* **86**:718-726.
- Höhener P, Ponsin V. 2014. In situ vadose zone bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology* **27**:1-7.

- Holmes WN, Cavanaugh KP, Cronshaw J. 1978. The effects of ingested petroleum on oviposition and some aspects of reproduction in experimental colonies of mallard ducks (*Anas platyrhynchos*). *Reproduction* **54**:335-347.
- Holoubek I, Kočan A, Holoubková I, Kohoutek J. 2001. Persistentní organické polutanty. Available from [https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/A0750BCC7925B390C1256FAF0048ADF9/\\$file/chl_1.pdf](https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/A0750BCC7925B390C1256FAF0048ADF9/$file/chl_1.pdf) (accessed April 2024)
- Holoubek I. 2000. Polychlorinated biphenyls (PCBs)-world-wide contaminated sites. RECETOX-TOCOEN & Associates, Brno.
- Hong SUI, Xingang LI. 2011. Modeling for volatilization and bioremediation of toluene-contaminated soil by bioventing. *Chinese Journal of Chemical Engineering* **19**:340-348.
- Horáková D. 2006. Bioremediace. [MSc Thesis]. Masarykova Univerzita, Brno.
- Horáková D. 2007. Bioremediace. Masarykova univerzita, Brno.
- Hosnédl P, Otmarová P, Corbet J, Hladík P, Stehlík M. 2001. Inventarizace lokalit s POPs I. a II. Etapa a zkušenosti z inventarizace lokalit s POPs I. a II. Etapa. *Acta Environmentalia Universitatis Comenianae* **19**:102-112.
- Huang Y, Zhao X, Luan S. 2007. Uptake and biodegradation of DDT by 4 ectomycorrhizal fungi. *Science of the Total Environment* **385**:235-241.
- Hutzinger O, Fiedler H. 1993. From source to exposure: some open questions. *Chemosphere* **27**:121-129.
- Hyde SM, Wood PM. 1997. A mechanism for production of hydroxyl radicals by the brown-rot fungus *Coniophora puteana*: Fe(III) reduction by cellobiose dehydrogenase and Fe(II) oxidation at a distance from the Hyphae. *Microbiology* **143**:259–266.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1997. Polychlorinated Dibenzo-para-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. Available from <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Polychlorinated-Dibenzo--Em-Para-Em--Dioxins-And-Polychlorinated-Dibenzofurans-1997> (accessed April 2024)
- Ingold CT. 1971. Fungal spores. Their liberation and dispersal. Fungal spores. Oxford, Clarendon Press, Englis.
- International Agency for Research on Cancer (IARC). 1983. Benzo[a]pyrene, Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data. *Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans* **32**:211–224.
- Jandeková BR. 2008 Fytoremediace Metribuzinu z půdy. [MSc Thesis]. Masarykova Univerzita, Brno.
- Jensen AB, Gargas A, Eilenberg J, Rosendahl S. 1998. Relationships of the insect-pathogenic order Entomophthorales (Zygomycota, Fungi) based on phylogenetic analyses of nuclear

- small subunit ribosomal DNA sequences (SSU rDNA). *Fungal Genetics and Biology* **24**:325-334.
- Jensen AB, Gargas A, Eilenberg J, Rosendahl S. 1998. Relationships of the insect-pathogenic order Entomophthorales (Zygomycota, Fungi) based on phylogenetic analyses of nuclear small subunit ribosomal DNA sequences (SSU rDNA). *Fungal Genetics and Biology* **24**:325-334.
- Jones KC, De Voogt P. 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution* **100**:209-221.
- Juhasz AL, Naidu R. 2000. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo [a] pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation* **45**:57-88.
- Kahraman S, Yesilada O. 2001. Industrial and agricultural wastes as substrates for laccase production by white-rot fungi. *Folia Microbiologica* **46**:133–136.
- Kakareka SV. 2002. Sources of persistent organic pollutants emission on the territory of Belarus. *Atmospheric Environment* **36**:1407-1419.
- Kalač P. 1995. Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany v životním prostředí. Český ekologický ústav, Praha.
- Kalina T. Váňa J. 2005. Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. Karolinum, Praha.
- Kaminski J, Call J, Tomasello M. 2008. Chimpanzees know what others know, but not what they believe. *Cognition* **109**:224-234.
- Kanally RA, Harayama S. 2000. Biodegradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria. *Journal of Bacteriology* **182**:2059-2067.
- Kao CM, Chen CY, Chen SC, Chien HY, Chen YL. 2008. Application of in situ biosparging to remediate a petroleum-hydrocarbon spill site: Field and microbial evaluation. *Chemosphere* **70**:1492-1499.
- KÁŠ J. 2000. Biotechnologie životního prostředí. VŠCHT, Praha.
- Kaushik CP, Haritash AK. 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and environmental health. *Our Earth* **3**:1-7.
- Kim K H, Jahan SA, Kabir E, Brown RJ. 2013. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International* **60**:71-80.
- Kim MJ, Lee H, Choi YS, Kim GH, Huh NY, Lee S, Lim YW, Lee SS, Kim, J. J. 2010. Diversity of fungi in creosote-treated crosstie wastes and their resistance to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Antonie Van Leeuwenhoek* **97**:377-387.
- Kim S, Krajmalnik-Brown R, Kim JO, Chung J. 2014. Remediation of petroleum hydrocarbon-contaminated sites by DNA diagnosis-based bioslurping technology. *Science of The Total Environment* **497**:250-259.

- Kirk PM, Cannon PF, David JC, Stalpers JA. 2001. Dictionary of the Fungi. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Koenigs JW. 1974. Hydrogen peroxide and iron: a proposed system for decomposition of wood by brown-rot basidiomycetes. *Wood and Fiber Science* **6**:66-80.
- Kolb M, Harms H. 2000. Metabolism of fluoranthene in different plant cell cultures and intact plants. *Environmental Toxicology and Chemistry* **19**:1304-1310.
- Körner W. 1995. [PhD Thesis], Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Germany.
- Košnář Z, Mercl F, Pierdonà L, Chane AD, Míchal P, Tlustoš P. 2023. Concentration of the main persistent organic pollutants in sewage sludge in relation to wastewater treatment plant parameters and sludge stabilisation. *Environmental Pollution* **333**:122060.
- Kuiper I, Lagendijk EL, Bloemberg GV, Lugtenberg BJ. 2004. Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction. *Molecular Plant-Microbe Interactions* **17**:6-15.
- Kuusisto S, Lindroos O, Rantio T, Priha E, Tuhkanen T. 2007. PCB contaminated dust on indoor surfaces—Health risks and acceptable surface concentrations in residential and occupational settings. *Chemosphere* **67**:1194-1201.
- Laine DF, Cheng IF. 2007. The destruction of organic pollutants under mild reaction conditions: A review. *Microchemical Journal* **85**:183-193.
- Leonardi V, Šašek V, Petruccioli M, D'Annibale A, Erbanová P, Cajthaml T. 2007. Bioavailability modification and fungal biodegradation of PAHs in aged industrial soils. *International Biodeterioration & Biodegradation* **60**:165-170.
- Lerche D, Sorensen PB, Larsen HS, Carlsen L, Nielsen OJ. 2002. Comparison of the combined monitoring-based and modelling-based priority setting scheme with partial order theory and random linear extensions for ranking of chemical substances. *Chemosphere* **49**:637-649.
- Lewis TA, Newcombe DA, Crawford RL. 2004. Bioremediation of soils contaminated with explosives. *Journal of Environmental Management* **70**:291-307.
- Lim LH, Harrison RM, Harrad S. 1999. The contribution of traffic to atmospheric concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental science & technology* **33**:3538-3542.
- Liolios K, Mavromatis K, Tavernarakis N, Kyrpides NC. 2008. The Genomes On Line Database (GOLD) in 2007: status of genomic and metagenomic projects and their associated metadata. *Nucleic Acids Research* **36**:475-479.
- Lohmann R, Breivik K, Dachs J, Muir D. 2007. Global fate of POPs: current and future research directions. *Environmental pollution* **150**:150-165.
- Lutzoni F, Pagel M, Reeb B. 2001. Major fungal lineages are derived from lichen symbiotic ancestors. *Nature* **411**:937-940.
- Mahnke K. 1997. [PhD Thesis]. Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Germany.

- Machado KM, Matheus DR, Bononi VL. 2005. Ligninolytic enzymes production and Remazol Brilliant Blue R decolorization by tropical Brazilian basidiomycetes fungi. *Brazilian Journal of Microbiology* **36**:246-252.
- Martínez Ocaña R, Mena Granero A, Egea Gonzalez FJ, Garrido Frenich A, Martínez Vidal JL, Plaza Bolaños P. 2008. Determination of polychlorinated biphenyls in ambient air by gas chromatography coupled to triple quadrupole tandem mass spectrometry. *Analytical and bioanalytical chemistry* **390**:1413-1423.
- Martínez OR, Mena Granero A, Egea Gonzalez F J, Garrido Frenich A, Martínez Vidal JL, Plaza Bolaños P. 2008. Determination of polychlorinated biphenyls in ambient air by gas chromatography coupled to triple quadrupole tandem mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* **390**:1413-1423.
- Matheus DR, Bononi VLR, Machado KMG. 2000. Biodegradation of hexachlorobenzene by basidiomycetes in soil contaminated with industrial residues. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* **16**:415-421.
- Matsubara M, Lynch JM, De Leij F A AM. 2006. A simple screening procedure for selecting fungi with potential for use in the bioremediation of contaminated land. *Enzyme and Microbial Technology* **39**:365-372.
- Meagher RB. 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Current Opinion in plant biology* **3**:153-162.
- Megharaj M, Ramakrishnan B, Venkateswarlu K, Sethunathan N, Naidu R. 2011. Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environment international* **37**:1362-1375.
- Megharaj M, Venkateswarlu K, Naidu R. 2014. Bioremediation. *Encyclopedia of Toxicology* **1**:485-489.
- Meharg AA, Cairney JWG, Maguire N. 1997. Mineralization of 2,4- dichlorophenol by ectomycorrhizal fungi in axenic culture and in symbiosis with pine. *Chemosphere* **34**: 2495-2504.
- Mehlich A. 1984. Mehlich 3 Soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science Plant Analysis* **15**:1409-1416.
- Mills SA, Thal DI, Barney J. 2007. A summary of the 209 PCB congener nomenclature. *Chemosphere* **68**:1603-1612.
- Mohan SV, Sirisha K, Rao NC, Sarma PN, Reddy SJ. 2004. Degradation of chlorpyrifos contaminated soil by bioslurry reactor operated in sequencing batch mode: bioprocess monitoring. *Journal of Hazardous Materials* **116**:39-48.
- Moore D. 1994. *The Growing Fungus*. Chapman & Hall, London.
- Moorthy B, Chu C, Carlin DJ. 2015. Polycyclic aromatic hydrocarbons: from metabolism to lung cancer. *Toxicological Sciences* **145**:5-15.

- Mougin C, Boukcim H, Jolival, C. 2009. Soil bioremediation strategies based on the use of fungal enzymes. *Advances in Applied Bioremediation* **17**:123-149.
- Mueller JG, Chapman PJ, Pritchard PH. 1989. Creosote-contaminated sites. Their potential for bioremediation. *Environmental science & technology* **23**:1197-1201.
- Mukerjee D. 1998. Health impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins: a critical review. *Journal of the Air & Waste Management Association* **48**:157-165.
- Mumtaz M, George JD. 1995. Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- MŽP. 1998. Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-Making and Access to Justice in Environmental Matters, Aarhus, Denmark. Available from: https://www.mzp.cz/cz/umluva_pristup_informace (accessed April 2024)
- MŽP. 2001. Stockholmská úmluva o perzistentních organických polutantech. Available from: https://www.mzp.cz/cz/stockholmska_umluva_polutanty (accessed April 2024)
- National Center for Biotechnology Information. 2024. PubChem Compound Summary for CID 931, Naphthalene. Available from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Naphthalene>. (accessed April 2024)
- NATO/CCMS 1988. International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds. Pilot Study on International Information Exchange on Dioxins and Related Compounds. Report Number 176. North Atlantic Treaty Organization, Committee on Challenges of Modern Society.
- Oliver RP, Schweizer M. 1999. *Molecular fungal biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Osono T, Ono Y, Takeda H. 2003. Fungal ingrowth on forest floor and decomposing needle litter of *Chamaecyparis obtusa* in relation to resource availability and moisture condition. *Soil Biology and Biochemistry* **35**:1423-1431.
- Panáček A, Balzerová A. 2013. *Základy toxikologie a ekotoxikologie*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Passatore L, Rossetti S, Juwarkar AA, Massacci A. 2014. Phytoremediation and bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs): state of knowledge and research perspectives. *Journal of Hazardous Materials* **278**:189-202.
- Patnaik P. 1999. *A Comprehensive Guide to the Properties of Hazardous Chemical Substances*. Wiley-Interscience, New York.
- Pavlíková D, Pavlík M, Matějů L, Balík J. 2008. *Česká Zemědělská Univerzita v Praze, Praha*.
- Pereira MDS. 2004. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and polychlorinated biphenyls (PCB): main sources, environmental behaviour and risk to man and biota. *Química Nova* **27**:934-943.

- Perelo L W. 2010. In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *Journal of Hazardous Materials* **177**:81-89.
- Philp JC, Atlas RM. 2005. Bioremediation of contaminated soils and aquifers. *Bioremediation: Applied Microbial Solutions for Real-World Environmental Cleanup* 139-236.
- Poláková Š, Novák P. 2017. Bazální monitoring zemědělských půd. Organické polutanty 2004–2015. Available from <https://eagri.cz/public/portal/-q455895---XzIzxMtp/zprava-za-obdobi-2004-2015-pops-1-cast> (accessed April 2024)
- Pozdnyakova NN, Rodakiewicz-Nowak J, Turkovskaya OV, Haber J. 2006. Oxidative degradation of polyaromatic hydrocarbons and their derivatives catalyzed directly by the yellow laccase from *Pleurotus ostreatus* D1. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic* **41**:8-15.
- Providenti MA, Lee H, Trevors JT. 1993. Selected factors limiting the microbial degradation of recalcitrant compounds. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* **12**:379-395.
- Purnomo AS, Kamei I, Kondo R. 2008. Degradation of 1, 1, 1-trichloro-2, 2-bis (4-chlorophenyl) ethane (DDT) by brown-rot fungi. *Journal of Bioscience and Bioengineering* **105**:614-621.
- Purnomo AS, Mori T, Takagi K, Kondo R. 2011. Bioremediation of DDT contaminated soil using brown-rot fungi. *International Biodeterioration & Biodegradation* **65**:691-695.
- Rahuman MMSM, Pistone L, Trifirò F, Miertus S. 2000. Remediation Technologies April 2000 and Clean Technologies for the Reduction and Elimination of POPs May 2000. ICSUNIDO, Padriciano.
- Reddy CA, Mathew Z. 2001. Bioremediation potential of white rot fungi. *British Mycological Society Symposium series* **23**:52-78.
- Reddy CA. 1995. The potential for white-rot fungi in the treatment of pollutants. *Current Opinion in Biotechnology* **6**:320–328.
- Renner R. 1999. EPA to strengthen persistent, bioaccumulative, and toxic pollutant controls - mercury first to be targeted. *Environmental Science and Technology* **33**:62A-62A.
- Ritz K, Young IM. 2004. Interactions between soil structure and fungi. *Mycologist* **18**:52–59.
- Rockne KJ, Strand SE. 1998. Biodegradation of bicyclic and polycyclic aromatic hydrocarbons in anaerobic Enrichments. *Environmental science & technology* **32**:3962-3967.
- Roy M, Giri AK, Dutta S, Mukherjee P. 2015. Integrated phytobial remediation for sustainable management of arsenic in soil and water. *Environment international* **75**:180-198.
- Roy S, Khasa DP, Greer CW. 2007. Combining alders, frankiae, and mycorrhizae for the revegetation and remediation of contaminated ecosystems. *Botany* **85**:237–251.
- Sack U, Heinze TM, Deck J, Cerniglia CE, Martens R, Zadrazil F, Fritsche W. 1997. Comparison of phenanthrene and pyrene degradation by different wood-decaying fungi. *Applied and Environmental Microbiology* **63**:3919-3925.

- Schrenk D. 2003. Abstracts of the LfU-Kolloquium "Dioxinähnliche PCB in der Umwelt Quellen, Verbleib, Exposition und gesundheitliche Bewertung" Augsburg, Germany.
- Schüssler A, Schwarzott D, Walker C. 2001. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological Research* **105**:1413-1421.
- Silva-Castro GA, Uad I, Rodríguez-Calvo A, González-López J, Calvo C. 2015. Response of autochthonous microbiota of diesel polluted soils to land-farming treatments. *Environmental Research* **137**:49-58.
- Smith E, Thavamani P, Ramadass K, Naidu R, Srivastava P, Megharaj M. 2015. Remediation trials for hydrocarbon-contaminated soils in arid environments: evaluation of bioslurry and biopiling techniques. *International Biodeterioration & Biodegradation* **101**:56-65.
- Smith ML, Bruhn JN, Anderson JB. 1992. The fungus *Armillaria bulbosa* is among the largest and oldest living organisms. *Nature* **356**:428-431.
- Smith SE, Read DJ. 2010. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press, Great Britain.
- Souza-Bastos LR, Freire CA. 2011. Osmoregulation of the resident estuarine fish *Atherinella brasiliensis* was still affected by an oil spill (Vicuña tanker, Paranaguá Bay, Brazil), 7 months after the accident. *Science of The Total Environment* **409**:1229-1234.
- Srogi K. 2008. Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in environmental and human samples: a review. *Environmental Chemistry Letters* **6**:1-28.
- Stajich JE, Berbee ML, Blackwell M, Hibbett DS, James TY, Spatafora JW, Taylor JW. 2009. The fungi. *Current Biology* **19**:840-845.
- Standley LJ, Hites RA. 1991. Chlorinated organic contaminants in the atmosphere. *Organic Contaminants in the Environment* **19**:1-31.
- Steffen KT. 2003. Degradation of recalcitrant biopolymers and polycyclic aromatic hydrocarbons by litter-decomposing basidiomycetous fungi. [Ph.D Thesis]. University of Helsinki Finland, Helsinki.
- Stockholm Convention. 2019. Stockholm Convention. Available from <https://chm.pops.int/> (accessed April 2024)
- Sutherland JB. 1995. Mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbon degradation. *Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals* 269-306.
- Takagi K, Kataoka R, Yamazaki K. 2011. Recent technology on bio-remediation of POPs and persistent pesticides. *Japan Agricultural Research Quarterly: JARQ* **45**:129-136.
- Tanabe Y, Watanabe MM, Sugiyama J. 2005. Evolutionary relationships among basal fungi (Chytridiomycota and Zygomycota): Insights from molecular phylogenetics. *The Journal of General and Applied Microbiology* **51**:267-276.
- Taylor JW, Berbee ML. 2006. Dating divergences in the Fungal Tree of Life: review and new analyses. *Mycologia* **98**:838-849.

- Taylor TN, Hass H, Kerp H, Krings M, Hanlin RT. 2005. Perithecial ascomycetes from the 400 million year old Rhynie chert: an example of ancestral polymorphism. *Mycologia* **97**:269-285.
- Tortella GR, Rubilar O, Gianfreda L, Valenzuela E, Diez MC. 2008. Enzymatic characterization of Chilean native wood-rotting fungi for potential use in the bioremediation of polluted environments with chlorophenols. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* **24**:2805-2818.
- Treu R, Falandysz J. 2017. Mycoremediation of hydrocarbons with basidiomycetes—a review. *Journal of Environmental Science and Health* **52**:148-155.
- Van Caneghem J, Block C, Van Brecht A, Wauters G, Vandecasteele C. 2010. Mass balance for POPs in hazardous and municipal solid waste incinerators. *Chemosphere* **78**:701-708.
- VanRooij JG, Bodelier-Bade MM, Jongeneelen FJ. 1993. Estimation of individual dermal and respiratory uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons in 12 coke oven workers. *Occupational and Environmental Medicine* **50**:623-632.
- Verma JP, Jaiswal DK. 2016. Book review: advances in biodegradation and bioremediation of industrial waste. *Frontiers in Microbiology* **6**:1555.
- Voos JR. 1969. Morphology and life cycle of a new chytrid with aerial sporangia. *American Journal of Botany* **56**:898-909.
- Vyas BRM, Bakowski S, Šašek V, Matucha M. 1994. Degradation of anthracene by selected white rot fungi. *FEMS Microbiology Ecology* **14**:65-70.
- Ward OP, Singh A. 2004. Soil bioremediation and phytoremediation—An overview. *Applied bioremediation and phytoremediation* **1**:1-12.
- Weber R, Takasuga T, Nagai K, Shiraishi H, Sakurai T, Matuda T, Hiraoka M. 2002. Dechlorination and destruction of PCDD, PCDF and PCB on selected fly ash from municipal waste incineration. *Chemosphere* **46**:1255-1262.
- Weber R, Tysklind M, Gaus C. 2008. Dioxin-contemporary and future challenges of historical legacies. *Environmental science and pollution research international* **15**:96-100.
- Webster J, Weber R. 2007. *Introduction to fungi*. Cambridge university press, United Kingdom.
- Weir A, Blackwell M. 2001. Molecular data support the Laboulbeniales as a separate class of Ascomycota, Laboulbeniomycetes. *Mycological Research* **105**:1182-1190.
- Whelan MJ, Coulon F, Hince G, Rayner J, McWatters R, Spedding T, Snape I. 2015. Fate and transport of petroleum hydrocarbons in engineered biopiles in polar regions. *Chemosphere* **131**:232-240.
- WHO (World Health Organization). 1998. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). [https://www.who.int/publications/m/item/assessment-of-the-health-risk-of-dioxins-re-evaluation-of-the-tolerable-daily-intake-\(tdi\)](https://www.who.int/publications/m/item/assessment-of-the-health-risk-of-dioxins-re-evaluation-of-the-tolerable-daily-intake-(tdi)) (accessed April 2024)

- Wikström E, Marklund S. 2000. Secondary formation of chlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, benzenes, and phenols during MSW combustion. *Environmental science & technology* **34**:604-609.
- Wikström E, Tysklind M, Marklund S. 1999. Influence of variation in combustion conditions on the primary formation of chlorinated organic micropollutants during municipal solid waste combustion. *Environmental science & technology* **33**:4263-4269.
- Wild SR, Jones KC. 1995. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution* **88**:91-108.
- Yuan SY, Shiung LC, Chang BV. 2002. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by inoculated microorganisms in soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **69**:66-73.
- Zennegg M, Munoz M, Schmid P, Gerecke AC. 2013. Temporal trends of persistent organic pollutants in digested sewage sludge (1993–2012). *Environment International* **60**:202-208.
- Zhang XZX, Cheng ShuPei CS, Zhu ChengJun ZC, Sun ShiLei SS. 2006. Microbial PAH-degradation in soil: degradation pathways and contributing factors. *Pedosphere* **16**:555-565.
- Zotti M, Di Piazza S, Roccotiello E, Lucchetti G, Mariotti MG, Marescotti P. 2014. Microfungi in highly copper-contaminated soils from an abandoned Fe–Cu sulphide mine: growth responses, tolerance and bioaccumulation. *Chemosphere* **117**:471-476.

9 Samostatné přílohy

Příloha I Obsahy rizikových prvků v jednotlivých vzorcích; červeně označené hodnoty přesahují preventivní nebo indikativní hodnoty obsahů rizikových prvků v půdách

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Důl Pavel II 1	47,3	1,54	2,05	14,6	47,2	55,6	40,3	136	80,8	404
Důl Pavel II 2	15,8	1,19	0,224	9,08	43,7	21,8	24,2	31,4	65,9	101
Důl Pavel II 3	76,0	2,18	0,563	18,1	46,3	37,1	31,8	62,1	95,6	213
Chudeřín 1	55,4	1,65	0,390	9,45	39,7	20,1	20,0	60,8	66,4	131
Chudeřín 2	48,4	1,61	0,339	9,10	40,2	17,8	19,2	62,8	63,9	144
Chudeřín 3	53,6	1,71	0,458	10,0	41,3	20,4	20,6	60,1	68,3	130
Nová Voda 1	30,4	2,06	0,212	14,8	74,9	23,9	31,9	39,6	128	125
Nová Voda 2	34,7	1,83	0,298	12,6	60,7	24,3	29,2	41,1	102	108
Nová Voda 3	26,0	2,41	0,419	15,8	76,2	22,6	38,9	36,1	128	126
Nová Voda louka 1	26,5	2,02	0,217	15,4	69,3	28,4	37,2	37,7	113	109
Nová Voda louka 2	25,7	1,94	0,177	15,4	69,2	64,3	40,4	35,5	111	111
Nová Voda louka 3	30,2	2,07	0,309	14,9	66,6	34,1	34,1	46,8	114	124
Park 1	24,3	1,24	0,355	10,7	37,3	24,5	20,7	29,8	59,9	105
Park 2	27,8	1,29	0,353	12,1	37,1	27,6	24,0	31,7	61,7	115
Park 3	38,4	1,65	0,373	10,6	45,0	25,9	23,3	37,7	69,0	167
Šumná 1	62,3	1,10	0,212	7,86	34,5	18,4	18,0	52,2	54,8	81,4
Šumná 2	37,4	1,18	0,311	9,39	34,4	15,6	16,4	39,7	56,9	81,9
Šumná 3	54,5	1,16	0,177	8,53	37,2	15,0	17,2	51,8	62,2	79,1
Vyhlička 1	32,9	1,87	0,303	11,2	36,6	24,6	24,5	41,1	58,4	127
Vyhlička 2	46,2	1,41	0,470	9,82	37,5	45,1	26,5	88,6	58,9	116
Vyhlička 3	24,9	1,57	1,07	15,8	26,6	32,9	33,8	239	44,1	151

Příloha II Obsahy PAH v jednotlivých vzorcích (µg/kg); červeně označené hodnoty přesahují preventivní nebo indikativní hodnoty obsahů PAH v půdách

	naftalen	acenaftalen	acenaften	fluoren	fenantren	antracen	fluoranten	pyren	benz[a]antracen	chrysen	benzo[b]fluoranten	benzo[k]fluoranten	benzo[a]pyren	indeno[1,2,3-c,d]pyren	dibenz[a,h]antracen	benzo[g,h,i]perylene	Suma
Důl Pavel II 1	48,5	16,9	129	114	945	151	1469	10798	166	629	991	277	592	136	139	466	7348
Důl Pavel II 2	55,2	32,1	25,1	48,0	552	100	768	539	92,3	336	441	135	273	54,2	57,3	185	3694
Důl Pavel II 3	76,0	219	83,7	132	2407	345	4838	3840	559	2582	3248	948	1842	421	448	1349	23334
Chudeřín 1	18,3	9,5	4,7	5,1	86,5	13,5	172	136	19,6	95,6	147	41,1	77,5	19,5	21,7	67,8	935
Chudeřín 2	13,4	11,0	5,3	6,7	85,6	12,4	167	148	18,3	97,0	124	40,3	75,0	16,5	20,1	65,8	907
Chudeřín 3	14,8	8,1	11,5	9,3	209	33,2	459	371	39,4	226	267	96,3	73,7	48,1	160	139	2166
Nová Voda 1	22,2	4,0	4,6	5,6	54,6	0,0	97,9	71,0	6,4	49,4	69,3	17,8	14,4	12,0	39,5	29,2	498
Nová Voda 2	21,2	11,5	6,5	9,1	134	19,1	406	321	40,3	229	273	88,0	57,7	46,8	138	113	1912
Nová Voda 3	30,0	4,7	5,0	7,2	66,6	52,8	122	66,7	7,2	57,6	88,0	28,4	39,4	10,2	39,8	35,7	661
Nová Voda louka 1	104	34,7	58,9	69,8	642	123	904	592	71,5	452	597	179	289	83,8	242	198	4641
Nová Voda louka 2	37,2	21,1	20,3	25,8	342	44,7	617	405	46,3	288	454	120	246	53,8	198	157	3076
Nová Voda louka 3	146	106	7,4	29,4	454	76,3	791	627	64,5	413	123	173	271	76,6	224	242	3824
Park 1	41,7	28,3	3,3	15,7	221	34,8	435	341	41,4	250	77,1	85,1	166	43,3	134	142	2060
Park 2	<	41,2	8,1	26,8	490	105	848	639	76,0	457	126	157	318	75,9	228	243	3839
Park 3	70,5	145	4,8	28,3	469	65,9	839	651	75,0	494	138	188	335	86,8	267	283	4142
Šumná 1	54,6	18,2	11,2	12,6	256	34,3	396	287	33,4	228	334	91,1	157	50,0	138	131	2233
Šumná 2	32,6	17,4	12,4	19,2	297	62,7	403	336	33,4	218	389	112	167	44,1	159	126	2429
Šumná 3	20,3	8,6	5,8	5,5	87,5	12,9	149	119	12,1	90,9	118	33,0	62,5	18,9	60,8	58,2	864
Vyhlička 1	37,5	14,7	11,8	15,9	288	32,4	503	356	40,1	303	386	109	176	50,0	176	153	2653
Vyhlička 2	34,8	14,2	10,9	11,7	231	28,6	397	289	34,3	249	318	95,1	142	37,5	132	132	2151
Vyhlička 3	49,2	27,6	84,8	102	1302	214	1621	1000	125	741	945	274	406	106	415	341	7754

Příloha III Obsahy měřených kongenerů PCB v jednotlivých vzorcích (µg/kg); červeně označené hodnoty přesahují preventivní nebo indikativní hodnoty obsahů PCB v půdách

	PCB 105	PCB 114	PCB 118	PCB 123	PCB 126	PCB 156	PCB 157	PCB 167	PCB 169	PCB 170	PCB 180	PCB 189	PCB 77	PCB 81	Sum a
Důl Pavel 1	34,0	0,690	600	8,30	1,10	400	16	120	<	2600	3300	82	2,1	<	7164
Důl Pavel 2	0,780	0,016	6,40	0,140	0,027	5,10	0,32	2,2	<	19	38	1	0,07	<	72,3
Důl Pavel 3	0,300	<	4,20	0,063	0,054	2,80	0,18	1,1	<	13	25	0,61	<	0,013	47,3
Chuděřín 1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Chuděřín 2	<	<	<	<	<	0,210	0,019	0,098	<	0,73	1,5	0,034	<	<	2,6
Chuděřín 3	<	<	<	<	<	0,190	<	0,094	<	0,83	1,8	0,051	<	<	3,0
Nová Voda 1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Nová Voda 2	<	<	0,730	0,013	0,009	0,260	0,011	0,14	<	1,3	2,5	0,052	0,16	<	5,2
Nová Voda 3	<	<	<	<	0,012	0,150	<	0,071	0,013	0,81	1,8	<	0,13	<	2,8
Nová Voda louka 1	<	<	0,550	0,034	<	0,170	<	0,066	<	0,84	1,7	0,025	<	<	3,4
Nová Voda louka 2	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Nová Voda louka 3	<	<	<	<	0,008	0,120	<	0,059	<	0,73	1,4	0,025	<	<	2,3
Park 1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Park 2	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Park 3	0,46	<	1,20	<	0,027	0,360	0,028	0,2	<	2,4	4,2	0,079	0,37	0,02	9,3
Šumná 1	1,20	0,032	14,0	4,40	0,061	10,0	0,51	3,2	<	40	84	2,2	0,22	<	160
Šumná 2	<	<	<	<	0,016	0,160	<	0,067	<	0,79	1,5	0,027	<	<	2,6
Šumná 3	<	<	1,40	<	0,012	0,770	0,037	0,3	<	3,5	6,9	0,17	0,1	<	13,2
Vyhlička 1	<	<	1,20	0,032	0,023	0,800	0,055	0,38	<	3,5	5,6	0,13	<	<	11,7
Vyhlička 2	1,30	0,033	5,90	0,150	0,110	3,20	0,26	1,4	<	12	23	0,67	0,53	0,014	48,6
Vyhlička 3	0,730	<	7,50	0,130	0,074	2,70	0,16	1,2	<	12	23	0,35	0,35	0,016	48,2

Příloha IV Obsahy PCDD/F v jednotlivých vzorcích dle jednotlivých kongenerů a hodnoty TEQ (µg/kg); červeně označené hodnoty přesahují preventivní nebo indikativní hodnoty obsahů PCDD/F v půdách

	1234678-HpCDD	1234678-HpCDF	123478-HxCDD	123478-HxCDF	1234789-HpCDF	123678-HxCDD	123678-HxCDF	12378-PeCDD	12378-PeCDF	123789-HxCDD	123789-HxCDF	234678-HxCDF	23478-PeCDF	2378-TCDD	2378-TCDF	OCDD	OCDF	TEQ
Důl Pavel 1	0,054	0,064	<	0,036	0,013	<	0,012	<	0,003	<	<	0,013	0,061	<	0,024	0,550	0,036	0,042
Důl Pavel 2	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Důl Pavel 3	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Chuděřín 1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Chuděřín 2	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Chuděřín 3	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Nová Voda 1	0,130	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,240	<	0,005
Nová Voda 2	0,120	<	0,011	<	<	0,010	<	<	<	0,017	<	<	<	<	<	0,270	<	0,008
Nová Voda 3	0,170	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,490	<	0,006
Nová Voda louka 1	0,160	<	0,005	<	<	0,007	<	<	<	0,008	<	<	<	<	<	0,460	<	0,006
Nová Voda louka 2	0,130	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,350	<	0,005
Nová Voda louka 3	0,130	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,310	<	0,005
Park 1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Park 2	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Park 3	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Šumná 1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Šumná 2	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Šumná 3	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,003
Vyhlička 1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004
Vyhlička 2	0,025	0,021	<	0,010	<	<	0,037	<	<	<	<	<	0,007	<	0,011	0,110	0,024	0,013
Vyhlička 3	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,004

Příloha V Základní statistiky obsahu dostupných živin v půdách a hlavní charakteristiky těchto půd

	N ^b %	C ^b %	poměr C/N	NO ₃ ^{-c} mg/kg	NH ₄ ^{+c} mg/kg	DOC ^{cd} mg/kg	Ca ^e mg/kg	K ^e mg/kg	Mg ^e mg/kg	P ^e mg/kg	S ^e mg/kg	KVK ^f mmol/kg	pH
Důl Pavel II 1	0,46	7,98	17,3	0,68	4,11	28,3	5360	405	171	30,9	12,3	368	6,83
Důl Pavel II 2	0,34	4,34	12,9	2,52	6,58	29,4	3589	497	283	35,1	12,0	266	6,54
Důl Pavel II 3	0,75	11,2	15,0	32,2	13,3	50,6	4500	629	294	128,3	25,2	416	6,05
Chudeřín 1	0,53	7,32	14,0	1,28	6,77	39,1	4360	219	162	65,6	22,0	241	4,89
Chudeřín 2	0,48	5,90	12,2	1,24	11,1	34,2	2139	195	145	64,3	16,1	171	5,44
Chudeřín 3	0,53	6,85	13,0	0,44	6,20	41,1	1043	116	88	72,3	26,8	89,9	4,53
Nová Voda 1	0,76	10,4	13,7	21,3	8,34	58,8	1815	321	413	12,3	22,8	214	3,58
Nová Voda 2	0,96	14,0	14,6	20,7	13,1	49,4	1716	259	369	14,1	29,3	209	3,58
Nová Voda 3	0,60	8,08	13,7	2,68	6,12	44,6	2378	339	636	13,3	22,4	247	3,89
Nová Voda louka 1	0,31	6,68	21,4	<0,05	14,8	18,2	3222	293	619	10,1	11,8	244	5,40
Nová Voda louka 2	0,48	7,23	15,1	<0,05	4,56	18,7	3594	321	508	21,9	12,2	303	5,53
Nová Voda louka 3	0,45	7,44	16,7	<0,05	6,28	13,0	3439	402	555	18,4	15,5	259	4,38
Park 1	0,31	4,03	13,0	<0,05	10,6	26,9	2217	221	160	92,7	19,5	163	4,52
Park 2	0,33	4,15	12,8	<0,05	5,05	45,5	3294	366	252	66,6	13,3	256	5,64
Park 3	0,41	5,41	13,3	<0,05	5,92	20,7	3161	128	207	58,3	13,7	272	5,72
Šumná 1	0,99	17,8	18,0	<0,05	26,5	196	1029	304	161	56,1	40,0	180	3,52
Šumná 2	0,59	11,3	19,1	<0,05	21,5	61,7	1158	236	189	45,3	21,4	152	4,25
Šumná 3	0,38	7,85	20,5	<0,05	18,8	90,7	316	123	60	19,7	14,6	86,1	3,67
Vyhlička 1	0,47	6,29	13,4	4,47	12,7	56,6	2528	205	325	29,9	22,2	175	4,90
Vyhlička 2	1,15	21,9	19,0	47,7	36,1	318	2867	387	223	85,0	83,0	211	3,69
Vyhlička 3	1,39	24,5	17,6	7,46	141	308,	1663	170	147	33,2	21,2	423	4,60

^bcelkový obsah; ^cpodíl extrahovatelný 0.01 mol/L CaCl₂; ^drozpuštěný uhlík; ^epodíl extrahovatelný roztokem Mehlich III (Mehlich, 1984); ^fkationtová výměnná kapacita

Příloha VI Korelační matice vzájemných vztahů obsahů živin a základních půdních charakteristik (červeně zvýrazněné koeficienty jsou statisticky významné na hladině významnosti $\alpha=0,05$)

	N	C	C/N	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	DOC	Ca	K	Mg	P	S	KVK	pH
N	1.000	0.981	0.702	0.592	0.792	0.860	-0.348	-0.103	-0.045	0.042	0.542	0.357	-0.535
C	0.981	1.000	0.810	0.606	0.801	0.925	-0.238	-0.051	-0.119	0.088	0.605	0.398	-0.440
C/N	0.702	0.810	1.000	0.546	0.545	0.778	0.259	0.203	-0.202	0.147	0.589	0.535	-0.072
NO ₃ ⁻	0.592	0.606	0.546	1.000	0.095	0.526	0.016	0.461	0.130	0.423	0.804	0.139	-0.374
NH ₄ ⁺	0.792	0.801	0.545	0.095	1.000	0.798	-0.290	-0.261	-0.268	-0.051	0.122	0.498	-0.160
DOC	0.860	0.925	0.778	0.526	0.798	1.000	-0.231	-0.105	-0.219	0.137	0.678	0.273	-0.361
Ca	-0.348	-0.238	0.259	0.016	-0.290	-0.231	1.000	0.652	-0.111	0.323	-0.136	0.546	0.710
K	-0.103	-0.051	0.203	0.461	-0.261	-0.105	0.652	1.000	0.300	0.355	0.076	0.541	0.450
Mg	-0.045	-0.119	-0.202	0.130	-0.268	-0.219	-0.111	0.300	1.000	-0.458	-0.034	-0.008	-0.386
P	0.042	0.088	0.147	0.423	-0.051	0.137	0.323	0.355	-0.458	1.000	0.348	0.150	0.283
S	0.542	0.605	0.589	0.804	0.122	0.678	-0.136	0.076	-0.034	0.348	1.000	-0.195	-0.514
KVK	0.357	0.398	0.535	0.139	0.498	0.273	0.546	0.541	-0.008	0.150	-0.195	1.000	0.442
pH	-0.535	-0.440	-0.072	-0.374	-0.160	-0.361	0.710	0.450	-0.386	0.283	-0.514	0.442	1.000