

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Vliv těžby uranu: vegetační pokryv v zájmovém území těžby
uranu Ralsko - Hamr na Jezeře**

Diplomová práce

Luboš Špičák

Udržitelný rozvoj biosféry

Vedoucí práce

RNDr. Milan Skalický, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv těžby uranu: vegetační pokryv v zájmovém území těžby uranu Ralsko - Hamr na Jezeře " 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(ka) uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 24. července 2020

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval:

-vedoucímu mé práce, RNDr. Milanu Skalickému, Ph. D. za veškerou pomoc při tvorbě této práce.

Také bych chtěl poděkovat dalším osobám a subjektům:

- Ing. Janě Najmanové a Ing. Tereze Částkové děkuji za pomoc při laboratorním měření a Ing. Pavle Vachové Ph. D. za pomoc a radu při zpracování statistiky.

- státnímu podniku DIAMO za umožnění vstupu do objektu odkaliště ve Stráži pod Ralskem a za provedení a financování rozborů půdy – jmenovitě Ing. Pavlu Rychtaříkovi a Miroslavu Standovi, za jejich čas, energii a poskytnuté informační materiály, které jsem mohl použít v rámci této práce.

- státnímu podniku Vojenské lesy, jmenovitě Michalovi Slámovi a Josefu Fridrichovi za poskytnuté informace.

- RNDr. Tomášovi M. Grygarovi, CSc. za poskytnutí konzultace a jeho vědecké práce.

- Vlastivědnému Muzeu Česká Lípa za poskytnuté materiály.

V neposlední řadě bych chtěl poděkovat své rodině a přátelům za veškerou podporu a pomoc.

Vliv těžby uranu: vegetační pokryv v zájmovém území těžby uranu Ralsko - Hamr na Jezeře

Souhrn

Těžba a zpracování uranu v historické perspektivě 60. až 80. let 20. století podléhala ze strategického a hospodářského hlediska mlčenlivosti. Zájmová oblast a kontaminací zasažené lokality se nacházely na území vojenského prostoru Ralsko, do něhož byl přístup omezen a pohyb v něm minimalizován. Z těchto důvodů existují pouze omezené nebo žádné informace o historii zkoumaných lokalit a původní vegetaci před zahájením těžby uranové rudy.

Tato práce si kladla za cíl zhodnotit vliv kontaminace v důsledku těžby na vegetaci a její druhové složení. Předmětem zkoumání byly fytoocenózy na kontaminované ploše poblíž přírodní památky Rašeliniště Černého rybníka a na kontaminovaných plochách v údolní nivě řeky Ploučnice. Tyto oblasti byly srovnávány s referenčními plochami nezasazenými polutanty z těžební činnosti a s rostlinnými společenstvy vyskytujícími se na silně kontaminovaných substrátech odkaliště chemické úpravy TÚU Stráž pod Ralskem. Druhové složení rostlinstva na lokalitách bylo zdokumentováno metodou fytoecologického snímkování. Vlastnosti zemin byly popsány pomocí měření pH a stanovení obsahu vybraných prvků.

Výsledky této práce neprokázaly, že by kontaminace v důsledku těžby uranu či přirozeného výskytu radionuklidů v prostředí měla signifikantní dopad na složení rostlinných společenstev. Mnohem významnější vliv na rozvoj a skladbu vegetace měl obsah živin a pH substrátu. Nejvyšší druhová diverzita byla pozorována na dvou lokalitách, z nichž jedna měla zvýšený obsah rizikových prvků, včetně uranu, a druhá lokalita vykazovala velmi nízký obsah těchto kontaminantů. Tyto oblasti měly společné, že půda na těchto místech byla mírně zásaditá a s vhodným obsahem fosforu a síry. Naopak druhově chudší byly oblasti, které měly abnormálně vysoké či nízké pH, nízký obsah živin, popř. zde byl naměřen vysoký obsah živin v důsledku eutrofizace prostředí. Lokality s menším počtem druhů vykazovaly různý obsah rizikových prvků, některé nebyly těžbou zasažené vůbec a některé byly tvořeny výhradně odpady po těžbě a zpracování uranu.

I v současné době jsou těžba surovin a jaderná energetika kontroverzními tématy, které jsou doprovázeny negativními reakcemi. Tato diplomová práce shrnuje dostupné informace o dopadu těžby uranu v zájmové oblasti Stráž pod Ralskem a Hamr na Jezeře na životní prostředí, zejména pak na rostlinná společenstva. Tato práce doplňuje dosavadní poznatky o výsledky vlastního výzkumu.

Klíčová slova: kontaminace, uran, těžba, vegetace, půda

Influence of uranium mining: vegetation growth in mining area Ralsko - Hamr na Jezeře (Czech Republic)

Summary

During historical perspective of the 60's and the 80's of the 20th century, uranium mining and its processing was due to strategic and economical reasons in secrecy. The area of interest and contaminated locations were found on the territory of former military area Ralsko, in which access was restricted and motion minimalized. Due to these reasons, there is limited or no information about history of examined localities and former vegetation before launching of uranium mining.

The aim of this thesis was to evaluate contamination impact of uranium mining on vegetation and its botanical composition. The research focused on phytocenoses in contaminated area near natural monument Černý rybník bog and valley bank of the Ploučnice river. These locations were compared with reference areas, which were intacted by pollutants from mining, and with plant communities, which were located on highly contaminated substrate of chemical treatment plant waste pond TÚU Stráž pod Ralskem. Botanical composition in mentioned localities was documented by phytocenological imaging method. The soil characteristics were described by means of pH measurement and by assessment of chemical elements content.

The findings of this thesis did not prove the fact that uranium mining contamination or natural presence of radionuclides would have a significant impact on composition of plant communities. Nutrient content and pH substrate seem to have more significant impact on growth and composition of vegetation. The highest diversity were found in two localities. In the first one, there was higher content of toxic elements, uranium included. In the second one, the content of these pollutants was very low. These two areas had something in common, in particular, soil was slightly alkaline and with proper phosphorus and sulfur content. In contrast, areas with abnormally high or low pH, with low nutrient content or high nutrient content due to eutrophication of the environment, were found species poorer. Areas with a lower number of plant species had diverse content of toxic elements, some of them were intacted by uranium mining and some were exclusively made by uranium mining and processing waste.

Currently, extraction of raw materials and nuclear energy are considered to be rather controversial issues that are accompanied with negative responses. This diploma thesis summarizes available information about uranium mining impact in the area of interest Stráž pod Ralskem and Hamr na Jezeře on environment, particularly on plant communities. These thesis complements contemporary knowledge with results of my own research.

Keywords: contamination, uranium, mining, vegetation, soil

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3 Přehled literatury (literární rešerše)	10
3.1 Vznik prvku	10
3.2 Poloha a charakteristika ložiska v zájmové oblasti	10
3.3 Historie zkoumání uranu	10
3.4 Charakteristika a využití prvku	11
3.4.1 Izotopy uranu	11
3.5 Těžba uranu v České republice a ve světě.....	12
3.5.1 Těžba uranu v České republice	12
3.5.2 Těžba uranu v zahraničí	13
3.6 Těžby v zájmové oblasti Hamr-Stráž	16
3.6.1 Historie a vliv těžby na životní prostředí	16
3.6.2 Zpracování rudy	17
3.6.3 Neutralizace kyselých technických roztoků	19
3.7 Zdroje znečištění z těžby uranu v oblasti Hamr – Ralsko.....	21
3.7.1. Zdroje znečišťující ovzduší	21
3.7.2 Zdroje znečišťující povrchové vody	22
3.7.3 Zdroje znečištění půdy	23
3.7.4 Zdroje znečištění podzemních vod.....	24
3.8 Ionizující záření	26
3.8.1 α částice.....	27
3.8.2 β částice	27
3.8.3 γ záření	27
3.9 Vliv rizikových prvků na rostliny	27
3.10 Legislativa	30
4 Materiál a metody	32
4.1 Fytcenologické snímkování	32
4.2 Odběr půdních vzorků	33
4.3 Analytické stanovení obsahu prvků a pH	33
4.3.1 Stanovení pH	34
4.3.2 Stanovení vybraných prvků optickou emisní spektrometrií	34
4.3.3 Příprava vzorků mikrovlnným rozkladem.....	35
4.4 Statistické metody.....	35
4.5 Zkoumané lokality	37
4.5.1 Odkaliště Stráž pod Ralskem.....	38
4.5.2 Lokalita jižně od Černého rybníka u Hamru na Jezeře	41
4.5.3 Lokalita na březích Ploučnice poblíž Borečku	45

5. Výsledky.....	48
5.1 Výsledky fytoocenologického snímkování.....	48
5.1.1 Fytoocenologické snímky Odkaliště.....	48
5.1.2 Fytoocenologické snímky lokality jižně od Černého rybníku	53
5.1.3 Fytoocenologické snímky lokality Boreček	57
5.1.4 Souhrn fytoocenologického snímkování.....	63
5.2 Výsledky měření pH a analytického stanovení obsahu prvků v půdních vzorcích	63
5.3 Statistické zpracování dat.....	64
5.3.1 Výstupy programu CANOCO	64
5.3.2 Korelace obsahů prvků, případně hodnot pH/KCl v programu STATISTICA	68
5.3.3 Výstupy programu PAST.....	68
6. Diskuze	75
6.1 Vyhodnocení výsledků.....	75
6.1.1 Vyhodnocení obsahu prvků a hodnot pH	75
6.1.2 Vyhodnocení výsledků z programu STATISTIKA	76
6.1.3 Vyhodnocení výsledků programu PAST.....	79
6.1.4 Vyhodnocení výsledků z programu CANOCO.....	80
6.1.5 Shrnutí diskuze	82
6.2. Návrhy péče o lokality	83
6.2.1 Návrh na management odkaliště ve Stráži pod Ralskem	83
6.2.2 Návrh na management v oblasti jižně od Černého rybníka.....	84
6.2.3 Návrh na management v oblasti Boreček	84
7 Závěr	85
8 Seznam literatury	87

1 Úvod

Tato práce si klade za cíl shrnout poznatky o důsledcích těžby uranu v zájmové oblasti Stráž pod Ralskem a Hamr na Jezeře, zejména dopad znečištění na složení rostlinných společenstev. Předmětem řešení jsou vyšší rostliny z důvodu snadnější dostupnosti a zkoumání makroskopického materiálu a užití provázanosti s živočichy a člověkem v potravním řetězci. Ionizující záření má obecně výraznější dopad na komplexnější organismy, takže následky případné kontaminace by byly na vyšších rostlinách snadněji detekovatelné (Larsson et al. 1995).

V zájmové oblasti dobývání uranu byly použity dva odlišné způsoby těžby – klasická důlní těžba a metoda kyselého loužení. Jejich vedlejším produktem byly odpady různého charakteru, které představovaly hrozbu znečištění životního prostředí ve schválených dobývacích prostorech na několika úrovních. Pozornost odborné i laické veřejnosti byla doposud soustředěna zejména na kontaminaci podzemních vod, především Turonské zvodně jakožto významného zdroje pitné vody v zájmové oblasti. Tato práce se proto naopak soustředí na fenomén povrchového znečištění, zejména jeho vlivu na terestrickou floru.

Vytypovaná veřejně přístupná stanoviště na Ralsku a Hamru na Jezeře sice nelze zemědělsky využít, jsou však vyhledávanou destinací pro účely sběru lesních plodů a hub, rekreaci a myslivost. Zatímco ochrana proti chemické a radiační kontaminaci je vůči člověku aplikována individuálně, ochrana živočišných a rostlinných druhů probíhá na úrovni populací, a to se značně menší citlivostí-bezpečnostní limity pro ochranu zdraví lidského zdraví jsou i o 3 řády přísnější než pro ochranu životního prostředí (Whicker & Bedford 1995). Pro prevenci pohybu a akumulace kontaminantů v potravních řetězcích a v samotném životním prostředí by tak měl být limitujícím faktorem ochrana lidského zdraví stejně jako vyhodnocení ekologických rizik (Whicker & Bedford 1995). Není proto přehnané i v této problematice uplatňovat princip předběžné opatrnosti.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Vědecké hypotézy

Závěry diplomové práce by měly potvrdit či vyvrátit tyto hypotézy:

1) Prostory zasažené kontaminací se budou vyznačovat nižší druhovou diverzitou než referenční plochy.

2) Lokality nezatížené kontaminací budou druhově bohatší, pravděpodobně s vyšším výskytem ohrožených a chráněných druhů typických pro rašeliniště a písčité půdy.

Cíle práce

Cílem této práce byl fytoocenologický průzkum vybraných lokalit zasažených kontaminací z těžby uranu a porostů v jejich těsném sousedství, tzv. referenčních ploch. Pro ucelení dat byl také proveden odběr půdních vzorků. Na základě získaných dat bylo vypracováno určení diferencí mezi plochami a zároveň mezi sledovanými lokalitami a navrženo vhodné budoucí péče.

3 Přehled literatury (literární rešerše)

3.1 Vznik prvku

Uran (chemická značka U) je chemický prvek s protonovým číslem 92. Prvky ve vesmíru vznikají různými způsoby. Nukleosyntézou v jádrech hvězd mohou vznikat pouze prvky do atomového čísla 26 - nejtěžším takto vznikajícím prvkem je tedy železo. Prvky s vyšším protonovým číslem vznikají pouze za velmi specifických podmínek a ve velmi omezené míře. Prvky s vyšším protonovým číslem se ve vesmíru proto vyskytují mnohem méně často ve srovnání s prvky lehčími než železo (Hammond 2000). Uran ve vesmíru vzniká pouze při takzvaném R-procesu (taktéž Rapid process, celým názvem rapid neutron-capture process). Jedná se o sled jaderných reakcí, v jejichž důsledku obvykle vznikají dlouhodobě stabilní izotopy prvků s největším počtem neutronů v jádru (Thielemann et al. 2011). Na Zemi se uran vyskytuje ve formě izotopů ^{238}U , ^{235}U a ^{234}U . V průběhu R-procesu se předpokládá také vznik nezanedbatelného množství izotopu ^{236}U , který má však relativně krátký poločas rozpadu, není součástí pozemských radioaktivních rozpadových řad a na Zemi se proto přirozeně nevyskytuje (Trenn 1978). Rapid process probíhá při výbuchu velmi hmotných hvězd, které se v závěru své existence přemění v supernovu (Thielemann et al. 2011). Předpokládá se, že R-process probíhá také při srážce neutronových hvězd (Kasen et al. 2017). V pozorovatelném vesmíru se vyskytuje 94 prvků. Uran se s 92 protony v jádře řadí k nejtěžším přirozeně se vyskytujícím prvkům ve vesmíru a obvykle se uvádí jako nejtěžší přírodní prvek na Zemi. Neptunium a plutonium se, na rozdíl od uranu, na Zemi vyskytují pouze ve stopovém množství (Hammond 2000).

3.2 Poloha a charakteristika ložiska v zájmové

Severočeské ložisko uranu se rozkládá v Libereckém kraji (viz obrázek č. 1). Je situováno v České křídové pánvi na severním okraji České tabule, v geomorfologickém útvaru Strážský blok (Lepka 2003). Uranové ložisko je na spodním okraji cenomanské zvodně. Cenomanský kolektor odpovídá litostratograficky perucko-korycanskému souvrství. Uranové zrudnění je tedy lokalizováno do sladkovodních usazenin křídového pískovce starých 99,6 až 93,5 milionů let. Z pohledu klasifikace ložisek se tedy jedná o pískovcový typ ložiska, který je charakteristický pro uranovou rudu v oblasti severních Čech (Slezák 2001). Potenciální zásoby uranu jsou v této oblasti odhadovány na 200 tisíc tun (Lepka 2003). Pro představu – od roku 1946 až doposud bylo na území Československé a později České republiky vytěženo přes 100 tisíc tun uranu (Ekert & Mužák 2010).

3.3 Historie zkoumání uranu

Prvek poprvé popsal Martin Heinrich Klaproth v roce 1789 a pojmenoval ho po právě objevené planetě Uran (Dahlkamp 1991). Obdobně bylo neptunium pojmenované po

planetě Neptun a plutonium po planetce Pluto. Eugène-Melchior Péligot jako první v historii izoloval čistý uran roku 1841 (U.S. Environmental Protection Agency 2008). Radioaktivitu uranu poprvé pozoroval roku 1896 Henri Becquerel (Emsley 2001).

3.4 Charakteristika a využití prvku

Jedná se o kov patřící do skupiny aktinoidů. V čisté formě má stříbřitě šedobílou barvu, oxidací se barva mění na šedou. Uran má 6 elektronů ve valenční vrstvě a je silně elektropozitivní. Reaguje s většinou nekovových prvků a s jejich sloučeninami, díky čemuž se v přírodě nevyskytuje v čisté formě, ale zpravidla se vyskytuje ve sloučeninách s jinými prvky (Hammond 2000), což má dopad na náklady spojené s těžbou a následným zpracováním (Kafka et al. 2003).

Koncentrace uranu v zemské kůře se obvykle uvádí přibližně 2 ppm (parts per milion) = 2 mg/kg (Emsley 2001). Prvek má relativně vysokou hustotu ($19,1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$), čehož se využívá v mnoha odvětvích. Ochuzený uran je forma prvku s podílem izotopu ^{235}U sníženým na 0,23 %. Ochuzený uran vzniká jako odpad procesu obohacování uranu. Je málo radioaktivní ale stále má vysokou hustotu. Ochuzený uran se proto využívá jako odstínění ionizujícího záření (Zeb & Wasim 2017). Uran i ve své ochuzené formě totiž skýtá lepší ochranu proti nejpronikavějším typům ionizujícího záření než jiné běžně užívané materiály, například olovo (s hustotou $11,3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$). Také se často využívá jako vyvažovací závaží v letadlech (například některé exempláře Boingu 747), lodích apod. (Hammond 2000; Uijt de Haag et al. 2000).

Všechny izotopy uranu podléhají radioaktivní přeměně, a proto je uran označován jako radioaktivní prvek. Izotopy se liší, mimo jiné, svou stabilitou, tj. poločasem rozpadu. Radioaktivních vlastností izotopů uranu se využívá zejména v energetickém a zbrojním průmyslu (Emsley 2001).

Před objevem radioaktivity byly sloučeniny uranu využívány například jako barevné pigmenty. Oranžové, žluté a žlutozelené barvy se používaly zejména k barvení skla a keramiky (Kafka et al. 2003).

3.4.1 Izotopy uranu

Uran-radiová rozpadová řada je jedna ze čtyř základních rozpadových řad. Tato rozpadová řada popisuje jaderné přeměny 15 radioaktivních členů s různými poločasy rozpadu a končí 16. členem, který je stabilní a nevykazuje radioaktivitu. Prvním členem rozpadové řady je izotop uranu ^{238}U . Posledním a stabilním členem, který se dále nerozpadá, je olovo ^{206}Pb (Kiegiel et al. 2018). V běžném životě (zejména v České republice) se ze všech členů této řady největší pozornost věnuje izotopu radonu ^{222}Rn (Lepka 2003). Radon je při pokojové teplotě plynný prvek bez barvy a zápachu s radioaktivními vlastnostmi. Na území České republiky často uniká z podloží a představuje velké zdravotní riziko při dlouhodobé expozici (Kafka et al. 2003).

V pozemském prostředí se vyskytují izotopy uranu v poměru 99,2745 % ^{238}U , 0,720 % ^{235}U a 0,0055 % ^{234}U . Abundance izotopů v přírodních nalezištích uranu je

konzervativní v souladu s předpoklady rozpadu v radioaktivních řadách a odvozují se od ní analytické metody datování (Hammond 2000). Díky anomálii v poměru izotopů byla roku 1972 potvrzena existence přírodního jaderného reaktoru v oblasti Oklo v Gabonu, kde štěpné reakce probíhaly před přibližně 1,7 až 1,8 miliardou let (Gauthier-Lafaye et al. 1996).

Vznik ostatních izotopů uranu v přírodě je málo pravděpodobný nebo přímo nemožný. Na Zemi se proto vyskytují pouze ve stopovém množství nebo se přirozeně nevyskytují vůbec, lze je ale vytvořit uměle. Jedná se izotopy s nukleovými čísly 216 až 243 (Hammond 2000).

3.5 Těžba uranu v České republice a ve světě

3.5.1 Těžba uranu v České republice

Česká republika (tehdejší Československá republika), ve druhé polovině 20. století patřila mezi přední producenty uranu (Peter et al. 1983. Intenzivní průmyslová činnost však ČSR vynesla i jiné, méně lichotivé prvenství: v 80. letech 20. století naše země patřila k zemím s největším množstvím průmyslového odpadu a největším počtem odkališť v přepočtu na 1 obyvatele i v přepočtu na 1 km² území státu. Tento fakt byl v tehdejší době hodnocen jako ukazatel hospodářského růstu. Zároveň ale předznamenával vysokou zátěž pro životní prostředí (Peter et al. 1983).

Uranové hornictví v rámci lidské historie má počátky právě v Čechách, konkrétně na Jáchymovsku. Smolinec, vstupní surovina pro výrobu barevných pigmentů skla a porcelánu, byl sbírán z výsypek po těžbě stříbra pravděpodobně už na začátku 19. století. První záměrná těžba smolince nejspíše započala v 30. letech 19. století. Historicky potvrzené je překopávání hald za účelem sběru smolince pro průmyslové využití. Nejstarší aktivity tohoto druhu jsou doloženy od roku 1843. Jáchymov byl jedinou lokalitou rozsáhlé komerční těžby uranové rudy až do roku 1945 (Kafka et al. 2003).

Vytěžená i nevytěžená ložiska uranové rudy jsou rozptýlena po celé ČR, viz obrázek č. 1. K roku 2019 je v České republice 7 výhradních evidovaných ložisek uranu: Rožná, Brzkov, Břevniště pod Ralskem, Hamr na Jezeře, Jasenice-Pucov, Osečná-Kotel a Stráž pod Ralskem (Starý et al. 2020). V současné době produkce uranu probíhá pouze na ložisku Stráž pod Ralskem, a to pouze jako vedlejší produkt sanačních prací po těžbě metodou kyselého loužení. Kromě výše zmíněných výhradních evidovaných ložisek je na českém území 15 vytěžených ložisek a ostatních zdrojů (Starý et al. 2020). Mezi historicky nejvýznamnější (a zároveň nejvíce zasažená) vytěžená ložiska patří Jáchymov, Horní Slavkov a Příbram (Badár et al. 2016). V menší míře pak byly poznamenány těžební oblasti Zadní Chodov, Vítkov u Tachova, Dyleně, Okrouhlá Radouň u Nové Včelnice, Damětice, Ústaleč, Velké Heřmanice, Chotěboř, Medvědin a okolí odkaliště bývalé chemické úpravní uranové rudy v Mydlovarech (Kafka et al. 2003). Rozsáhlé sanační práce mezi lety 2004 až 2014 v Horním Slavkově se soustředily zejména na negativní vlivy poddolování zastavěných ploch přilehlého města (Badár et al. 2016). Ložisko uranu Jáchymov bylo vytěženo v roce 1964. Následné sanační práce se časem ukázaly jako nedostatečné. Jako riziko pro životní prostředí

se projevily původní odvodňovací systémy a hráze odkališť Eliáš a Nejdek. Na prudkých úbočích neošetřených odvalů se ani po letech neuchytila vegetace, která by vytvořila ochrannou krycí vrstvu. Z velkých hald byly povětrnostními vlivy vyplavovány ve zvýšené míře radionuklidy (Kafka et al. 2003). Na Příbramsku byla v letech 2011 až 2013 provedena sanace území Březové Hory a následná postsanační péče zahrnující pěstební plán, terénní úpravy a rekultivační práce na územích, která byla ovlivněna těžbou a zpracováním uranové rudy. V letech 2013 až 2015 probíhaly likvidační práce v areálu jámy č. 11A Bytíz a nakládek uranových rud Milín (Badár et al. 2016). Pozůstatky chemické úpravy rud Mydlovary v minulosti představovala jednu z největších zátěží pro životní prostředí v České republice. Bylo prokázáno, že odkaliště úpravy je jedním ze zdrojů znečištění podzemních vod. Byly také naměřeny vysoké hodnoty dávkových příkonů gama záření, které pronikaly krycí vrstvou. Cílem sanačních prací je neutralizovat tyto škodlivé vlivy a začlenit objekty do rázu krajiny (Kafka et al. 2003).



Obrázek č. 1 . Mapa lokality s výskytem uranových rud v České republice

Převzato z: <https://energetika.tzb-info.cz/elektroenergetika/15439-tezba-uranu-v-ceske-republice>

3.5.2 Těžba uranu v zahraničí

Celosvětová produkce uranu za posledních 10 let přesáhla 550 tisíc tun, přičemž převládající metodou v současné době je chemické loužení *in situ* (World Nuclear Association

2020). Všechny formy těžby s sebou nevyhnutelně přináší ekologickou zátěž pro zájmové oblasti.

Dle monitoringu OECD se v roce 2018 k těžbě či průzkumu ložisek uranové rudy přihlásilo 41 zemí (Nuclear Energy Agency 2018). V současné době vykazují nejvyšší produkci uranu tyto země v pořadí: Kazachstán, Kanada, Austrálie, Namibie, Niger, Rusko, Uzbekistán, Čína, Spojené státy americké a Ukrajina. Součet produkce uranu zbylých států se podílí na světovém trhu pouze 2 %. V zemích Střední Evropy v současnosti neprobíhá plnohodnotná těžba uranu (Nuclear Energy Agency 2018).

Na území bývalé Německé demokratické republiky jsou ložiska uranu soustředěna zejména v oblasti německé části Krušných hor a v okolí Vogtlandu v Sasku, kde byl také prvek poprvé vědecky popsán roku 1789 (Dahlkamp 1991). Na území bývalého Západního Německa byly komerčně využity dvě ložiska v okolí Schwarzwaldu a jedno v severovýchodním Bavorsku. Veškerá těžba byla ukončena na přelomu 80. a 90. let 20. století. V současné době není v žádné části Německa hlášen výzkum komerčně využitelných ložisek uranové rudy. Případné roční výnosy těžby, uváděné ve statistikách, jsou pouze vedlejším produktem remediačních prací (Nuclear Energy Agency 2018).

V minulosti probíhala těžba také v Polsku, jmenovitě na ložiscích v Dolním Slezsku, ložiska jsou však mnohem menší než ty v České republice nebo v Německu. Veškerá těžební a zpracovatelská činnost týkající se uranové rudy na polském území probíhala od 40. do 70. letech 20. století (Kiegiel et al. 2018). Ruda byla dobývána klasickou metodou hlubinné těžby (Miecznik et al. 2011). Po vytěžení byl vytěžený materiál rozdělen na rudu bohatou na uran, rudu chudou na uran a na hlušinu bez obsahu rudy, přičemž bohatá ruda a koncentrát z chudé rudy byly beze zbytku expedovány do Sovětského svazu (Koszela 2007). Haldovina zbylá po těžbě byla částečně využita pro stavbu silnic. Doly byly zrušeny, popř. využívány v minulosti pro různé účely, například jako muniční sklad nebo inhalační lázně. V současné době jsou nepřístupné nebo slouží jako turistické expozice (Mauer et al. 2015). Momentálně v Polsku přetrvávají struktury po těžbě uranu vykazující různou míru kontaminace: otevřené šachty, důlní chodby, výsypky a odkaliště (Zakrzewska-Kořtuniewicz et al. 2015). Doposud proběhla pouze rekultivace odkaliště v areálu Kowary a zajištění některých stok před vyplavením, zatímco šachty a doly jsou pouze zajištěné před nepovolaným vniknutím (Grabas 2009). Objekt dolu Kowary je předmětem intenzivního monitoringu úrovně kontaminace povrchových, spodních a důlních vod (Kiegiel et al. 2018). Na druhou stranu, řešení problému výsypek bylo doposud věnováno jen málo pozornosti, přestože byly zaznamenány zvýšené hodnoty radionuklidů a doprovodných rizikových prvků těžby až ve vzdálenosti 20 kilometrů od úložiště haldoviny (Grabas 2009). Výsypky po těžbě uranu v současné době nejsou považovány v Polsku za bezprostřední hrozbu, nejsou pozorovány negativní dopady na lidské zdraví, ani na životní prostředí. Do budoucna je však navrhován další výzkum šíření kontaminantů a kumulace v potravních řetězcích (Kiegiel et al. 2018).

V Maďarsku probíhala těžba a zpracování uranové rudy v 90. letech 20. století. V současné době uranové hornictví v této zemi neprobíhá. Maďarsko podniká kroky k průzkumu nových ložisek pro případnou budoucí těžbu. Remediační práce probíhaly do

roku 2008 a sestávaly v transportu kontaminovaných půd, zakrytí odkališť a výsypek hlušiny ochrannou vrstvou, uzavření podzemních zařízení a čištění podzemních vod (Nuclear Energy Agency 2018). Rozbor pitné vody nenaznačuje, že v by v nejbližší době hrozila kontaminace místních zdrojů pitné vody rizikovými prvky z pozůstatků těžby (Alsecz et al. 2007).

Slovenská republika je zemí s druhým nejvyšším podílem jaderné energie z celkové energetiky státu, nukleární energie tvoří 55 % z celkové produkce (The International Atomic Energy Agency 2018). Slovensko v minulosti provedlo průzkum tří ložisek uranu. Celkově bylo na území Slovenska vytěženo pouze 211,4 tun uranu jako vedlejší produkt těžby mědi v okolí obce Novoveská Huta, přičemž těžba skončila v roce 1990 (René 2018). Protože substrát zde byl pouze těžen, ale nebyl na Slovensku zpracováván, nebyla oblast zasažena negativními vlivy zpracováním rudy (ruda byla odvezena a zpracována v České republice). Dlouhodobé pozorování neprokázalo kontaminaci povrchové ani spodní vody rizikovými prvky nad limit stanovený zákonem (Košík 2000). V roce 2012 uzavřela Slovenská republika memorandum o těžbě uranu s kanadskou společností European Uranium Resources, nyní Forte Energy. Na nátlak veřejnosti a samosprávy však Slovensko odstoupilo od memoranda v roce 2018 a o těžbě uranu prozatím neuvažuje (Atominfo 2018).

V současné době se Slovensko ani Polsko nehlásí k aktivitám spojeným s průzkumem a těžbou ložisek uranové rudy, a proto nejsou uvedeny mezi výše zmíněnými 41 zeměmi monitoringu Nuclear Energy Agency (Nuclear Energy Agency 2018).

Na prvním místě v podílu využití jaderné energie je se 71 % Francie (The International Atomic Energy Agency 2018), přičemž ani tento stát dlouhodobě neprovozuje těžbu uranu na svém území (Nuclear Energy Agency 2018). Francouzské těžební aktivity se v současné době odehrávají výlučně v zahraničí, například v Gabonu. Gabon je bývalou francouzskou kolonií. Francie v této lokalitě těžila uran více jak 40 let. V současné době je v oblasti Oklo, v lokalitě jediného známého přírodního jaderného reaktoru, ruda vytěžena. V dolech probíhají rekultivační práce a oblast je zkoumána za účelem získání poznatků pro stavbu trvalých úložišť radioaktivního materiálu (Gauthier-Lafaye et al. 1996).

Mimo Evropu je věnována vysoká pozornost rizikům kontaminace plynoucích z těžby například v Kanadě, Austrálii nebo Číně.

Čínská lidová republika vytěžila v roce 2018 1885 tun uranu a podílela se 5 % na celkové světové produkci. Znečištění prostředí rizikovými prvky se v Číně důsledkem průmyslové činnosti stává předním celospolečenským zájmem, protože kontaminace povrchových vod úzce souvisí s kontaminací zemědělských ploch, na kterých je závislá potravinová produkce země (Wang et al. 2017; Xiong et al. 2019). Čínští odborníci zkoumají výhody a rizika využití travin ke zpevnění krycí vrstvy konzervující hlušinu. Vegetace zpevňuje povrch a chrání konstrukci před větrnou a vodní erozí. Na druhou stranu ale rostliny na zakrytých haldách vykazují několikanásobně vyšší obsah některých radionuklidů, než je obvyklé pro stejné rostliny v nekontaminovaném okolí (The International Atomic Energy Agency 2004). Neménší úsilí je zároveň věnováno i hledání možností odstranění polutantů a nápravy škod, například pomocí aplikace modifikovaného biocharu (Li et al. 2019; Chen et al. 2005).

V australské těžební lokalitě Rum Jungle byl monitorován zánik vodního ekosystému řeky Finniss v důsledku těžby uranu a mědi. Díky remediačním zásahům v 80. letech 20. století se postupně obnovuje říční fauna a flora. Zpětně jsou však provedené remediační práce hodnocené jako nedostatečné. Zakryté haldy zbylé po těžbě vyžadují každoroční kácení, aby kořeny nenarušily ochrannou vrstvu. Odhaduje se, že bude trvat ještě několik let, než dostatečně poklesne kontaminace unikající do řeky z hlušinových hald. Současný stav je finančně náročný a z dlouhodobé perspektivy nevyhovující (The International Atomic Energy Agency 2004). Příkladem negativního vlivu těžby uranu na suchozemském prostředí je devastace rostlinného pokryvu v oblasti Saskatchewan v Kanadě. Rozsáhlé odvaly narušily původní vegetaci, což přispělo k šíření nepůvodních druhů rostlin. Remediační program v této oblasti zahrnuje jak likvidaci invazivních porostů, tak výsev původních druhů, které navíc mají zabránit další erozi narušené krajiny (Petelina 2019).

Obecně lze sledovat trend, že výzkum následků těžby uranu nepozoruje nebo nesleduje signifikantní toxický vliv rizikových prvků po těžbě na jednotlivé rostliny a složení dotčené fytoocenózy. Příjem uranu rostlinami je za obvyklých podmínek nízký, a proto i toxický účinek má pouze omezené důsledky (Mihalík et al. 2010). Vědecké práce se soustředí zejména na riziko vstupu polutantů do potravních řetězců nebo ohrožení lidského zdraví prostřednictvím kontaminovaných zemědělských plodin a živočišné produkce. Destrukce rostlinných porostů a potíže při obnovování vegetačního krytu jsou spojovány zejména s mechanickou destrukcí lokalit při povrchovém ukládání hlušiny a rmutu.

3.6 Těžby v zájmové oblasti Hamr-Stráž

3.6.1 Historie a vliv těžby na životní prostředí

Objev ložisek uranu na německém území (Königstein a Pirna) nedaleko hranic s tehdejším Československem inicioval na počátku 60. let 20. století průzkum geologicky totožné oblasti na severu Čech. Roku 1962 byly metodou průzkumných geologických vrtů pořízeny první hmatatelné důkazy existence rozsáhlého ložiska uranové rudy v hloubce přibližně 200 metrů (Lepka 2003). Toto ložisko je zcela zakryté a na povrchu se neprojevuje ionizujícím zářením. Pozice pro průzkumné vrty byly nejprve vytypovány na základě leteckého geofyzikálního průzkumu, při kterém se ruda na povrchu projevila jako magnetická anomálie (Slezák 2001). Roku 1965 byl zahájen provoz průzkumných důlních šachet Hamr – Sever a Lužnice. Kvůli technickým obtížím byla nakonec šachta Lužnice uzavřena. V průzkumné šachtě Hamr – Sever byla vytěžena první uranová ruda v roce 1966. Specifické vlastnosti natěžené rudy ale komplikovaly její další zpracování (Lepka 2003).

Problémy spojené s klasickou důlní těžbou daly popud k zahájení chemické těžby (tj. hydrochemické těžby) podzemním loužením kyselými roztoky v roce 1967 (Slezák 2001). Chemická těžba se ukázala jako účinná a ekonomicky výhodná, nebyla však dlouhodobě udržitelná se souběžně probíhajícími důlními pracemi. Do důlních šachet v oblasti Hamr prosakovala kyselá lužidla chemické těžby a neustálé odčerpávání vody z dolů narušovalo proces hlubinného loužení rudy. Ochrana prostředí přitom byla zejména v počátečních fázích

těžby silně podceněna a první kroky k ochraně, resp. v té době již spíše k nápravě, byly zahájeny až v roce 1971 (Lepka 2003). V roce 1977 byla zahájena výstavba hydraulické bariéry, která měla podpořit již existující soustavu provizorních opatření. Svou funkci ale hydraulická bariéra začala plnit dostatečně až v roce 1985. Tato opatření proto nedokázala zabránit únikům mimo oblast vyluhovacích polí (Slezák 2001).

Kvůli komplexitě systému podzemních vod a neslučitelnosti dvou různých těžebních metod byla nejdříve omezena a nakonec i ukončena důlní těžba. Uzavření dolů mělo nepřímý vliv na zlepšení kvality ovzduší v oblasti (Smetana & Novák 1997). Významným zdrojem radonu a radioaktivních prachových částic totiž byl ventilační systém důlních šachet, který odvětrával kontaminovaný vzduch na povrch. Relativní dopad vztažený vůči množství vytěžené horniny na ovzduší u klasické důlní těžby byl přibližně pětikrát vyšší než u hydrochemického způsobu získávání uranu (Sequens et al. 1999). Chemické loužení je relativně šetrné k ovzduší ve srovnání s důlním dobýváním rudy, ale představuje zátěž zejména pro podzemní zdroje vody (The International Atomic Energy Agency 2004). Těžba uranu a kontaminace okolního povrchu dosáhla svého vrcholu v druhé polovině 80. let 20. století (Smetana & Novák 1997).

3.6.2 Zpracování rudy

Technologické zpracování uranové rudy během minulého režimu podléhalo utajení a zveřejněno bylo až v knize Rudné a uranové hornictví České republiky. Informace obsažené v oddíle 3.6.2 proto bylo možné převzít pouze z této publikace (Kafka et al. 2003). Informace o chemickém a technologickém procesu, kterým rmut prošel před uložením na odkaliště však považuji stěžejní pro určení vlastností rmutu jakožto substrátu pro růst rostlinných společenstev.

V oblasti Hamr se vyskytují minerály obsahující uran. Jedná se zejména o uranity a hydrozirkon doprovázené koloidním baddeleitem, místy ningyoit, přičemž zrudnění je především součástí pojiva minerálů. Hlavními zdroji zrudnění v ložisku Stráž jsou oxidy uranu, ningyoit a hydrozirkon, částečně je uran také vázán na leukoxen a komplexní gely. Nejhuře zpracovatelnými byly hydrozirkon a leukoxen. Na ložisku Stráž bylo určeno přes 380 minerálů asociovaných na pojivo sedimentů.

Charakter vytěženého materiálu znemožňoval loužení obvyklými metodami. Experimentálně bylo na začátku 70. let 20. století výzkumnými pracovišti ČSOP a Všesvazovým vědeckovýzkumným institutem chemické technologie (VNIICHT) zjištěno, že uranové a uranonosné minerály by bylo možné rozložit pouze při teplotách nad 110 °C v koncentrované kyselině sírové.

Mateční hornina, sestávala z pískovce tvořeného zejména křemenem, z uhelného detritu, prachovce, slepence a jemně dispergované hmoty. Uranová mineralizace byla disperzně vázána na pojivo sedimentů, dutinky minerálů a organickou hmotu. Jedná se zejména o již zmíněné látky: uranové a uranonosné oxidy, fosfáty a silikáty (uraninit, ningyoit, coffinit, hydrozirkon a leukoxeny). Výťažnost substrátu se proto odvíjela od poměrného zastoupení těchto minerálů. Uran se vyskytoval v mateční hornině povětšinou

ve čtyřmocné formě. Kvůli heterogennímu zrudnění se obsah uranu pohyboval od 40 do 80 %. Kumulace uranu v nejjemnějších podílech dosahovala 75 až 80 %, přičemž v sedimentech tyto částice tvořily nerovnoměrně od 10 do 80 %. Jednalo se o kaolinit, slídy, chlorit a další částice rudniny s rozměry pod 0,1 mm.

Následnou chemickou úpravu rudy, která využívala oxidačně redukční reakce, ovlivňoval obsah doprovodných látek - organický uhlík, sulfidická síra a sloučeniny dvojmocného železa. Obsah těchto látek byl proměnlivý a komplikoval extrakci uranu.

Vytěžená ruda byla podrobena mechanickému zpracování, zahrnující dezintegraci rudy v mlýně typu KASKÁD. Se zvyšováním obsahu jemných podílů rostly zpracovatelské náklady, bylo proto nutné zajistit při mechanickém zpracování omezení vzniku sekundárních jemných podílů. Dále byl substrát odvodněn, předeštěn, dekantován a filtrován na jemné a pískové podíly pro přípravu na třístupňového loužení.

I. stupeň probíhal smísením filtračního koláče jemných podílů s koncentrovanou kyselinou sírovou za využití ředícího tepla kyseliny. Souběžně bylo provedeno mletí pískových částic.

II. Stupeň loužení probíhal v namletých, zahuštěných a předeštěných pískových složkách rudy zbytkovou kyselinou z I. stupně loužení.

Během III. Stupně se prováděla neutralizace. Do výluhu byl přidáván odpad z odkaliště gravitační úpravny 1. máj z Příbrami, které obsahovaly uhličitany a nezanedbatelný podíl nezužitkováného uranu.

Směs byla před a v průběhu loužení mísená s předem nadávkovaným oxidačním činidlem, manganovým koncentrátem a flokulačním činidlem v koncentraci 0,01 %.

Po kyselém procesu se odpad neutralizoval vápenným mlékem v MAPE Příbram. Tímto procesem docházelo k vysrážení některých látek z kapalné směsi: železo, hliník, mangan, síranové anionty. Odpadní produkty byly před uložením do odkaliště neutralizovány vápnem $Ca(OH)_2$.



Obrázek č. 2. Prasklina ve vysychajícím uranovém rmutu

Rmut, který byl naplaven do odkaliště, je těžkým kompaktním materiálem, který má vzhled a vlastnosti světlého jílu. V případě dlouhodobého sucha ve rmutu vznikají velmi hluboké praskliny, viz obrázek č. 2. Podobně jako u bobtnavých zemin můžeme očekávat, že vysychání rmutu narušuje rozvoj dřevin, protože praskliny mohou přetrhat pletiva kořenů.

3.6.3 Neutralizace kyselých technických roztoků

Neutralizační kaly jsou produktem sanačních prací provozu neutralizační dekontaminační stanice matečných louhů NDS ML. Stanice zahájila svůj provoz v druhé polovině roku 2009 a svou činností čtyřnásobně navýšila tehdejší kapacitu sanačních prací. Stanice NDS ML zpracovává zbytkové roztoky ze Stanice likvidace kyselých roztoků SLKR I. Produkuje kamenec, tedy síran hlinito-amonný z louhů chemické těžby uranu (Říhák 2009b).

Pracovní postup, na jehož konci je neutralizační kal ve stavu, který umožňuje jeho odvoz nákladními automobily na odkaliště, lze zhruba rozdělit do čtyř segmentů: provozní soubor PS 01 – Neutralizace, PS 02 – Filtrace, PS 03 – Příprava vápenného mléka a PS 04 – Stripování amoniaku a rektifikace čpavkové vody. Součástí provozu dekontaminační stanice jsou i podpůrné provozní soubory jako jsou cirkulační chladicí okruh, absorpce amoniaku a vnější nadzemní rozvody (Říhák 2009a).

Matečné louhy, jejichž pH se pohybuje kolem hodnoty 1,3, jsou přiváděny do vstupní nádrže a odtud čerpány odstředivými čerpadly přes deskové tepelné výměníky do dvoustupňového neutralizačního procesu. V deskových výměnících je vstupující roztok předehříván na 50 °C zbytkovým teplem roztoků, které prošly stripováním čpavku (Říhák 2010b). Předehřáté mateční louhy se v rámci prvního stupně neutralizace mísí v nádrži s vápenným mlékem až do dosažení hodnoty pH 5,5 až 6,0. Dávkování mléka je řízeno soustavou samočisticích pH metrů uvnitř nádrže. Vápenné mléko je v provozu dekontaminační stanice nepostradatelnou surovinou. Přípravna vápenného mléka disponuje třemi silny na skladování práškového vzdušného vápna. Proces výroby je nepřetržitý a automatizovaný. Pro potřeby neutralizační stanice je produkováno 41 tun 20% vápenného mléka za hodinu (Říhák 2009a).

Při neutralizačním procesu je využita reakce kyselých matečných louhů se zásaditým vápenným mlékem. Účelem je vysrážení kyseliny sírové a rozpuštěných síranových solí na nerozpustné sloučeniny jako je sádrovec dihydrát síranu vápenatého $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ a hydroxidy kovů. Vzniklá suspenze je odvedena do provozního souboru PS 02 – Filtrace, kde je směs odvodňována na kalolisech. Filtrát je dopraven do druhého stupně neutralizace. Zde se vápenným mlékem alkalizuje až na hodnotu pH 11 (Říhák 2009b). Během druhého stupně neutralizace je z roztoku vysrážen zbytek rozpuštěných látek jako suspendovaný kal sádrovce. Stanice obsahuje celkem tři totožné neutralizační linky, přičemž jsou obvykle dvě z nich v provozu a třetí je zbavována sádrovce, který během procesu krystalizuje uvnitř zařízení. Pevného podílu je mnohem méně než v prvním stupni neutralizace, a proto se nejdříve usazuje v zařízení zvaném „usazovák“. Pro zvýšení účinnosti sedimentace je do zařízení dávkován flokulační činidlo. Usazený kal z usazovacích komor je znovu podroben filtraci. Tekutá, silně zásaditá frakce obsahující amoniak, je shromažďován ve sběrné nádrži, odkud je později čerpán do provozu PS 04 (Říhák 2009b). Stripování amoniaku probíhá ve stripovací koloně vysoké 26 metrů a široké 2,8 metrů, ve které je vodokružnými vývěvami udržován podtlak. Výstupem z provozu PS 04 je čpavková voda s koncentrací 25 %, která je využívána pro účely technické úpravy uranu (Říhák 2010b). Z důvodu těkavosti amoniaku je nutné provoz neutralizace vybavit odsáváním, které amoniak vede k dalšímu zpracování (Říhák 2009b). Při maximální tlaku 11 bar je suspenze odvodněna na 40 až 50 % sušiny ve filtračním koláči. Koláč je na závěr promýván destilovanou vodou, aby se ze suspenze vytěsnily i zbytky technických roztoků a substrát odvážený na odkaliště byl zbaven amoniaku (Říhák 2010a). Kal z prvního a druhého neutralizačního stupně se skládá přibližně z 80 % ze síranu vápenatého, resp. z jeho dihydrátu. Zbýlý podíl se skládá zejména z hydroxidu hlinitého $\text{Al}(\text{OH})_3$ s příměsí hydroxidu železnatého $\text{Fe}(\text{OH})_2$ a balastních látek z vápna. Výsledný filtrační koláč je prostřednictvím hrablových dopravníků nakládán na mohutné nákladní automobily damper HM 350 – 2 Komatsu, které jsou vybaveny kloubem pro pohyb v náročném terénu. Při optimálních podmínkách provozu a souběžném chodu dvou neutralizačních linek dokáže dekontaminační stanice vyprodukovat až 46 tun neutralizačního kalu za hodinu, tzn. více než 1100 tun za dvacetičtyřhodinový provoz (Říhák 2010a). Tato zařízení byla vybudována přímo podle specifických potřeb a požadavků DIAMO s. p. Je tedy

jediné svého druhu (Říhák 2009b). Podrobnosti o použitých technologiích jsou přístupné pouze v elektronickém archivu občasníku DIAMO s. p., který slouží pro vnitřní potřeby podniku. Informace o zpracování matečných louhů na stabilizovanou suspenzi považují za klíčové pro pochopení vlastností neutralizačního kalu.

Samotný neutralizační kal je hutná substance vzhledem připomínající červený jíl, který obsahuje drobné světlé hrudky. Pokud povrch zmokne, snadno se lepí a v silných vrstvách ulpívá. V místech, kde byl povrch kalu vysušen a nebyl dlouhodobě mechanicky narušen, např. občasným průjezdem vozidla, se vytváří křehká křusta.

3.7 Zdroje znečištění z těžby uranu v oblasti Hamr – Ralsko

3.7.1. Zdroje znečišťující ovzduší

Znečištění ovzduší představuje zdravotní riziko zejména pro živočichy. Radionuklidy mohou vniknout dýchací soustavou a působit přímo na vnitřní orgány. Rostliny přijímají uran pouze v omezené míře, radionuklidy ze vzdušné depozice proto působí destruktivně zejména na povrchu rostlin (Pietrzak-Flis & Supliška 1995). Znečištění ovzduší v důsledku těžby uranu bylo způsobeno uvolňování radioaktivního plynu radonu a depozicí prachových částic s obsahem radionuklidů.

Radon

Radon je plyn, který vzniká radioaktivním rozpadem uranu a radia. Při vdechnutí se rozkládá na pevné částice, které nelze vydechnout. Izotop radonu ^{222}Rn a produkty jeho rozpadu při radioaktivní přeměně produkují α částice, které při vniknutí do těla silně poškozují tkáň vnitřních orgánů. Z důvodu poměrně velkého obsahu radionuklidů v podloží České republiky je únik radonu na povrch poměrně běžný jev (Slezák 2001). Ochráně veřejnosti proti účinkům radonu v domácnosti i na pracovišti se proto intenzivně věnuje i legislativa, zejména Atomový zákon č. 263/2016 Sb. Protože je radon bezbarvý a bez zápachu, člověk pro jeho detekci potřebuje specializované přístroje (Lepka 2003).

Radon lze ale využít i v rámci některých léčebných terapií při krátkodobé expozici. Aplikace radionuklidu pro medicínské účely je praktikována například v lázních Jáchymov. Radon lze takto využít pouze v některých svých formách, v kontrolovaných podmínkách a po poradě s ošetřujícím lékařem, protože tyto léčebné kúry nejsou vhodné pro všechny pacienty z důvodu kontraindikací (Kafka et al. 2003).

V roce 1986, kdy těžba uranu vrcholila, byla celková emise radonu v regionu Hamr na Jezeře-Stráž pod Ralskem (zájmová oblast 240 km^2 , z toho 40 km^2 přímo nad ložiskem uranu) $12.9 \times 10^6\text{ Bq/s}$, také jinak $4.1 \times 10^{14}\text{ Bq/rok}$. Od roku 1992 obsah radonu a radioaktivních prachových částic v ovzduší ve Stráži pod Ralskem a v Hamru na Jezeře setrvale klesá (Smetana & Novák 1997).

Radioaktivní prachové částice

Jedná se o částice přenášené vzduchem, které nesou radionuklidy. Nemusejí poškozovat živé tkáně pouze radioaktivitou, ale i samotnou geometrickou strukturou (ostré hrany částic). Zdrojem takových prachových částic jsou zejména rudné deponie, odkaliště a trasy přepravy rudy (Jurda 1994). Atmosferická depozice takových prachových částic je také zdrojem kontaminace půdy i živých rostlin. Na začátku 90. let 20. století, v období omezování těžby uranu v zájmové oblasti, byl dávkový úvazek obyvatel Stráž-Hamr dle odhadu zvýšen činností státního podniku ČSÚP (předchůdce státního podniku DIAMO) o 1.31 mSv, tzn. přibližně o 30 % nad hodnoty přírodního pozadí (Jurda 1994). V případě izotopů uranu může být vzdušná depozice větším zdrojem kontaminace rostlin než příjem kořeny z půdy (Pietrzak-Flis & Supliška 1995). Na Českolipsku však vzdušná depozice uranu evidována nebyla. Mírně zvýšené obsahy v půdě vykazovaly pouze zeminy v blízkosti odkaliště a jiných objektů související s těžbou U (Mihaljevič et al. 1995). Žádná z lokalit zkoumaných v této práci navíc není zemědělsky využívána (Kühn 1997).

3.7.2 Zdroje znečišťující povrchové vody

Pro zajištění důlní těžby v oblasti Hamr bylo nutné neustále odčerpávat velké množství vody z podzemí. Důlní vodu s obsahem radionuklidů je nutno nákladně dekontaminovat před vypuštěním do povrchových zdrojů vody, v případě severočeské těžební oblasti byla recipientem řeka Ploučnice. Velkokapacitní čistící stanice důlních vod však byla spuštěna až v roce 1989 (Kühn 1997). Například v roce 1980 se průměrně vyčerpalo 597 litrů důlních vod za vteřinu (Slezák 2001). Není proto překvapením, že během 70. a 80. let 20. století, kdy vrcholila uranová těžba, byly ve vodách Ploučnice dlouhodobě evidovány koncentrace radionuklidů, které by byly z hlediska současné legislativy považovány za výrazně nadlimitní (Kühn 1997). První kontaminace pitné vody v důsledku těžby v severočeské oblasti byla registrována v 70. letech 20. století ve Stráži pod Ralskem (Lepka 2003). Do nedávné doby v oblasti těžby přetrvávaly další zdroje radioaktivního znečištění, obtížněji posouditelné z hlediska kvantifikace, ale neméně rizikové pro povrchové zdroje vody. Jednalo se zejména o výplachy z hald vytěžené horniny (Kühn 1997). Lze také předpokládat možnost úniku stopového množství radionuklidů z podloží do povrchových vrstev a jejich přirozeně zvýšený obsah v zájmové oblasti, popř. kumulaci v říčních sedimentech. Je proto možné, že kontaminace říčních sedimentů je částečně výsledkem přirozeného geochemického pozadí oblasti (Kühn, 1997).

Jako preventivní opatření je prováděno sčerpávání srážek v objektu odkaliště, čímž je udržována vodní hladina objektu na technologickém minimu, aby se zabránilo rozšíření kontaminace do zdrojů pitné vody (Petrová et al. 2013)

Kvalita povrchových vod Ploučnice je dlouhodobě monitorována. Také jsou analyzovány sedimenty ze dna toku a vzorky biologických materiálů. Analýzy obsahu radionuklidů v mase a kostech ryb z Ploučnice a v kulturních plodinách (obilniny, zelenina) pěstovaných na zemědělské půdě odštěpného závodu Těžby a úpravy uranu (o. z. TÚU)

neprokázaly kumulaci škodlivých látek v míře, která by signifikantně ovlivnila kritickou skupinu obyvatel v okolních obcích (Vostarek et al. 2005; Vostarek et al. 2016).

3.7.3 Zdroje znečištění půdy

Kontaminace půdy v případě těžby v oblasti Stráž pod Ralskem-Hamr na Jezeře úzce souvisí zejména s kontaminací vod v podzemí, které byly čerpány na povrch (Vostarek et al. 2005). Sekundárně může kontaminace zeminy souviset i se znečištěním povrchových vod, které v minulosti sloužily jako recipient důlních vod (Slezák 2001). Hlavními zdroji znečištění půdy v důsledku uranové těžby byly průsaky technologických roztoků vrtů na vyluhovacích polích a transport říčních sedimentů s obsahem radionuklidů z důlních vod vypouštěných do řeky Ploučnice. K záměrnému čerpání důlních vod přímo na povrchové vrstvy půdy došlo pravděpodobně pouze v oblasti jižně od Černého rybníka poblíž Hamru na Jezeře. Kontaminace této oblasti bude blíže popsána v charakteristice zkoumané oblasti.

Průsak výluhů v oblasti vrtů

Na vyluhovacích polích je v oblasti Ralska přes 8 000 vrtů. Úniky loužících chemikálií a roztoků obsahují radionuklidy v průběhu těžby kontaminovaly půdu a znehodnotily rostlinný pokryv o celkové ploše 6 km² (Lepka 2003). Důl chemické těžby je v likvidaci od roku 1996. V roce 1998 byla ukončena likvidace vyluhovacího pole VP 6, na kterou navázala lesnická rekultivace. Do roku 2010 byla provedena pouze likvidace rizikových vrtů. Likvidace celého komplexu Dolu chemické těžby bude zahájena po dokončení sanačních prací horninového prostředí plánovaného na rok 2037 (Kašpar et al. 2016).

Případné úniky kontaminace z vrtů zbylých po těžbě se intenzivně monitorují (Vostarek et al. 2005). V roce 1994 bylo z 5000 monitorovaných vrtů vyhodnoceno 38 zařízení jako zdroje znečištění povrchové vrstvy, přičemž kontaminace zasahovala do okruhu v řádu metrů kolem vrtu na povrchu a zároveň do hloubky několika metrů od ústí vrtu (Kühn 1997). Při úniku technických roztoků větším než 1 m³ je měřen příkon fotonového dávkového ekvivalentu Hx v kontaminované oblasti a při překročení hodnoty 0,5 μSv h⁻¹ následuje odvoz a uložení kontaminované půdy do odkaliště Stráž pod Ralskem. V posledních letech však k takovým únikům dochází jen výjimečně – většinu průsaků stačilo na místě ošetřit neutralizačním vápenným mlékem a odebrání zeminy nebylo nutné (Vostarek et al. 2016). Vápenné mléko je dlouhodobě používáno jako univerzální prostředek omezení kontaminace. Postřik vápenného mléka totiž zpravidla vytváří souvislou vrstvu, která váže prachové částice a brání jejich odnosu větrem (Peter et al. 1983).

Záplavové sedimenty

V údolní nivě středního toku řeky Ploučnice se vyskytují oblasti kontaminované záplavovými sedimenty obsahujícími radionuklidy jako důsledek nedostatečné dekontaminace vyčerpaných důlních vod vypouštěných do Ploučnice zejména v 70. a 80. letech 20. století (Lepka 2003). Radionuklidy v takových místech kontaminovaly povrch půdy

a radioaktivní záření prochází přízemní vrstvou ovzduší. Koryto řeky v inkriminované části je široké a s malým sklonem, proud za obvyklých podmínek nemá dostatečnou energii, aby odnášel těžké částice na větší vzdálenost (Kühn 1997).

Technologickými roztoky chemické těžby byly zasaženy pouze podzemní vodní kolektory. Loužící roztok nikdy nedosáhl z podzemních vrstev do povrchových zdrojů vody (Kühn 1997). Případné polutanty související s těžbou uranu na Hamru a vypouštěné do řeky Ploučnice a jejích sedimentů se proto budou odvíjet zejména od složení odčerpaných a vypuštěných vod cenomanské zvodně, které již před zahájením těžby přirozeně obsahovaly například uran a hliník. Vody cenomanského kolektoru navíc přirozeně vykazovaly zvýšený obsah radia – viz tabulka č. 1 (Slezák 2001).

Je nutné zmínit, že znečištění sedimentů v povodí řeky Ploučnice lidskou činností (zejména olovem a zinkem) vznikalo dávno před zahájením těžby uranu a dopad průmyslové činnosti je popsán už od 19. století (Grygar et al. 2016).

3.7.4 Zdroje znečištění podzemních vod

Při hloubení průzkumných jam pro důlní těžbu vystalo několik technologických problémů souvisejících zejména s turonskou a cenomanskou zvodní – dvěma oddělenými vrstvami zvodnělých křídových pískovců. Zatímco svrchní turonský obzor je rezervoárem pitné vody, spodní cenomanský obzor obsahuje radioaktivní vodu pod vysokým tlakem (Lepka 2003). Bylo proto nutné odčerpávat značné množství vody kvůli provozu důlní činnosti a zároveň zajistit, aby voda z šachet nekontaminovala turonský obzor a povrchové zdroje vody (Slezák 2001). Po zahájení hydrochemické těžby bylo navíc potřebné zajistit aby kyselá těžební činidla (tvořené zejména kyselinou sírovou a kyselinou dusičnou) a výsledné výluhy neunikaly skrze vrty v úseku turonské zvodně do zdroje pitné vody (Lepka 2003).

Ochrana důlní oblasti Hamr si vyžádala vybudování systému předem drenaže z podloží a s tím souvisejících stanic pro likvidaci kyselých důlních vod (Slezák 2001). Množství kontaminovaných roztoků kolujících v cenomanské vrstvě jako následek hydrochemické těžby bylo v roce 1990 odhadnuto na 40 milionů m³ (Lepka 2003). Novější odhady hovoří o ovlivnění 370 milionů m³ podzemních vod (Ekert & Mužák 2010). V letech 1966 až 1996 bylo do cenomanské zvodně vtlačeno celkem 5 milionů tun chemikálií, z toho 4,1 milionu tun kyseliny sírové, které sloužilo jako lužidlo, 312 tisíc tun kyseliny dusičné, které plnilo úlohu oxidačního činidla, 112 tisíc tun amoniaku a 23 tisíc tun fluorovodíku (Slezák 2001). V České republice žádný případ kontaminace podzemních vod není spojován s důlním dobýváním uranu. Veškerá kontaminace podzemí je přičítána metodě kyselého loužení (The International Atomic Energy Agency 2004).

Kontaminace pitné vody v turonském horizontu je spíše lokální, nejdále dosáhla do 2. ochranného pásma zdroje pitné vody města Mimoň (Petrová et al. 2013). Složení kontaminace se odvíjí od zastoupení rizikových prvků ve vodě cenomanského kolektoru a od chemického složení technologických roztoků, viz tabulka č. 1 (Slezák 2001). Za účelem omezení kontaminace byly vrty v úseku turonské vrstvy vybaveny dvojitým pažením. Voda, která byla i přesto kontaminována, byla odčerpávána k dekontaminaci nebo vtlačována do

hydraulické bariéry (Slezák 2001). V současné době stále probíhá program sanace podzemních vod. Kyselé roztoky jsou vyčerpány na povrch, kde jsou přímo neutralizovány vápenným mlékem nebo tepelně zahušťovány na odparkách (Petrová et al. 2013). Takto přečištěný kondenzát vody je vypouštěn do Ploučnice, zatímco zbylý produkt zahušťování byl používán pro komerční účely jako zdroj kamence hlinito-amonného a síranu hlinitého (Lepka 2003). Výroba síranu hlinitého však měla za následek produkci dalších odpadních látek, a proto byla roku 2009 spuštěna neutralizační a dekontaminační stanice NDS ML pro zpracování matečních louhů. Momentálně je program sanace vyluhovacích polí Stráž-Hamr plánován do roku 2035 (Petrová et al. 2013) a odhady nákladů na celkovou realizaci se pohybují kolem 40 miliard korun (Ekert & Mužák 2010).

Tabulka č. 1. Složení cenomanských vod a technologického roztoku – převzato ze Slezák (2001).

Tabulka 3. Chemické složení neovlivněných cenomanských vod strážského bloku (J. Šrámek, pracovní materiály)

parametr	jednotka	maximum	minimum	průměr
pH		6,9	6,4	6,73
Na ⁺	mg . l ⁻¹	10,1	1,43	3,73
K ⁺	mg . l ⁻¹	1,8	0,49	1,1
Ca ²⁺	mg . l ⁻¹	40,7	20,9	32
Mg ²⁺	mg . l ⁻¹	9	3,7	5,42
Fe _{celk.}	mg . l ⁻¹	4,4	< 0,08	1,13
Mn ²⁺	mg . l ⁻¹	0,22	< 0,03	0,07
NH ₄ ⁺	mg . l ⁻¹	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Al ³⁺	mg . l ⁻¹	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Cl ⁻	mg . l ⁻¹	11,5	2,3	6,79
SO ₄ ²⁻	mg . l ⁻¹	60	17	33,43
HCO ₃ ⁻	mg . l ⁻¹	148	24	86,93
NO ₃ ⁻	mg . l ⁻¹	< 1	< 1	< 1
HPO ₄ ²⁻	mg . l ⁻¹	0,17	< 0,05	0,06
F ⁻	mg . l ⁻¹	< 1	< 1	< 1
U	mg . l ⁻¹	0,16	< 0,002	0,02
Ra	Bq . m ⁻³	24 400	1 490	8 739
Zn ²⁺	mg . l ⁻¹	1,25	< 0,02	0,5
Ni ²⁺	mg . l ⁻¹	0,2	< 0,05	0,06
rozpuštěné látky	mg . l ⁻¹	225	78	140,33

Tabulka 4. Obsah složek v technologickém roztoku (J. Šrámek, pracovní materiál)

parametr	rozsah hodnot	parametr	rozsah hodnot
rozpuštěné látky	50–70 g . l ⁻¹	Mg ²⁺	30–50 mg . l ⁻¹
volná H ₂ SO ₄ (pH < 2)	0,5–20 g . l ⁻¹	Ca ²⁺	200–500 mg . l ⁻¹
SO ₄ ²⁻	30–50 g . l ⁻¹	Na ⁺	15–20 mg . l ⁻¹
NH ₄ ⁺	800–1500 mg . l ⁻¹	K ⁺	5–20 mg . l ⁻¹
NO ₃ ⁻	700–1400 mg . l ⁻¹	Al ³⁺	5–10 g . l ⁻¹
Cl ⁻	7,5 mg . l ⁻¹	Fe _{celk.}	800–1500 mg . l ⁻¹
F ⁻	100–300 mg . l ⁻¹	Mn ²⁺	10–20 mg . l ⁻¹
Pb	0,2–0,8 mg . l ⁻¹	Zn ²⁺	30–70 mg . l ⁻¹
PO ₄ ⁻	200–500 mg . l ⁻¹	Cr	3–15 mg . l ⁻¹
SiO ₂	50–200 mg . l ⁻¹	Cu ²⁺	1–3 mg . l ⁻¹
Be	0,5–1 mg . l ⁻¹	Th	12–24 mg . l ⁻¹
As	6–12 mg . l ⁻¹	Ni ²⁺	20–30 mg . l ⁻¹

3.8 Ionizující záření

Ionizující záření je záření, které předává energii částicím látky a způsobuje ionizaci atomů a molekul. V důsledku předání energie se z elektronového obalu částice uvolní jeden či více elektronů a vznikne kladně nabitá částice, kationt. Uvolněné elektrony se mohou navázat do elektronového obalu jiné částice bez náboje a udělit jí tak záporný náboj, vzniká kationt. Intenzivní nebo dlouhodobě zvýšené ionizující záření může poškodit živou tkáň, popř. způsobit vážné zdravotní následky (Brhel et al. 2011; Piotrowski et al. 2017). Biologický účinek ionizujícího záření popisuje biofyzikální veličina dávkový ekvivalent, tj. ekvivalentní dávka). Jednotkou veličiny je sievert. Veličina vyjadřuje velikost záření γ , které by vyvolalo obdobné poškození jako množství a typ sledovaného záření působícího na organickou tkáň. Jednotky absorbované dávky záření, které popisují fyzikální účinky ionizujícího záření (ale nezohledňují biologické působení) jsou Gray. Absorpce dávky 1 Gy záření γ odpovídá dávkovému ekvivalentu 1 Sv (Kühn 1997).

Přírodní záření (přírodní pozadí) je na Zemi všudypřítomné. Přírodní pozadí vzniká součtem hodnot kosmického záření a ionizujícího záření vzniklého rozpadem radionuklidů v zemské kůře. Většinu kosmického záření odstiňují takzvané Van Allenovy pásy magnetického pole. Z kosmu na povrch Země pronikne pouze zlomek. Střední roční dávkový ekvivalent na jednoho člověka je průměrně 0,25 až 0,30 mSv (milisievert). Střední roční dávkový ekvivalent z radioaktivních přeměn pozemských hornin činí průměrně 0,35 mSv. Tato složka přírodního záření se však není všude na Zemi stejná. Z důvodu nerovnoměrného rozložení radionuklidů ve světě může být v některých oblastech střední roční ekvivalentní dávka vyšší i o několik řádů, např. Ramsar, Irán až 260 mSv/rok (Amini Birami et al. 2019).

Dle starší legislativy (zákon č. 18/1997Sb. a vyhláška č. 307/2002 Sb. Státního úřadu pro jadernou bezpečnost) je přípustná ekvivalentní dávka záření 5 mSv/rok na jednoho obyvatele České republiky nad úroveň přirozeného pozadí. Tato hodnota vychází z doporučení Mezinárodní komise pro ochranu před zářením ICRP a byla i kritériem pro výběr lokalit zkoumaných v této práci. Pro oblast Českolipska se udává úroveň přírodního záření 110 nSv/h, tedy 0,963 mSv/rok (Kühn 1997) nebo 41 až 60 nSv/h, tedy 0,359 až 0,526 mSv/rok (Manová & Matolín 1995). Dle současné legislativy (zákon č. 263/2016 Sb.) je nyní přípustná ekvivalentní dávka záření 15 mSv/rok na jednoho obyvatele. Přípustná dávka záření dle doporučení ICRP je po přepočtu $5 \text{ mSv/rok} / 365 \text{ dnů} / 24 \text{ hodin} + 110 \text{ nSv/h} = 517 \text{ nSv/h} + 110 \text{ nSv/h} = 627 \text{ nSv/h}$, resp. 627 nGy/h (Kühn 1997) popř. 558 až 577 nSv/h dle Manová & Matolín (1995). Zákon č. 263/2016 Sb. tedy připouští ekvivalentní dávku $1551 \text{ nSv/h} = 1,5 \text{ }\mu\text{Sv/h}$ a celkovou přípustnou dávku ionizujícího záření $1,6 \text{ }\mu\text{Sv/h}$ dle dat z Kühn (1997).

Druhy ionizačního záření jsou α částice, β částice, γ záření, rentgenové záření (jeho spektrum se částečně kryje s γ záření) a neutronové záření. Pro účely mé práce budu sledovat zejména α částice, β částice a γ záření.

Rostliny, kterou jsou nepohyblivými organismy, jsou intenzivněji vystaveny lokálním účinkům jevů ve svém okolí. Dlouhodobé působení ionizujícího záření může rostliny ovlivnit po biologické stránce. Dlouhodobá expozice nižším dávkám záření může u některých druhů

způsobit chromosomální mutace DNA (Shirley et al. 1992). Vyšší dávky ionizujícího záření však mohou zapříčinit snížení reprodukční funkce (Evseeva et al. 2009). Dostatečně vysoká dávka ionizujícího záření může způsobit i smrt rostlin. Takto extrémní dávky ionizace jsou však o řád vyšší, než je obvyklé na místech těžby uranové rudy (Amiro & Sheppard 1994).

3.8.1 α částice

Částic α rozumíme jádro helia (je tvořeno dvěma protony a dvěma neutrony) uvolněné rozpadajícím se jádrem těžšího prvku (např. radon). Proud částic α se obvykle označuje jako „záření α “. Za běžných atmosferických podmínek má záření α dosah přibližně 40 cm od svého zdroje a protiradiační obleky ho spolehlivě zadržují. α částice mají přibližně 20x silnější ionizující účinek než β a γ záření, má však jen malou schopnost proniknout mezi jiné částice hmoty (Kiegiel et al. 2018). Jako nejvíce destruktivní druh ionizujícího záření je pro živé organismy nebezpečný zejména při proniknutí do útrob, nejčastěji společně vdechnutím kontaminovaného prachu nebo radonu, popř. požitím kontaminované vody a potravin. Pro potřeby této práce jsou nejvýznamnějšími zdroji částic α přeměny radionuklidů radonu a uranu.

3.8.2 β částice

Částice β je elektron nebo pozitron vzniklý při β rozpadu jádra radionuklidu. Elektrony jsou emitovány při rozpadu přírodních radionuklidů, pozitrony (antičástice elektronu s kladným nábojem) vznikají při β rozpadu radionuklidů uměle vytvořených. Proud částic β je zvykově označován jako záření β . Toto záření proniká hmotou snadněji než proud α částic (dosah v atmosféře přibližně 1 metr od zdroje). Záření β vzniká například při některých fázích uran-radiové rozpadové řady.

3.8.3 γ záření

Záření γ obvykle doprovází α a β částice. Při vzniku α a β částic přechází nově vzniklé jádro do excitovaného stavu. Do nižší energetické hladiny může přejít vhodným přeskupením částic v jádře, při kterém se vyloučí foton záření γ . Tento druh záření lze zastavit pouze silnou vrstvou hmoty, vhodné jsou látky o velké hustotě. Jakožto nejpronikavější druh ionizujícího záření může představovat značný podíl absorbované dávky záření (Kiegiel et al. 2018).

3.9 Vliv rizikových prvků na rostliny

Značnou část rizikových prvků tvoří „těžké kovy“. Mezi těžké kovy jsou obvykle řazeny měď, kobalt, chrom, kadmium, železo, zinek, olovo, cín, rtuť, mangan, nikl, molybden, vanad a wolfram (Szyzewski et al. 2009). Mezi těžké kovy je také často řazen arsen, který je však polokovem. V této práci proto bude používán termín „rizikové prvky“, který zahrnuje zkoumané kovové i nekovové toxické elementy. Některé z uvedených prvků jsou esenciálními pro výživu rostlin. Jde o elementy, které mají svou fyziologickou úlohu

v biologických funkcích rostlin, např. železo, měď, zinek, mangan, nikl, molybden (Nagajyoti et al. 2010). Tyto prvky se v prostředí obvykle vyskytují ve stopovém množství a toxickými se pro rostliny stávají až při zvýšených koncentracích (Szyzewski et al. 2009). Nejčastějšími polutanty mezi těžkými kovy jsou Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Ni, As a Hg. Největší pozornost se věnuje obsahu Cd, Hg a Pb v prostředí i organismech. Tyto prvky mají tendenci ke kumulaci v potravních řetězcích, což má obvykle nejzávažnější dopad na vrcholové konzumenty, tedy i na člověka (Stankovic & Stankovic 2013). As, Cd, Cr, Hg a Pb jsou pro rostliny neesenciální, tzn. není známá žádná biologická reakce, které by se přirozeně účastnily. Tyto prvky obvykle v tkáních rostlin působí jako inhibitory metabolických procesů a substituenti esenciálních kovů v biochemických reakcích. Tím omezují vstřebávání stopových prvků s podobnými chemickými vlastnostmi a působí toxicky v buňkách. Obvykle jsou tyto polutanty toxičtější v anorganických sloučeninách, které bývají snadno rozpustné, více mobilní a lépe prochází buněčnou stěnou (Szyzewski et al. 2009). Antropogenní vzdušná depozice těchto prvků má původ zejména v dopravě, těžební a zemědělské činnosti (Melaku et al. 2008).

Rostliny jsou schopné přijímat všechny kovové prvky. Přednostně vstřebávají ty, které jsou fyziologickou součástí jejich biologických pochodů. Množství kovů, esenciálních i neesenciálních, které jsou rostliny schopné přijmout, se ve stejném prostředí může výrazně lišit v závislosti na taxonu a podmínkách prostředí (Wisłocka et al. 2006). U některých kovů, které nejsou esenciální pro výživu rostlin, byl pozorován stimulační vliv na biologické funkce. Titan může u některých rostlin podpořit růst. U gallia, germania či india byl popsán povzbuzující účinek na některé metabolické reakce v rostlinách (Emsley 2001).

Tato práce se zaměřuje především na působení U, As, Cd a Pb na rostliny a složení fytoocenózy.

Uran

Kapacita příjmu U rostlinami za standardních podmínek je relativně nízká ve srovnání s jinými, běžně se vyskytujícími kovy. Obvykle pro rostliny není toxicita U velkou hrozbou (Mihalík et al. 2010). Uran vykazuje relativně nízkou míru vstřebatelnosti z půdy do rostlinných pletiv ve srovnání např. s radiem, které může dosáhnout i několiknásobně vyšších koncentrací v dřevinách (Al-Masri et al. 2008) i travinách (Martínez-Aguirre & Periañez 1998).

Schopnost kumulovat U v tkáních se liší v závislosti na druhu rostliny. *Myriocrispus sp.* či *Glyceria aquatica*. Signifikantně dokáží vstřebat a uchovat ve svém organismu větší množství uranu (a také jiných radionuklidů, např. radium) než většina druhů rostlin. Některé rostliny transportují a ukládají uran do okrajových částí listů, např. *Hypericum punctatum*, *Linaria sp.* a *Rubus idaeus*. *Ranuncullus sp.* a *Alchemilla sp.* soustředí radionuklidy do nervatury listů. *Salix sp.* či *Sambucus nigra* zadržují radionuklidy v cévách. *Betula pendula* a *Alnus sp.* vykazují nejvyšší koncentraci radioaktivních prvků v listových čepelích rašících listů, zatímco žilnatina listů je bez kontaminace (Lepka 2003). V podmínkách, které měly podpořit bioakumulaci uranu prostřednictvím *Helianthus annuus L.* za účelem remediace půdy, byla pozorována poškození při procesu zakládání nových listů. Pokud se však

odstranily podmínky vhodné pro zvýšený příjem U a půdní prostředí se normalizovalo, rostliny obvykle dokázaly obnovit tvorbu nových listů (Mihalík et al. 2010). Příjem uranu kořeny rostlin roste v kyselém prostředí. Příjem však neroste lineárně ani exponenciálně. S klesajícím pH zároveň roste také příjem jiných kovů, např. železa, mědi a manganu, které negativně ovlivňují absorpci uranu a komplexně ovlivňují jeho příjem kořeny (Mihalík et al. 2011a).

Jak už bylo řečeno výše, vzhledem k nízké prostupnosti uranu do rostlin a jeho omezenému toxickému účinku v pletivech se se zprávami o degradaci rostlin v přímém důsledku kontaminace U setkáváme pouze výjimečně (Mihalík et al. 2010). Při těžbě U dochází k devastaci vegetace zejména v důsledku mechanického poškození nebo v důsledku kontaminace chemikáliemi použitými při těžbě (Petelina 2019). Zdá se, že rostliny jsou méně citlivé k toxickému a ionizačnímu působení U, než je tomu u dlouho žijících živočichů (Larsson et al. 1995). Výzkum kontaminace rostlin v důsledku těžby U se soustředí zejména na pohyb radionuklidů potravním řetězcem skrze zemědělské plodiny či vegetační kryt hlušinových hald (The International Atomic Energy Agency 2004; Wang et al. 2017; Xiong et al. 2019).

Arsen

Arsen bývá často asociován v ložiscích uranové rudy. Sloučeniny arsenu proto často doprovází kontaminaci z uranové těžby (Roshnani & Mírjalili 2009). Zdroje kontaminace arsenu mohou být přirozeného i umělého původu. Emise As mohou mít zdroj ve vulkanické a hydrotermální činnosti či lesních požárech. Emise As z lidské činnosti se odhadují na 28 až 54 tisíc tun za rok (Reimann et al. 2009). Obsah As v rostlinách je obvykle nízký, protože vyšší rostliny mají vyvinuté mechanismy, kterými se brání proti příjmu As do organismu (Nagajyoti et al. 2010). Vliv pH na As se odvíjí od typu půdy, ve kterém tento prvek sledujeme. As je v biologii rostlin substituentem fosforu (Babula et al. 2010). Otrava rostliny arsenem se může projevit barevnými změnami a opadáváním listů, postupnou nekrotou, dehydratací spojenou s akumulací As v kořenovém systému, zastavením růstu a nakonec i smrtí. Odolnost a bioakumulace As v rostlinách se velmi liší podle druhu (Adriano 2001). Je nutné podotknout, že zatímco mobilita U roste při oxidačních podmínkách, mobilita As se zvyšuje při redukčních podmínkách (Jacks & Bhattacharya 2019).

Kadmium

Cd může mít přirozené i umělé zdroje. Za hlavní zdroje Cd se považuje vzdušná depozice a používání fosforečných hnojiv. Roční vzdušná depozice se odhaduje na 150 až 2600 tun. Od roku 1950 do roku 1990 vzrostla celosvětová produkce emisí Cd na čtyřnásobek. V současné době lze sledovat postupné snižování produkce Cd (OECD 1994). Za běžných podmínek vstupuje kadmium do organismu rostlin pouze v malých dávkách. Příjem kadmia z půdy kořeny je ovlivněn mnoha vnějšími i vnitřními faktory, např. koncentrací prvku, kationtovou výměnnou kapacitou (cation exchange capacity-CEC), oxidačně redukčním potenciálem částic, obsahem organické hmoty v půdě, přítomností jiných kovů, druhem a genotypem dané rostliny, aj. (Adriano 2001). Cd svými chemickými

vlastnostmi substituuje v biochemických pochodech rostlin Zn (Babula et al. 2010). Obvyklým trendem v metabolismu rostlin je akumulovat kadmium v pletivech, ale pouze do určité míry (Adriano 2001). Počáteční příjem tohoto kovu dokáží tolerovat, ale protože pro něj nemají ve svých biologických pochodech využití, nad určitou koncentrací se pro rostliny stává toxickým. Otrava kadmiiem se u rostlin obvykle v počátku projevuje barevnými změnami na listech a v pozdějších fázích nekrotizací tkání (Derakhshani et al. 2020). Nebezpečím kadmia je jeho toxicita v rostlinách a živočiších i v daleko nižších koncentracích ve srovnání s jinými kovy, kupříkladu se zinkem nebo olovem (Adriano 2001).

Olovo

Kontaminace olovem může mít původ v požárech, vulkanické činnosti či v lidské činnosti. Obsah Pb v prostředí je nerovnoměrný a souvisí s mnoha faktory, např. s místní průmyslovou produkcí (výroba oceli, železa a neželezných kovů), mírou urbanizace (spalování fosilních paliv v dopravě), změnami klimatu a dalšími faktory (Krystofova et al. 2009). Snášenlivost a odolnost rostliny k přítomnosti olova v prostředí silně závisí na zkoumaném taxonu. Za obvyklých podmínek však neprobíhá bioakumulace Pb v rostlinách v signifikantním měřítku, protože Pb je silně vázáno na organickou hmotu v půdě. Pokud by se půdní podmínky změnila a zvýšila by se mobilita olova, zpravidla by to byl jen doprovodný jev zvýšené toxicity jiných kovů, např. Zn, Cd či Ni (Adriano 2001). Pb, které vstoupí do rostlinných tkání může způsobit inhibici růstu, narušení tvorby semen a morfologické deformace (Nagajyoti et al. 2010).

3.10 Legislativa

Zákony dotýkající se těžby uranové rudy:

Zákon č. 114/1992 Sb. - Zákon o ochraně přírody a krajiny

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

Vyhláška Ministerstva Zemědělství č. 77/1996 Sb., o náležitostech žádosti o odnětí nebo omezení a podrobnostech o ochraně pozemků určených k plnění funkcí lesa

Zákon č. 258/2000 Sb. - Zákon o ochraně veřejného zdraví

Zákon č. 100/2001 Sb. - Zákon o posuzování vlivů na životní prostředí a Zákon č. 326/2017 Sb., kterým se mění zákon č. 100/2001 Sb.

Zákon č. 185/2001 Sb. (Zákon o odpadech) – zákon se nevztahuje na odpady podléhající zákonu č. 157/2009 Sb.

Zákon č. 254/2001 Sb. - Zákon o vodách a Zákon č. 113/2018 Sb., kterým se mění zákon č. 254/2001 Sb

Vyhláška č. 590/2002 Sb. o technických požadavcích pro vodní díla

Zákon č. 183/2006 Sb. - Stavební zákon a Zákon č. 225/2017 Sb., kterým se mění zákon č. 183/2006 Sb.

Zákon č. 157/2009 Sb. - Zákon o nakládání s těžebním odpadem (tento zákon vymezuje termín „hlušina“ jako odpadní látky zbylé po úpravě nerostů) a Zákon č. 163/2013 Sb., kterým se mění Zákon č. 157/2009 Sb.

Zákon č. 201/2012 Sb. - Zákon ochrany ovzduší

Zákon 89/2016 Sb., kterým se mění Zákon č. 44/1988 Sb. (Horní zákon) – zákon o ochraně a využití nerostného bohatství, ve znění pozdějších předpisů

Zákon č. 263/2016 Sb. - Atomový zákon - zákon nahrazující zákon č. 18/1997Sb. - zákon o mírovém využití jaderné energie a ionizujícím záření

Vyhláška č. 422/2016 Sb. - Vyhláška o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje

4 Materiál a metody

Zkoumaným materiálem v této práci byly rostlinné taxony, zemina a popis lokalit, na které rostliny rostou. Abychom mohli kvantifikovat vliv kontaminace půdy na místní fytoocenózu, bylo potřeba zvolit vhodnou metodu pro charakterizaci složení rostlinných společenstev, metodu pro odběr půdy a metody pro popsání nejdůležitějších kritérií půdy z hlediska výživy rostlin. Potvrzení či vyvrácení vztahu mezi skladbou fytoocenózy a vlastnostmi půdy bylo provedeno pomocí statistických metod.

4.1 Fytoocenologické snímkování

Pro determinaci a verifikaci rostlinných společenstev na vybraných lokalitách byla zvoleno fytoocenologické snímkování odhadovou metodou. Pokryvnost jednotlivých druhů byla popsána Braun-Blanquetovou stupnicí s nerozděleným stupněm 2, viz tabulka č. 2.

Tabulka č. 2. Převod Braun-Blanquetova stupnice pokryvnosti na střední hodnoty pokryvnosti a ordinální hodnoty.

Braun-Blanquetova stupnice	r	+	1	2	3	4	5
Střední hodnoty pokryvnosti (pro CANOCO)	1	2	3	5	7	8	9
Ordinální hodnoty pro (pro PAST)	0,001	1	3,5	10	37,5	62,5	87,5

Taxonomické zařazení bylo provedeno dle Danihelka et al. (2012), Grulich (2012), Kubát et al. (2002) a Rothmaler (2007). Názvosloví rostlin bylo vytvořeno dle Kubát et al. (2002).

Metodický postup fytoocenologického snímkování byl proveden dle Moravec et al. (1994). Vzhledem k bodovému či maloplošnému charakteru kontaminace v zájmové oblasti byly snímky zasažené znečištěním nebo zvýšeným ionizujícím zářením vytypovány na základě údajů z předchozích výzkumů (Kühn 1997; Grygar et al. 2016) a nebo přímo v terénu na základě pozorovatelných anomálií a abnormalit vůči okolní vegetaci. Referenční plochy pro kontrolní fytoocenologické snímky byly zvoleny tak, aby se morfologicky podobaly kontaminovaným lokalitám a zároveň reprezentovaly vlastnosti běžné vegetace, která nebyla zasažena následky těžby nebo zpracováním rudy a byla typická pro danou geografickou oblast. Lokalizace vytypovaných ploch byla v této práci určena pomocí GPS souřadnic. Nadmořská výška, sklon a expozice ploch byla určena za pomoci map ze serveru mapy.cz.

Celkem bylo určeno 13 výzkumných ploch či lokalit, které byly označeny arabskými čísly od 1 do 13. Stejně číslo nesl i snímek provedený na této ploše. Fytoocenologické snímkování bylo provedeno ve dvou termínech. Pro přehlednost jsou snímky pořízené 22. září 2016 označeny písmenem „a“ a snímky z 30. června 2017 písmenem „b“. Lokality odkaliště s čísly 1, 4, 5 a 6 byly podrobeny snímkování v obou termínech. Snímky označené stejným číslem měly identickou polohu a lišily se v čase provedení snímku (1a byl snímek provedený v roce 2016 na stejném místě jako 1b z roku 2017). Lokalita 2 byla na přelomu roku 2016 a 2017 zavezena haldovinou a nebylo tedy možné vypracovat snímek 2b. Byla

proto v blízkém sousedství vytypována lokalita 3, kterou popisuje snímek 3b. Plochy č. 7, 8, 9 v okolí Hamru na Jezeře byly podrobeny snímkování pouze 22. září 2016 a pro č. 10, 11, 12 a 13 na Borečku byly fytoocenologické snímky vytvořeny pouze 30. června 2017.

4.2 Odběr půdních vzorků

Vzorky půdy byly odebrány ruční půdní sondou za použití Edelmanova vrtáku. Půdní vzorky byly odebrány z vrstvy vrchních 30 centimetrů po odstranění rostlinného pokryvu, pokud byl přítomen. Z lokality 5 a 6 na haldovině odkaliště bylo možné odebrat pouze vrchních 10 až 15 centimetrů. Vrták nebylo možné aplikovat hlouběji kvůli velmi kamenitému podkladu.

Byly provedeny také odběry a měření půdních vzorků z hloubky 30 až 60 cm pod povrchem ústí betonového produktovodu na ploše č. 8. Vzhledem k silné vrstvě opadanky (přibližně 30 cm), která se nahromadila v betonovém žlabu po ukončení činnosti objektu, jsem chtěl prozkoumat možnost, že by kontaminanty na konci produktovodu byly uloženy v hlubší vrstvě půdy pod novější vrstvou spláchnutých sedimentů a biomasy z okolní vegetace. Výsledky analytického stanovení obsahu prvků a hodnoty pH/KCl z těchto podpovrchových sond byly uvedeny v tabulce výsledků půdního rozboru v příloze č. 2 a byly označeny čísly 34 a 35. Nebyly však zahrnuty do výpočtu aritmetického průměru obsahů prvků a hodnoty pH pro účely statistického zpracování, protože se nejednalo o povrchovou vrstvu zbavenou drnu. Vzhledem k výstavbě produktovodu, který si vyžádal hlubší zásah do půdního profilu, jsem však považoval za vhodné zařadit výsledky těchto měření do práce a zohlednit vliv složení hlubších půdních vrstev na současný povrch, který byl v minulosti poznamenán lidskou činností na stanovištích č. 7 a 8.

Odběr půdních vzorků v areálu odkaliště ve Stráži pod Ralskem na plochách č. 1, 2, 4, 5 a 6 proběhlo dne 27. září 2016. Odběr půdních vzorků z míst č. 7, 8 a 9 byl proveden 17. září 2016. Vzorky půdy ze stanovišť č. 10, 11, 12 a 13 na Borečku byly odebrány 5. listopadu 2016.

Půdní vzorky odebrané na substrátech odkaliště byly převezeny do laboratoře ALS Czech Republic, s. r. o. ve standardizovaných plastových kontejnerech. Sušina byla získána při teplotě 105 °C a podrobena drcení a mletí.

Půdní vzorky z Hamru na Jezeře a Borečku byly přepravovány v papírových sáčkích. Zemina byla dosušena na filtračním papíru volně na vzduch. Sušina byla mechanicky rozdrovena a proseta sítím, které mělo oka ϕ 0,5 mm (kvůli odstranění větších částic a rostlinných zbytků) v rámci přípravy vzorků na analytické stanovení prvků a měření pH.

4.3 Analytické stanovení obsahu prvků a pH

Hodnota pH má rozsáhlý dopad na chemické vlastnosti substrátu a značnou vypovídající hodnotu o celkové kvalitě půdy z biologického hlediska. Nízké pH obecně nepříznivě ovlivňuje kvalitu substrátu a zhoršuje podmínky pro růst rostlin v mnoha ohledech, zejména snižuje příjem dusíku, fosforu a bóru. Klesající pH zároveň zvyšuje

mobilitu některých rizikových prvků, zejména hliníku, mědi, arsenu (za určitých podmínek), kadmia a dalších kovů, mimo jiné i uranu (Adriano 2001; Šarapatka et al. 2002; The International Atomic Energy Agency 2004). Tohoto vztahu lze využít při bioremediaci, kdy je fytoextrakce rizikových prvků podpořena dávkováním kyseliny citronové do půdy (Mihalík et al. 2010).

Z důvodu předepsaných postupů nakládání s radioaktivním a potenciálně radioaktivním materiálem nebylo možné vynést půdní vzorky z objektu odkaliště k analytickému stanovení prvků v laboratoři České zemědělské univerzity. Vzorky proto byly předány k analýze externí laboratoři ALS Czech Republic, s. r. o. (protokol o zkoušce přiložen jako příloha č. 3). Na základě metodického postupu užitého laboratoří ALS Czech Republic s. r. o. byl zopakován postup stanovení pH a vybraných prvků optickou emisní spektrometrií, během kterého byly stanoveny obsahy prvků 30 vzorků zeminy z lokalit Hamr a Boreček.

V procesu zpracování zeminy na laboratorní úkony bylo použito přípravné metody CZ_SOP_D06_07_P01 - Příprava pevných vzorků k analýze (drcení, mletí, tření).

4.3.1 Stanovení pH

Určení pH vzorků substrátu bylo určeno dle metody CZ_SOP_D06_07_113. Jedná se o normu ČSN EN 15933. 2013. Kaly, upravený bioodpad a půdy – Stanovení pH. Norma je aplikovatelná na měření kompostu, čistírenského kalu, orné i lesní půdy. V tomto případě byla norma aplikována na zjištění pH suspenze na vzduchu vysušeného vzorku půdy za účelem zjištění výměnné půdní reakce (pH/KCl). Do plastové nádoby (z polyvinylchloridu) o objemu 100 ml byly odváženy 2 gramy substrátu ze zkoumané lokality. Sušina byla smíchána s 5 ml 0,2M roztoku chloridu draselného KCl do výsledného poměru 1:2,5. Dispergovaná směs byla zamíchána tyčinkou a umístěna na zařízení zvaném třepačka. Tento postup byl aplikován odděleně pro každý půdní vzorek. Vzorky byly podrobeny louhování na třepačce při frekvenci 180 otáček za minutu po dobu 1 hodiny. Protřepané vzorky byly před měření pH ponechány ještě hodinu odstát. Měření pH bylo provedeno pomocí pH metru se skleněnou elektrodou.

4.3.2 Stanovení vybraných prvků optickou emisní spektrometrií

Určení obsahu vybraných rizikových a stopových prvků bylo v laboratoři ALS s. r. o. provedeno dle CZ_SOP_D06_02_001. Jde o normu ČSN EN ISO 11885. 2009. Jakost vod - Stanovení vybraných prvků optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES). Jedná se o stanovení prvků atomovou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem. Technologie emisní spektrometrie ICP-OES (Inductively coupled plasma optical emission spectrometry) může nést také alternativní označení ICP-AES (Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy). Zatímco norma ČSN EN ISO 11885 předepisuje stanovení 33 prvků, pro účely této práce byly zjišťovány obsahy 16 prvků významných z hlediska vlivu na metabolismus rostlin: hliník, arsen, bor, kadmium, vápník, chrom, měď, železo, olovo, hořčík, mangan, nikl, fosfor, draslík, síra, zinek. Pro půdní vzorky z odkaliště

byly navíc zjištěny obsahy uhlíku, vodíku, dusíku a uranu. Vzorky byly před analýzou homogenizovány a mineralizovány lučavkou královskou-směs koncentrované kyseliny dusičné HNO_3 a kyseliny chlorovodíkové HCl v objemovém poměru 1:3. Vzorky v laboratoři FAPPZ byly, na rozdíl od vzorků v laboratoři ALS, před analýzou homogenizovány a mineralizovány roztokem kyseliny dusičné a peroxidu vodíku pro účely mikrovlnného rozkladu.

Po provedení emisní spektrometrie bylo dle normy ČSN (EN ISO 11885) také provedeno stanovení obsahu prvků přes stechiometrické výpočty obsahů sloučenin z naměřených hodnot.

4.3.3 Příprava vzorků mikrovlnným rozkladem

Z každého vzorku zeminy bylo odváženo 0,5 g půdy a vloženy do uzavíratelné nádoby z teflonu. K odváženému vzorku bylo do nádoby přidáno mineralizační činidlo. Při této metodě byla jako činidlo použita standardizovaná směs 7 ml 65% kyseliny dusičné HNO_3 a 2 ml peroxidu vodíku H_2O_2 . Obsah nádoby se nechal několik minut reagovat. Následně byl vložen do ochranné nádoby s teflonovým víčkem, zakryt diskovou bezpečnostní pružinou a indikátorovým proužkem. Takto uchystaná ochranná nádoba byla vsunuta do rotorového dílce a tlakově uzavřena momentovým klíčem. Po uzavření byly dílce zasazeny do rotoru mineralizační jednotky. V mineralizační jednotce došlo k rozkladu vzorků metodou mikrovlnného ohřevu při zvýšeném tlaku. Mikrovlnný rozklad probíhal po dobu 35 minut.

Po ukončení mikrovlnného rozkladu bylo nutné dílce nechat vychladnout na vzduchu. Obsah ochranných nádob měl po dokončení rozkladu vysokou teplotu a vnitřní tlak. Po dostatečném vychladnutí byly kontejnery opět otevřeny momentovým klíčem. Obsah byl po přelití do teflonové nádoby zbaven v odpařovací jednotce nadbytečného objemu zbylého mineralizačního činidla. Odpaření trvalo 15 minut. Po odpaření přebytečného roztoku byly koncentráty vzorků umístěny do zkumavek a zality demineralizovanou vodou na objem 25 ml. V takto připravených roztocích byl principem emisní spektrometrie ICP-OES změřeny koncentrace vybraných prvků. Výsledky měření v mg/l byly přepočítány na množství prvku v mg/kg, resp. na ppm.

Kvůli nedostatečné citlivosti přístrojů použitých v laboratoři FAPPZ při stanovení prvků, bohužel, nebylo možné provést určení celkového obsahu uranu v půdních vzorcích z lokalit v okolí Hamru na Jezeře a Borečku. Pro účely vyhodnocení získaných dat byly obsahy U, C a N odhadnuty pomocí dat z jiných prací a korelačních vztahů mezi obsahy prvků, které byly zjištěny v programu STATISTICA.

4.4 Statistické metody

Výsledky fytoocenologického snímkování, měření pH/KCl a ICP-OES emisní spektrometrie půdních vzorků byly zpracovány a následně připraveny pro statistické vyhodnocení v programu LibreOffice. Data byla podrobena zpracování v programu CANOCO 5, PAST 3.25 a STATISTICA.

Hodnoty pokryvnosti druhů rostlin dle Braun-Blanquetovy stupnice byly z důvodu požadavků na formát vstupních dat převedeny na střední hodnoty (v %) pro program PAST a na ordinální hodnoty pro program CANOCO.

Program CANOCO 5 umožňuje vícerozměrné ordinační analýzy a vizualizaci analýzy dat. Porovnání fytoocenologických dat, hodnoty pH a obsahy prvků byly zpracovány pomocí kanonické korelační analýzy. Kanonická korelační analýza (CCA) je multidimenzionální metoda, která popisuje závislost mezi dvěma skupinami proměnných: soubor závisle proměnných „y“ a soubor nezávisle proměnných „x“. Tato metoda byla zvolena na základě výpočtu délky gradientu, která byla větší jak 4 SD.

Výsledky statistického zpracování dat jsou zobrazeny v ordinačním diagramu, což je projekce mnohorozměrného prostoru do dvourozměrného obrazu.

Program STATISTICA byl použit v této práci na vyhledání kladných a záporných korelačních vztahů mezi obsahy jednotlivých prvků, popř. vztahu s hodnotami pH/KCl.

V programu PAST byly vygenerovány indexy podobnosti a diverzity, pomocí kterých jsou kvantifikovány signifikantní rozdíly zkoumaných ploch:

Euklidovské vzdálenosti

Euklidovské vzdálenosti identifikují umístění zkoumaných objektů ve vícerozměrném prostoru. V případě této práce vyjadřily funkční podobnost (či ekologickou rozdílnost) zkoumaných fytoocenologických snímků. Vizualizace těchto vzdáleností byla vynesena na kladogramu (tj. dendrogramu). Minimální Euklidovská vzdálenost je 0, což by znamenalo dva snímky se stejnou pozicí. Takové snímky by byly identické. S rostoucí Euklidovskou vzdáleností roste i rozdílnost snímků (Walker et al. 1999).

Index Dominance

Krajní hodnoty indexu jsou 0 a 1. Pokud je index roven 0, znamená to, že všechny taxony přítomné na snímku jsou zastoupené rovnou měrou. Hodnota 1 značí, že jeden druh naprosto dominuje celému společenstvu (Hammer et al. 2001).

Shannon-Wienerův index

Jedná se o index diversity, který kalkuluje s počtem druhů i s jejich pokryvností. Hodnota indexu rovna 0 znamená společenstvo složené z jediného druhu. S rostoucí hodnotou indexu roste počet druhů na stanovišti (Jeppesen et al., 2000).

Jaccardův index podobnosti

Index aplikovaný na problematiku této práce vyjádřil druhovou podobnost snímků. Index je, stejně jako index Dominance, vymezený hodnotami 0 a 1. Hodnota 0 znamená, že na jednom snímku rostou zcela jiné druhy než na druhém snímku. Hodnota 1 znamená, že na snímcích rostou pouze ty stejné druhy, tzn., snímky jsou druhově identické (Real & Vargas 1996).

Simpsonův index dominance

Tento index kvantifikuje pravděpodobnost výskytu druhu ve společenstvu. S rostoucí hodnotou indexu klesá pravděpodobnost výskytu stejných taxonů ve fytoocenóze. V případě, že je Simpsonův index = 0, znamená to naprostou shodu snímků (Moravec et al. 1994).

4.5 Zkoumané lokality

Část zájmového území se nachází v dnes již bývalém vojenském prostoru Ralsko. Oblast byla už za dob Rakouska-Uherska využívána jako vojenské cvičiště. V průběhu druhé světové války zde byla situována cvičná střelnice wehrmachtu (Petříček & Plesník 1996). V roce 1946 rozhodla vláda o zřízení Vojenského výcvikového tábora Bezděz a roku 1947 bylo nepočtené civilní obyvatelstvo z prostoru vysídleno. Vojenský újezd Ralsko byl vyhlášen vládním rozhodnutím v roce 1950 a rozšířen v roce 1952. Sovětská vojska obývala újezd v letech 1968 až 1991 (Slezák 2001). K nejrozsáhlejším škodám na životním prostředí došlo v areálu letiště Hradčany v Ralsku, kde únik přibližně 2600 litrů kerosinu znehodnotil značné množství půdy a zasáhl i hladinu podzemní vody. Remedialní opatření na této kontaminaci byly dokončeny v roce 2000 a vyžádaly si celkovou investici 600 milionů korun (Petříček & Plesník 1996).

Při výběru zájmových lokalit vhodných pro tuto práci byly zvažovány oblasti vyluhovacích polí ve Stráži pod Ralskem, meandry řeky Ploučnice u Asanačního podniku Mimoň, meandry řeky Ploučnice u Borečku a kontaminovaná plocha jižně od Černého rybníka.

Ve starších zdrojích byla uváděna velkoplošná devastace vegetace v důsledku chemické těžby na vyluhovacích polích (Lepka 2003), nicméně v době vyhotovení této práce již nebyly pozorovány na povrchu v okolí vrtů žádné negativní účinky na vegetaci z důvodů sanačních prací—veškerá kontaminovaná zemina je v případě úniku technologických roztoků z vrtu ošetřena neutralizačním přípravkem. Pokud však měření dávkového ekvivalentu v kontaminované oblasti překročí hodnoty $0,5 \mu\text{Sv} \llcorner \text{h}^{-1}$, je veškerý kontaminát odebrán a uložen na odkališti ve Stráži pod Ralskem (Vostarek et al. 2016).

Lokalita Ploučnice u Asanačního podniku Mimoň byla zavržena. Kontaminované plochy, stejně jako případné referenční plochy v sousedství, byly přibližně stejnou měrou pokryty zejména *Urtica dioica* a stanoviště tak neposkytlo možnost srovnání různých fytoocenologických společenstev. Dominance *U. dioica* na lokalitě byla nejspíše způsobena silnou eutrofizací lokality (Soukupová 1992), pravděpodobně v důsledku naplavených sedimentů a absence managementu.

Byly proto vybrány lokality, kde byl v minulosti naměřen nejsilnější dávkový ekvivalent v důsledku kontaminace radionuklidy—výpusť důlních vod jižně od Černého rybníka poblíž Hamru a meandry řeky Ploučnice poblíž Borečku (Kühn 1997; Grygar et al. 2016).

Za dnes již asanovaná vyluhovací pole byla jako náhradní lokalita Ing. Pavlem Rychtaříkem, vedoucím odboru rozvojových programů státního podniku DIAMO, navrženo odkaliště o. z. TÚU. Prostor odkaliště není veřejně přístupný a pohyb po něm je možný jen po předchozí domluvě s představiteli státního podniku DIAMO, jakožto provozovatelem objektu, a to pouze v doprovodu zaměstnance podniku. Kontaktní osobou a zaměstnancem,

který mě provázel po objektu a pomohl vytypovat stanoviště vhodná pro účely této práce, byl Miroslav Stand.

4.5.1 Odkaliště Stráž pod Ralskem

Z lokalit zkoumaných v této práci bylo odkaliště ve Stráži pod Ralskem historicky nejlépe zdokumentovanou oblastí. Objekt původně sloužil jako konečné úložiště rmutu z procesu hydrometalurgického zpracování uranových rud. Později zde byly uloženy odpady vzniklé likvidací provozu těžby a zpracování rudy, hlušina z důlní činnosti, kontaminovaná zemina z okolí prosakujících těžebních vrtů, produkty remediačních a asanačních prací.

Odkaliště je rovinného typu, tzn. má uměle vybudovanou hráz ze všech stran, protože na daném území nelze ke stavbě nádrže využít geomorfologické útvary (údolí, svahy) v krajině (Peter et al. 1983). Skládá se ze dvou etap (původně byly plánovány tři etapy, poslední však kvůli ukončení těžby nebyla nikdy realizována). Odkaliště má celkovou plochu 187 hektarů, která je rozdělena rovným dílem 93,5 hektarů na každou z etap. Obě etapy jsou projektovány jako nádrže ze všech stran ohraničené sypanou hrází. Výška hráze I. etapy je 25 metrů, šířka v koruně hráze je 10 metrů. Odkaliště je u paty hrázního valu obklopeno dva metry širokým pásem vegetace a dvěma příkopy – vnitřní slouží ke svádění kalů a vnější k odvodu dešťové vody (Kašpar et al. 2016).

Stavba etapy I byla zahájena v roce 1976. Zkušební provoz byl spuštěn 1980 a do trvalého provozu byla I. etapa uvedena v roce 1983. Projektovaná úložná kapacita I. etapy byla 15,5 milionů m³, z čehož bylo 10,6 milionů m³ využito k uložení zpracovaného rmutu. Etapa II byla budována od roku 1988. Zkušební provoz byl spuštěn v roce 1991 a přerušen v roce 1993. I po ukončení těžby je odkaliště využíváno v rámci likvidace následků těžby – do první etapy jsou ukládány kontaminované produkty hornické činnosti. II. etapa slouží jako deponie kalů z neutralizačních sanačních technologií. Odkaliště bylo zbudováno v místech původního Sedleckého rybníku. V letech 2012 a 2013 byl Sedlecký rybník a Luční strouha revitalizovány v místech poblíž etapy II. (Kašpar et al. 2016). Meandry Luční strouhy slouží dle Miroslava Standa jako terciální čištění vody od amonného iontu.

Kvůli inertním vlastnostem neutralizačních kalů a intenzivním závážecím pracím, které v době vypracování této práce probíhaly na II. etapě, tato část odkaliště postrádala téměř jakoukoli vegetaci. Pro výzkumné účely této práce proto bylo vytypováno několik lokalit na plochem vrcholu I. etapy. Tento segment odkaliště skýtá větší rozmanitost substrátů a některé části nebyly ovlivněny činností člověka po mnoho let. Plochy odkaliště, které byly vytypované pro vytvoření fytoecologických snímků, byly označeny čísla podle ploch, na kterých byly stanoveny, tedy 1, 2, 3, 4, 5 a 6.

Lokace 1, 2 a 3 jsou na stanovišti, jehož živný substrát je vyloužený rmut z těžby uranu. Dle vyjádření Miroslava Standa byl povrch plochy č. 1 zatopen až do roku 1997-1998, kdy se přebytečná voda odčerpala. Rmut byl v počátečním období velmi tekutý a bez pevného povrchu. V provádění fytoecologických snímků povrch udržel hmotnost dospělého člověka. Násep cesty vedoucí skrze plochy rmutu však bylo nutno zpevnit svázanými kontejnery po uranovém koncentrátu, které byly uloženy v hloubce 2,5 metrů. Lokalita č. 1 byla situována

na povrchu 22 metrů silné vrstvy rmutu. Stand uvedl, že v I. etapě bylo uloženo celkem 33 milionů tun rmutu. Tato oblast byla v době snímkování zavalena sutí a kontaminovanou zemínou ze zlikvidovaných provozů těžby a zpracování rudy. Holý povrch rmutu byl cca 150 cm pod úrovní povrchu navážky. Lokalita č. 2 byla zavezena navážkou na jaře 2017 a nyní je historickou lokalitou. Lokalita 1 byla vymezena uvnitř plochy surového rmutu. Lokality 2 a 3 byly situovány při okrajích oblasti, kde je rmut v kontaktu s navážkou zeminy a sutí.

Uranová ruda, získaná klasickým způsobem důlní těžby na Hamru, byla v počátcích zpracovávána v Mydlovarech, po roce 1979 byla využívána chemická úpravna v místě těžby. Pro kyselé loužení uranu se používala kyselina sírová, chlorovodíková či dusičná. Uranový eluát se dále srážel hydroxidem sodným, amoniakem, oxidem hořečnatým, bikarbonátem sodným nebo peroxidem vodíku a byl sušen na uranový koncentrát, takzvaný „žlutý koláč“. Vyloužená rudnina byla ukládána na odkaliště (Petrová et al. 2013). Existuje proto předpoklad, že by stanovení celkových obsahů prvků u rmutu měla odhalit rezidua alespoň některých z chemikálií, které byly použity při zpracování horniny.

Lokalita č. 4 byla situována na substrátu neutralizačních kalů. Podle vyjádření Miroslava Standa byly navážkové práce na tomto stanovišti zahájeny v roce 2009 a dokončeny v roce 2010. Neutralizační kaly měly v době navážení přibližně pH 10. Pod silnou vrstvou neutralizačních kalů je navedena haldovina, která kaly odděluje od náplavy rmutu.

V rámci dekontaminace podzemních vod je na povrch čerpána suspenze zbylých technologických roztoků a zreagovaných hornin, které se v nádržích k tomu určených neutralizují a srážejí. Cílem procesu je vytvořit stabilní a nerozpustnou sraženinu. Výsledné neutralizační kaly jsou konečným produktem zpracování odpadů po chemické metodě těžby (Říhák 2009b). Hlavními kontaminanty obsaženými v těchto kálech jsou síranové a amonné ionty a ionty hliníku a uranu. Síra a hliník jsou z roztoku získány ve formě kyseliny sírové, síranu hlinitého, oxidu hlinitého. Zbylé kaly po zpracování suspenze představují přibližně 0,002 % z matečního louhu a jsou beze zbytku ukládány na odkaliště (Slezák 2001). Neutralizační kaly obsahují rezidua látek z mateční horniny a z procesu těžby a zpracování uranu. Díky účinným sanačním technologiím jsou obsahy některých zúčastněných látek ve výrazně menší koncentraci než je tomu u rmutu, což potvrzují i výsledky půdního rozboru v této práci. Pokud by byly v budoucnu uvedeny do praxe nové a efektivnější metody extrakce, bylo by možné využít substrát uložený na odkališti jako další zdroj průmyslových surovin a vzácnějších prvků. Již nyní se zkoumá možnost fytoextrakce manganu z odpadů, které se chemickým složením podobají neutralizačním kalům ve Stráži pod Ralskem (Zapata-Carbonel 2020).

Lokality č. 5 a č. 6 byly vytypovány na heterogenní směsi hlušiny, sutě a zeminy ze zlikvidovaných povrchových provozů. Stand uvedl, že povrchové práce byly na tomto místě ukončeny kolem roku 1997. Vrstva haldoviny byla uložena na náplavě rmutu. Plocha č. 5 byla vytypována jako poměrně ostře ohraničené stanoviště s travním společenstvím, ve kterém oproti okolní vegetaci, nápadně chyběla třtina. Stanoviště č. 6 pak bylo zvoleno jako sousedící referenční plocha s běžným výskytem třtiny. Na krycí vrstvě odkaliště v

minulosti proběhl výsev travních směsí s různým složením a opakované sečení, aby se zabránilo uchycení náletových dřevin (Rychtaříková 2009).

Z důvodu finanční náročnosti nebylo možné provést laboratorní měření obsahu radionuklidů ve vzorcích substrátu. Ing. Rychtařík mi poskytl informace o příkonu fotonového dávkového ekvivalentu:

Rmut z chemické úpravy uranové rudy: $\dot{H}X = 1000$ až 8000 nSv/h = 1 až 8 μ S/h

Haldovina $\dot{H}X =$ cca 100 až 400 nSv/h

Neutralizační kaly $\dot{H}X = 100$ až 200 nSv/h;

Cesty na odkališti $\dot{H}X =$ max 300 nSv/h;

Přírodní pozadí $\dot{H}X = 100$ až 150 nSv/h

Dle doporučení Mezinárodní komise pro ochranu před zářením (ICRP) byla maximální přípustná dávka ozáření 5 mSv (milisievertů) na rok a jednotlivce, což znamená přibližně 600 nSv za hodinu včetně záření z přírodního pozadí (Kühn 1997). Významnějším zdravotním rizikem se tak dle standardu ICRP i dle současného atomového zákona č. 263/2016 Sb. jeví pouze dlouhodobý pobyt v oblasti vylouženého rmutu. V oblastech nejsilnější radiace by byla přípustná dávka ozáření překonána po 27 dnech nepřetržitého pobytu dle Kühn (1997).

Starší práce uvádějí dávkový příkon na rmutu přibližně dvacetkrát vyšší než na haldovině (Dostálek & Čechák 1998), což se zhruba shoduje s poskytnutými údaji. Toto srovnání je pouze orientační, protože haldovina je velmi heterogenní materiál.

Z uvedených hodnot vyplývá, že neutralizační kaly jsou z hlediska radiačního rizika materiálem nejméně nebezpečným, stabilním a homogenním, přičemž jeho dávkový ekvivalent nepřesahuje výrazně hodnoty přírodního pozadí. Je to též materiál s nejmenším sklonem k prašnosti, a proto je zavážen jako vrchní vrstva na I. etapě odkaliště ve Stráži pod Ralskem (Kašpar et al. 2016).

Složení rmutu, haldoviny a neutralizačního kalu je dáno, mimo jiné, složením mateční horniny, která sestává převážně ze sloučenin křemíku, zirkonu a vápníku. Naopak postrádá organické sloučeniny a lze tedy předpokládat nízký obsah sloučenin dusíku a fosforu, které by byly ve formě využitelné pro výživu rostlin. Chemické vlastnosti rmutu a neutralizačního kalu byly oproti vlastnostem mateční horniny výrazně pozměněny technologií zpracování. Dle procesu zpracování uranové rudy lze očekávat, že rmut uložený na odkališti bude obsahovat zvýšený podíl síranů, uhličitánů a vápník dodaný zejména ve formě hydroxidu vápenatého (Kafka et al. 2003). V průmyslově zpracovaných materiálech lze očekávat také zbytkové množství sloučenin kovů, dokonce i uranu, protože použité technologie extrakce a fyzikálně-chemické vlastnosti horniny neumožnily naprosté vyloužení cílové složky (Lepka 2003). Proto je ve rmutu vždy alespoň malé množství sloučenin uranu. U může být obsažen v malém množství i v hlušině. Koncentrace je příliš nízká a zrudnění příliš heterogenní, než aby se v současné době vyplatily pokusy o zpracování toho odpadního materiálu (Slezák 2001). Lze očekávat také mangan a železo použité během zpracování. Vzhledem k přirozenému výskytu uranu a radia ve vodě cenomanského kolektoru můžeme předpokládat, že se v odpadech po těžbě uranu bude vyskytovat také radon, který je členem

uran-radiové rozpadové řady. Predikují proto v kontaminovaných materiálech zvýšenou koncentraci olova, které je konečným produktem radioaktivní přeměny těchto prvků.

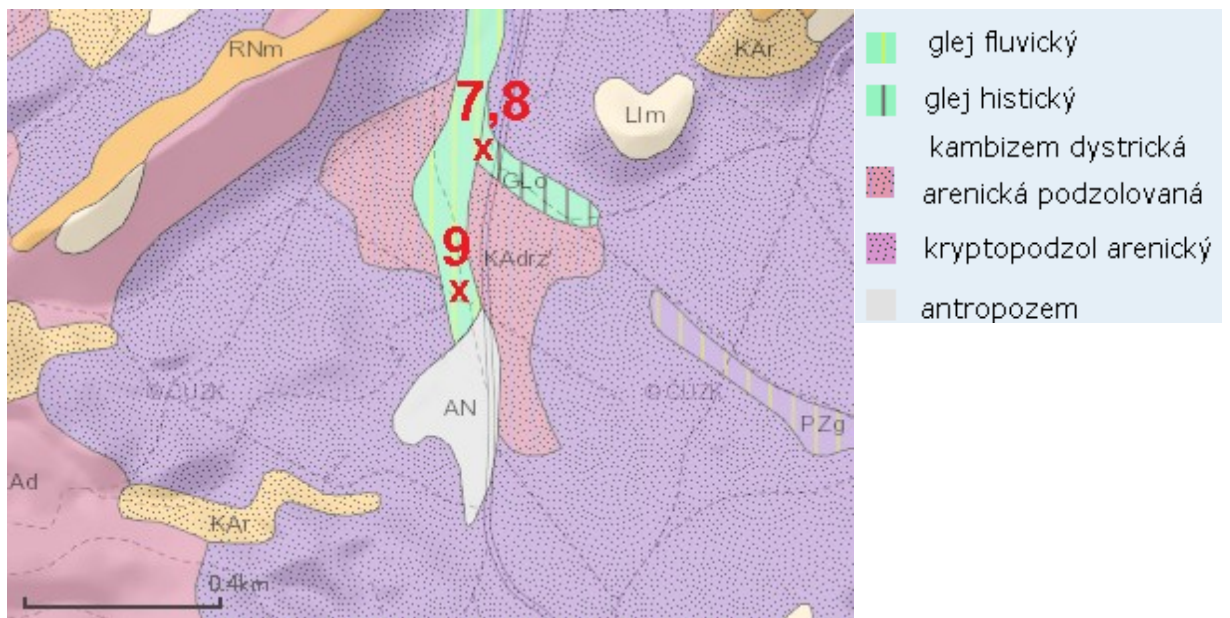
Po roce 2026 jsou na I. etapě odkaliště plánovány rekultivační práce, které budou mít za cíl uzavření odkaliště a začlenění objektu do krajiny (Kašpar et al. 2016).

Odkaliště bylo do této práce zařazeno jako příklad umělého prostředí udržovaného a silně ovlivněného lidskou činností, následky těžby a zpracováním uranové rudy. Vytypovaná stanoviště často představují extrémní měřítko následků kontaminace v zájmové oblasti. Vrcholová plocha I. etapy odkaliště a různorodé povrchy na ní jsou produktem, který by bez těžby uranu nevznikl.

4.5.2 Lokalita jižně od Černého rybníka u Hamru na Jezeře

Výzkum pylových analýz byl použit jako podklad pro rekonstrukci předkulturní vegetace, tzn. vegetace neovlivněná cílenou činností člověka v oblasti kolem Černého rybníka. Tyto porosty vykazovaly značný podíl olšin. Podíl borovic byl zřetelný po celý holocén. Původní typ vegetace je popsán jako geobotanický typ kyselé jedliny podsvaz Vaccinio-Abietion/asociace Vaccinio vitis-idaea-abietetum, vyhraněné serie acidoklinních formací na dnech kotlin s vazbou na rašelinná centra a plochy inverzního klimatu, přičemž nejvíce olitrofní místa byla uvedena právě v okolí Černého rybníka (Sýkora 1974). Až v době kulturní, tzn. posledních přibližně 200 let, prudce stoupal podíl borů na úkor převládajícího smrku a lípy. Před zahájením těžby byla místní vegetace popisovaná pomocí rekonstrukce společenstva: jedlové a smrkové porosty, zanesený buk omezeného vzrůstu, ojediněle borovice (Sýkora 1974). Druhová struktura v první polovině 20. století odpovídala asociaci *Dicrano-Pinetum* s druhy *Dicranum polysetum*, *Paraleucobryum gluacum*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Hypnum cupressiforma* subs. *ericetorum*, *Entodon Schreberii*, *Cladonia rangiferina* s výskytem vázaným na vyhraněné podzoly v okolí Černého rybníka (Sýkora 1974). Právě na chudých půdách se obecně radionuklidy snadněji transportují z půdy do rostlin a pak dál do potravního řetězce. V úrodných půdách je většina radionuklidů silně vázána na organické látky a do nadzemních částí rostlin se tak dostane jen velmi malý podíl kontaminace (Balonov et al. 1995; Strebl & Gerzabek 1995)

Lokalita byla vytypována na základě práce Kühn (1997), kde byla popsána zvýšená úroveň radioaktivního záření na větší ploše. Dle půdní mapy České republiky se kontaminace rozkládá na hranici gleje histického a gleje fluvického. Okolí je převážně arenická podzolovaná dystrická kambizem a arenický pseudopodzol, viz obrázek č. 3.



Obrázek č. 3. Půdní mapa okolí Černého rybníku. Čísla 7 a 8 označují zkoumanou oblast. Číslo 9 označuje referenční nekontaminovanou plochu. Upraveno dle <https://mapy.geology.cz/pudy/>

Ke kontaminované ploše vede litý betonový žlab zahroubený do terénu (v literatuře chybně popsán jako žlab z panelů – původní záměr odebrat půdní vzorky i z pod spár panelů tak nebylo možno provést), viz obrázek č. 4.

Tento produktovod vedl kontaminovanou vodu z potrubí ústícího poblíž lesní silnice. Směrem na východ od kontaminované plochy a navazujícího přívodního potrubí je dnes již zrušený Důl Hamr II – Lužice. V této oblasti je situován také karotážní strukturní vrt HJ-1, ve kterém bylo v roce 1962 zaznamenáno uranové zrudnění a který jako první přímo dokládal výskyt uranu v místních křídových sedimentech. V té době bylo započato také hloubení průzkumné jámy GP-74 (později 9P-Lužice), které však bylo zastaveno v hloubce 136 metrů kvůli velmi nepříznivým hydrogeologickým podmínkám (Kašpar et al. 2016). Jáma 9P Lužnice tak nikdy nedosáhla uranového ložiska, které se nalézá v hloubce větší než 200 metrů. Kontaminace lokality proto pravděpodobně souvisí s provozem jam č. 6 a 7, jejichž hloubení bylo započato v roce 1980 a jejichž likvidace byla dokončena v roce 2002. Vystává otázka, proč byl kontaminovaný materiál vypouštěn v blízkosti Černého rybníka, který byl označen jako biologicky významná lokalita už před zahájením těžby s upozorněním na zabránění jílových splachů ze zařízení mísírny jílu (Sýkora 1974). Lokalita byla pravděpodobně vytypována z důvodu vhodného půdního profilu, který by zabránil většímu průsaku kontaminantů do podzemních zdrojů pitné vody bez ohledu na následky na životním prostředí, podobně jako je situováno odkaliště ve Stráži pod Ralskem (Zhu et al. 2002).



Obrázek č. 4. Fotodokumentace uranového produktovodu jižně od Černého rybníka

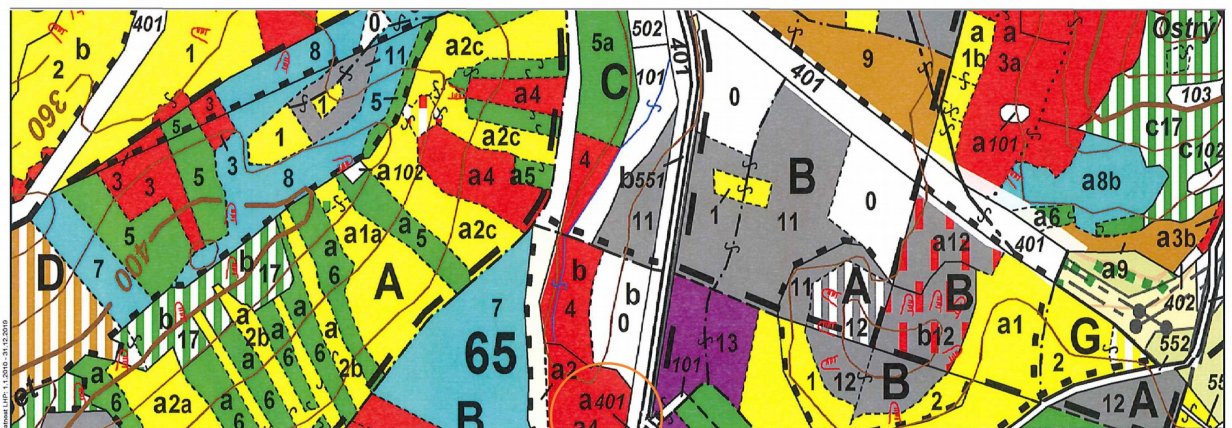
V průběhu 70. let 20. století z okolí Černého rybníka pravděpodobně vymizela silně ohrožená *Rhynchospora alba*. Naposledy byla uváděna na lokalitě v roce 1974 dle Čvančara (1977) a již nebyla uvedena v Rychtařík (1994). V průběhu 80. let 20. století téměř zanikla také do té doby početná populace *Drosera rotundifolia*, naopak se rozšířil porost *Carex lasiocarpa* (Rychtařík 1994). Od konce 90. let 20. století, kdy došlo k útlumu těžby, se stav vegetace na rašeliništi setrvale zlepšoval – populace *Drosera rotundifolia* byla v posledních letech opět velmi početná (Višňák 2010). Naopak trvalý návrat *Rhynchospora alba* byl na stanovišti v posledních letech sporný, dřívější výskyt (Knauerová 2004) nebyl v pozdější době potvrzen (Višňák 2010).

Radioaktivní záření bylo zjištěno v betonovém kanálu a v omezené míře v jeho bezprostředním okolí, 2 až 3 metry od kanálu klesá na úroveň pozadřových hodnot. Nejvyšší úroveň záření γ , 1200 nGy/h, bylo naměřeno přímo za západním koncem kanálu – dříve označen tyčí stavebního železa (Kühn 1997). Tyč v současné době již není přítomna a betonový kanál je zanesen silnou vrstvou opadanky, což značně zkomplikovalo nalezení konce žlabu.

Radioaktivita v zasažené oblasti směrem od konce přívodního kanálu rychle slábne a stáčí se směrem k Černému rybníku dle orientace údolí – kontaminace zasahuje celou podmáčenou oblast a část rašeliniště v ploše přibližně 40x110 metrů. Radioaktivní záření vyšší než 600 nGy/h bylo naměřeno na ploše cca 920 m². V blízkém okolí Černého rybníka,

ani v úseku od dolu Hamru II „Stará Lužnice“ k silnici, nebyla zjištěna zvýšená úroveň radiace (Kühn 1997).

Část území bylo postiženo v 80. letech 20. století požárem (Kühn 1997). V 90. letech byla kontaminovaná oblast popisována jako bažinaté území-podmáčená louka a řídký les (Kühn 1997). Poblíž konce kanálu v 90. letech 20. století rostl řídký březový hájek přecházející rychle v rašeliniště (Kühn 1997). Břízy odpovídajícího vzrůstu jsou v oblasti stále přítomny, což naznačuje, že v posledních 20 letech nebyla kontaminovaná oblast podrobena žádným intenzivnějším metodám rekultivace nebo rozsáhlejšímu managementu náletových dřevin, což potvrzují data poskytnutá Vojenskými lesy s. p. V blízkém okolí jsou prováděny výchovné těžby (Višňák 2010), což bylo patrné i z leteckého snímku. V porostní mapě (viz Obrázek č. 5), kterou mi pro účely této práce poskytli představitelé Vojenských lesů s. p. , byl objekt výpusti označen kódem „401“, tzn. ostatní bezlesí (v tomto případě produktovod). Samotná betonová výpust ležela v porostní skupině čtvrtého věkového stupně, tedy porost starý přibližně 30 až 40 let. Kontaminace by měla zasahovat i do oblasti druhého věkového stupně, tedy do porostní skupiny staré přibližně 10 až 20 let, která se rozkládala blíže ke Kozímu hřbetu, nedalekému terénnímu útvaru.



Černý rybník **Umístění snímků č. 7 a 8**

LHC DIVIZE MIMOŇ

1 : 5 000



Obrázek č. 5. Porostní mapa zájmové oblasti kolem Černého rybníka. Zkoumané plochy jsou označené oranžovým kroužkem. Upraveno podle: Vojenské lesy s. p.

Vojenské lesy s. p. my taktéž laskavě poskytly dokumentaci lesní hospodářské evidence (viz Příloha č. 1). Z té vyplynulo, že v okolí kontaminované oblasti proběhla v roce 2009 úmyslná těžba borového dřeva a v blízkém sousedství proběhl vznik vykácené holiny a příprava půdy na zalesnění. Přímo na místě kontaminovaného produktovodu byly vykáceny pouze borové porosty dostatečného stáří. Náletové dřeviny, jako břízy, a mladé borovice byly na místě ponechány. Letecké snímky na serveru mapy.cz za posledních 17 let také potvrdily, že vegetace kontinuálně zahrnovala souvislý porost vzrostlých stromů, které byly přítomné i v době vypracování této práce.

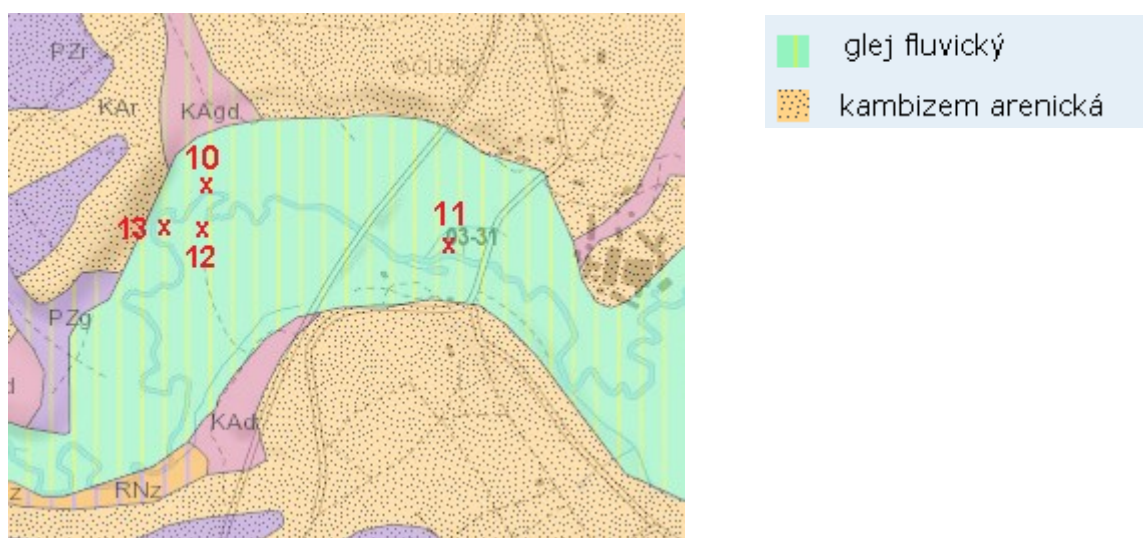
V době pořízení snímků bylo stanoviště v okolí betonového žlabu pouze řídkým lesem bez známek podmáčení (ale vlhčí než okolní suché borové lesy) a mokřad ustoupil dále od lesní silnice k úpatí Kozího hřbetu, což naznačuje postupnou aridizaci oblasti.

Lokalita jižně od Černého rybníka byla zvolena do této práce jako zástupce rostlinného společenstva v kulturním lese.

4.5.3 Lokalita na březích Ploučnice poblíž Borečku

Na této lokalitě byly zvoleny dvě stanoviště se zvýšenou úrovní ionizujícího záření a ke každému snímku byla vybrána referenční plocha s obvyklými pozadovými hodnotami. Plochy č. 10, 12 a 13 se nachází na území Chráněné krajinné oblasti Kokořínsko-Máchův kraj. Lokace č. 12 se nachází několik desítek metrů od hranic přírodní památky Meandry Ploučnice. Oblast je využívána především k rekreačním účelům. Nedaleko vytypovaných ploch se nachází kemp Boreček a tento úsek Ploučnice je intenzivně využíván k vodní turistice. Na pravém břehu proti tábořišti je odtok z areálu kompostárny SAP Mimoň spol. s r. o.

Dle půdní mapy České republiky zkoumaná lokalita leží v oblasti fluvického gleje, viz Obrázek č. 6.



Obrázek č. 6. Půdní mapa údolní nivy Ploučnice. Čísla 10 a 12 označují oblast předpokládané kontaminace. Čísla 11 a 13 označují referenční nekontaminované plochy. Upraveno dle <https://mapy.geology.cz/pudy/>.

Zdrojem radionuklidů v řečišti Ploučnice byly zejména důlní vody vypouštěné přímo do řeky kvůli opožděné výstavbě Centrální dekontaminační stanice u jámy Hamr č. 3, která byla s dekontaminačními nádržemi dokončena až v roce 1980. Centrální dekontaminační stanice z vody odstraňovala sloučeniny uranu, radium, radiobarit a těžké kovy, tudíž dekontaminovaná voda po roce 1980 splňovala českou normu pro povrchovou vodu. Technologické roztoky z chemické těžby naopak nikdy Ploučnici nezasáhly (Kühn 1997). Před

zprovozněním dekontaminační technologie byla evidována depozice znečišťujících látek zejména u výpusti důlních vod asi 750 metrů po proudu od Stráže pod Ralskem (Beneš et al. 1978). Kontaminanty zde byly radionuklidy i těžké kovy, pozdější průzkum v posledních letech těžby ale znečištění v těchto místech nezjistil (Kühn 1997). Významnou roli v distribuci kontaminovaných sedimentů v údolí Ploučnice hrají nepravidelné záplavy, které postupně posouvají znečištění dále po proudu. Kontaminace středního toku Ploučnice proto není plošná, ale soustředí se nerovnoměrně v některých úsecích (Kühn 1997; Grygar et al. 2016).



Obrázek č. 7. Mapa ploch v nivě řeky Ploučnice, které podléhají managementu vegetace. Převzato od Vojenských lesů a statků s. p.

Velká část luk v nivě Ploučnice není v současné době kosena ani spásána. Louky jsou ohrožené eutrofizací. V nivě Ploučnice se šíří invazní a expanzivní druhy, například *Filipendula ulmaria*, *Calamagrostis canescens*, *Deschampsia cespitosa* a *Carex acuta* a nebo jako v případě lokalit poblíž Borečku zarůstání luk *Phragmites australis*, *Urtica dioica* a také rychle se rozrůstajícími porosty *Salix* sp. a *Alnus glutinosa* na vlhčích úsecích (Marhoul et al. 2013). Pro účely této práce jsem kontaktoval představitele Vojenských lesů s. p., pod jejichž správou území spadá. Ti potvrdili, že zkoumaná oblast je mimo sečené plochy nivy řeky Ploučnice. Dle vyjádření Michala Slámy, správce majetku Vojenských lesů a statků ČR s. p. - divize Mimoň:

„V příloze zasílám mapu se zakreslenými pozemky, které sekáme (viz obrázek č. 7). Vaše zájmové území není dostupné pro techniku, a proto se neseká, ani neobhospodařuje jiným způsobem. Území je dlouhodobě ponecháno bez jakýchkoli zásahů ze strany vlastníka.

Informace o stavu vegetace před zahájením těžby uranu Vám bohužel nejsem schopný dohledat, ani nevím, na koho bych se měl v tomto obrátit. Jelikož se jedná o území v těsné blízkosti bývalého vojenského letiště, byl zde po roce 1968 pohyb osob minimalizován a žádného pamětníka z té doby bohužel neznám.“

Nakládání s pozemky na tomto úseku Ploučnice podléhá dohledu Chráněné krajinné oblasti Kokořínsko-Máchův kraj.

5 Výsledky

5.1 Výsledky fytoocenologického snímkování

Lokalizace vytypovaných ploch a míst půdních odběrů byly zaznamenány na mapkách a nákresech na obrázcích č. 14, č. 18 a č. 23.

Výsledky fytoocenologického snímkování byly zaneseny do tabulky, viz příloha č. 4.

5.1.1 Fytoocenologické snímky Odkaliště



Obrázek č. 8. Snímek 2a - travnatá plocha uprostřed fotografie v kontrastu s vylouženým rmutem - na fotografii dole.

Fytoocenologický snímek 1a/1b - uranový rmut

Plocha nezakrytého uranového rmutu byla vytypována na dně mělké terénní deprese ze všech stran obklopené navezenou hlušinou, zeminou a kontaminovanými odpady. Dominantním druhem zde byla *Betula pendula* (viz obrázek č. 9). Přestože byla oblast odvodněna již před 20 lety, stromy nepřesahovaly výškou 3 metry a měly útlé kmeny. V roce 2016 tvořilo patro E1 *Poa compressa*, *Calamagrostis epigejos*, *Dactylis glomerata* L. a *Urtica dioica*. V roce 2017 se na snímku 1b vyskytovaly *Calamagrostis epigejos* a *Poa compressa*. Ojedinelý nález *Carpinus betulus* byl v podobě semenáčku.

Lokalizace 1a/1b - 50.7112292N, 14.7662372E

Nadmořská výška snímku byla 326 m n. m. Snímek se nacházel v rovině a neměl orientovanou expozici. Počet druhů evidovaných na stanovišti byl 4 na podzim 2016 a 4 na jaře 2017. Celkem bylo evidováno 6 různých druhů rostlin. Celková pokryvnost vegetace v bylinném patře byla 2 % v roce 2016 a 1 % v roce 2017. Pokryvnost v patře E2 byla v obou letech 10 %. Vegetace byla soustředěna do bylinného patra, ostatní patra nebyla vyvinuta. Lokalita po většinu dne nebyla stíněna před sluncem.



Obrázek č. 9. Fotodokumentace uranového rmutu



Obrázek č. 10. Splach zeminy na podkladu uranového rmutu

Fytocenologický snímek 2a - uranový rmut se splachy

Jak už bylo zmíněno výše, snímek 2 byl situován při okrajích mělké krajinné deprese, kde byl rmut v kontaktu s navážkou haldoviny a zeminy. V těchto místech byla vegetace výrazně odlišná a druhově pestřejší ve srovnání s 1a/1b (viz obrázek č. 8), nejspíše díky splachům zeminy z navážky (viz Obrázek č. 10) což je jev popsáný už staršími pracemi (Dostálek & Čechák 1998).

Ve snímku 2a dominoval *Trifolium repens* s hojným výskytem *Medicago faldaga*, *Medicago lupulina*, *Plantago lanceolata*, *Poa trivialis*, *Trifolium pratensis* (viz obrázek č. 11).

Lokalizace 2a - 50.7112906N, 14.7660006E

Nadmořská výška snímku je 326 m n. m. Snímek se nacházel v rovině a neměl orientovanou expozici. Počet druhů evidovaných na snímku 2a na podzim 2016 byl 14. Celková pokryvnost vegetace na snímku 2a bylo 70 %. Vegetace byla soustředěna do bylinného patra, ostatní patra nebyla vyvinuta. Lokalita po většinu dne nebyla stíněna před sluncem.



Obrázek č. 11. Fotodokumentace snímku 2a

Fytocenologický snímek 3b – uranový rmut se splachy

Tento snímek byl také situován při okrajích mělké krajinné deprese, kde byl rmut v kontaktu s navážkou haldoviny a zeminy. Také v těchto místech byla vegetace s vyšší druhovou diverzitou ve srovnání s 1a/1b. Na snímku 3b byly druhy s nejvyšší pokryvností *Chrysanthemum vulgare* a *Medicago sativa*.

Lokalizace 3b - 50.7111275N, 14.7659361E

Nadmořská výška snímků byla 326 m n. m. Snímek se nacházel v rovině a neměl orientovanou expozici. Počet druhů evidovaných na snímku 3b na jaře 2017 byl 13. Celková

pokryvnost vegetace na snímku 3b byla 20 %. Vegetace byla soustředěna do bylinného patra, ostatní patra nebyla vyvinuta. Lokalita po většinu dne nebyla stíněna před sluncem.

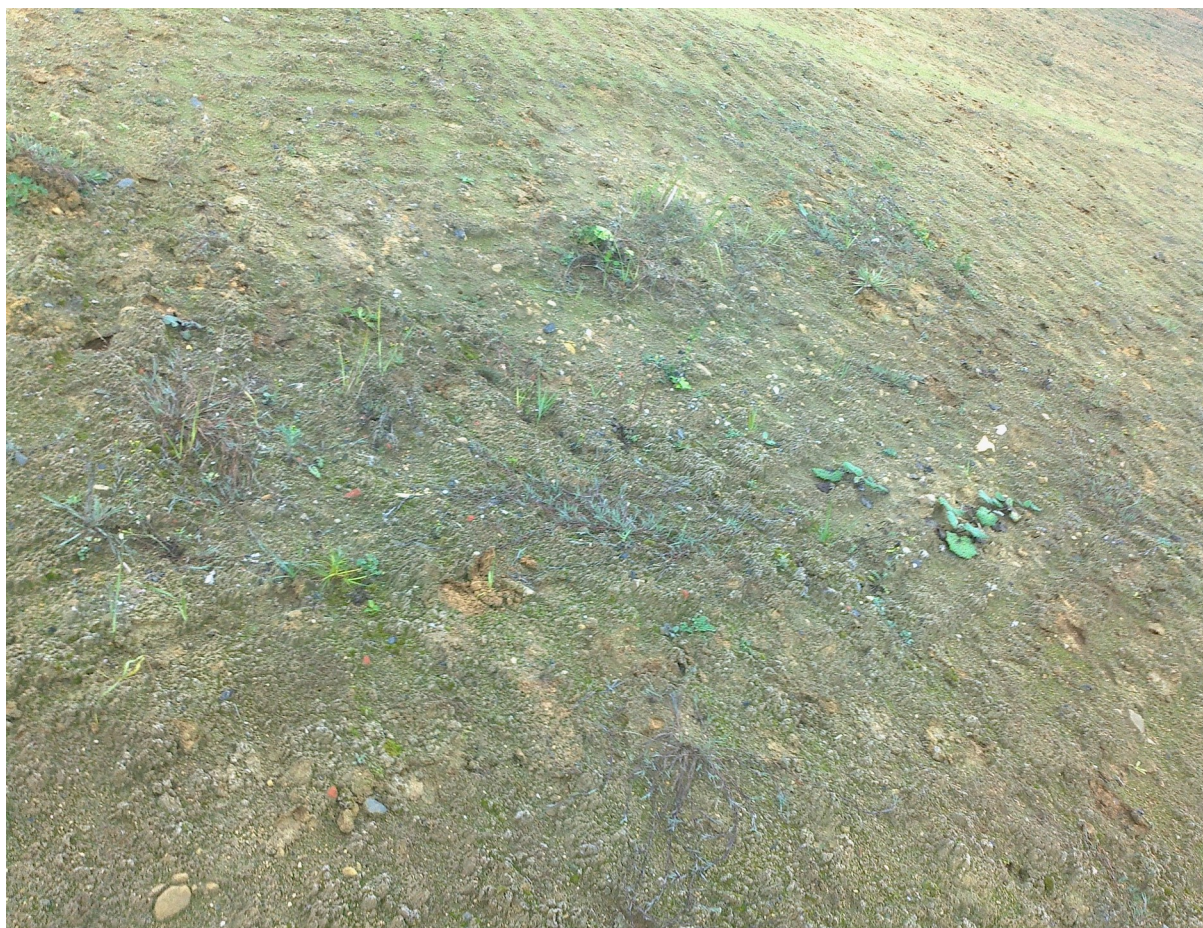
Snímek 4a/4b - neutralizační kal

Na snímku 4a/4b byla vegetace v iniciálním stádiu. Při prvním snímkování zde byly relativně početnější *Poa trivialis*, *Chrysanthemum vulgare*, *Plantago major* a *Medicago trivialis*. V roce 2017 zde byly nalezeny např. *Artemisia vulgaris*, *Medicago sativa*, *Selinum carvifolia* a *Silene dioica*. U většiny druhů bylo možné pozorovat zjevný nanismus, zejména u *Mentha piperita* a *Populus tremula*, viz obrázek č. 12.

Kvůli homogenitě povrchu a vegetace nebylo možno určit referenční plochu stanoviště pro provedení kontrolního fytoocenologického snímku.

Lokalizace 4a/4b - 50.7139400N, 14.7690367E

Nadmořská výška snímku byla 328 m n. m. Snímek se nacházel v rovině a neměl orientovanou expozici. Počet druhů evidovaných na stanovišti byl 10 na podzim 2016 a 16 na jaře 2017. Celkem bylo evidováno 22 různých druhů rostlin. Celková pokryvnost snímku byla 10 %. Rostliny spadaly pouze do bylinného patra. Lokalita po většinu dne nebyla stíněna před sluncem.



Obrázek č. 12. Fotodokumentace snímku 4a

Snímek 5a/5b – hlušina bez porostů *Calamagrostis epigejos*

Oproti okolní vegetaci nápadně chyběla při snímkování v roce 2016 i v roce 2017 *Calamagrostis epigejos*, viz obrázek č. 13. Naopak ve srovnání s referenční plochou byla v roce 2016 na snímku 5a hojná *Urtica dioica*. Dominantní na snímku byla *Medicago lupulina*. K početným druhům zde patřily *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Selinum carvifolia*, *Lotus corniculatus*, *Daucus carota* a *Artemisia vulgaris*. V roce 2017 na snímku 5b dominovaly *Medicago lupulina* a *M. falcata*. Početné zde byly *Tripleurospermum inodorum*, *Poa trivialis*, *Tripleurospermum inodorum* a *Vicia cracca*.

Lokalizace 5a/5b - 50.7091028N, 14.7715581E

Nadmořská výška snímku byla 328 m n. m. Snímek měl 1 % sklon a byl orientován na jihovýchod. Na podzim 2016 jsme evidovaly 18 a na jaře 2017 druhů 15. Celkem bylo evidováno 29 různých druhů rostlin. Celková pokryvnost byla 100% bez pozorování nanismu. Vegetace byla soustředěna do bylinného patra, ostatní vegetační patra nebyla přítomna. Lokalita po většinu dne nebyla stíněna před sluncem.



Obrázek č. 13. Fotodokumentace fytocenologického snímku 5a, na kterém nerostla *C. epigeos*, přestože byla ze všech stran obklopen jejím souvislým porostem.

Snímek 6 a/6b - hlušina s dominancí *Calamagrostis epigejos*

Snímek byl zvolen jako kontrolní lokalita v blízkém sousedství ke snímku 5a/5b v oblasti s běžným výskytem *Calamagrostis epigejos*. Oproti snímku 5a/5b nápadně chybí *Urtica dioica*. Naprosto dominantní zde byla *Calamagrostis epigejos*. Porosty této rostliny se hojně vyskytovaly na odvalech po uranové těžbě. Je proto možné, že na lokalitu už byla rostlina dovezena s haldovinou, případně byla vyseta s travními směsi při zatravňování krycí vrstvy odkaliště (Rychtaříková 2009). K početným druhům i zde patřily *Medicago lupulina*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Selinum carvifolia*, *Lotus corniculatus* a *Artemisia vulgaris*.

Lokalizace 6a/6b - 50.7091639N, 14.7713542E

Nadmořská výška snímku byla 328 m n. m. Snímek měl 1% sklon s orientací na jihovýchod. Počet druhů evidovaných na stanovišti byl 19 v roce 2016 a 17 druhů v roce 2017. Celkem bylo evidováno 34 různých druhů rostlin. Celková pokryvnost byla 100 %. Vegetace je soustředěna do bylinného patra, ostatní vegetační patra nejsou přítomna. Lokalita po většinu dne není stíněna před sluncem.



Obrázek č. 14 – Letecká mapa odkaliště se zaznamenanými pozicemi fytoocenologických snímků a půdních odběrů. Mapa převzata z <https://mapy.cz/letecka?x=14.7743400&y=50.7093123&z=15&l=0&q=diamo>

5.1.2 Fytoocenologické snímky lokality jižně od Černého rybníku

Fytoocenologický snímek 7a – břeh produktovodu

Kulturní les v oblasti Hamru na Jezeře tvořil převážně *Pinus sylvestris*. V bezprostředním okolí produktovodu jižně od Černého rybníka se hojně vyskytovala *Betula pendula*, ojediněle pak semenáčky *Picea abies* a *Quercus sessiliflora*. V bylinném patře byly dominantou zejména *Vaccinium myrtillus* L. a *Festuca rubra*. Mechové patro bylo zastoupeno *Pleurozium schreberi*. Bylinné a mechové patro bylo mírně stíněno řídce rostoucími dřevinami, jejich porost houstnul směrem od silnice ke Kozímu hřbetu, viz obrázek č. 15.

Lokalizace 7a : 50.6856119N, 14.8420219E

Nadmořská výška snímku byla 322 m n. m. Snímek měl 3% sklon s orientací na severovýchod. Počet druhů evidovaných na stanovišti na podzim 2016 byl 41 druhů. Snímek měl pokryvnost 5 % v patře E0, 100 % v patře E1, 1 % v patře E2 a 40 % v patře E3.



Obrázek č. 15. Fotodokumentace snímku 7a

Fytocenologický snímek č. 8 – ústí produktovodu

Snímek byl umístěn na pozici nejvyššího naměřeného ionizujícího záření a nejvyšší předpokládané kontaminace v okolí Černého rybníka (Kühn, 1997). Několik metrů před vyústěním betonového žlabu lze pozorovat změnu charakteru porostu. Stromová vegetace houstne, hranice mezi světlým hájem a hustším vlhčím lesem přibližně kopíruje vrstevnici a prochází přibližně kolmo na betonový žlab. V ústí betonového žlabu nápadně řídne bylinné patro. Země je pokryta opadankou a ubývají světlomilné hajní a luční druhy. Dle porostní mapy Vojenských lesů je přibližně v těchto místech předěl mezi čtyřicetiletou a dvacetiletou porostní skupinou. Není zřejmé, zda změna vegetace je ovlivněna zvýšeným obsahem rizikových prvků (viz příloha č. 2) nebo změnou mikroklimatu. *Calamagrostis epigejos*, která byla dominantní blíže k silnici, na úrovni ústí žlabu ubývá a směrem ke Kozímu hřbetu zcela vymizela. Gradient může indikovat stoupající půdní vlhkost, protože se jedná o druh, který je citlivý na obsah volného kyslíku v půdě a nesnese trvalé zatopení (Bodegom et al. 2008). Na rozdíl od nedalekých snímků 7a a 9a v tomto vzorku chyběl *Pleurozium schreberi*, člen mechového patra. V bylinném patře měly hlavní zastoupení *Calamagrostis epigejos*, *Fragaria vesca* a *Vaccinium myrtillus* L. Bylinné patro zde bylo řídké a *C. epigejos* i *V. myrtillus* zde měly menší pokryvnost než na snímku 7a. Mezi dřevinami zůstala početná *Pinus sylvestris*. Kleslo zastoupení *Betula pendula* a vzrostl podíl *Picea abies*. Bylinné patro bylo stíněno okolními dřevinami (viz obrázek č. 16).

Lokalizace 8a - 50.6859808N, 14.8415256E

Nadmořská výška snímku byla 321 m n. m. Snímek měl 3% sklon a byl orientován na severovýchod. Počet druhů evidovaných na stanovišti byl 12 druhů v roce 2016. Patro E0 nebylo přítomné. Pokryvnost v E1 byla 10 %, 1 % v patře E2 a 60 % v patře E3.



Obrázek č. 16. Fotodokumentace snímku 8a

Fytcenologický snímek 9a – referenční plocha k 7a a 8a

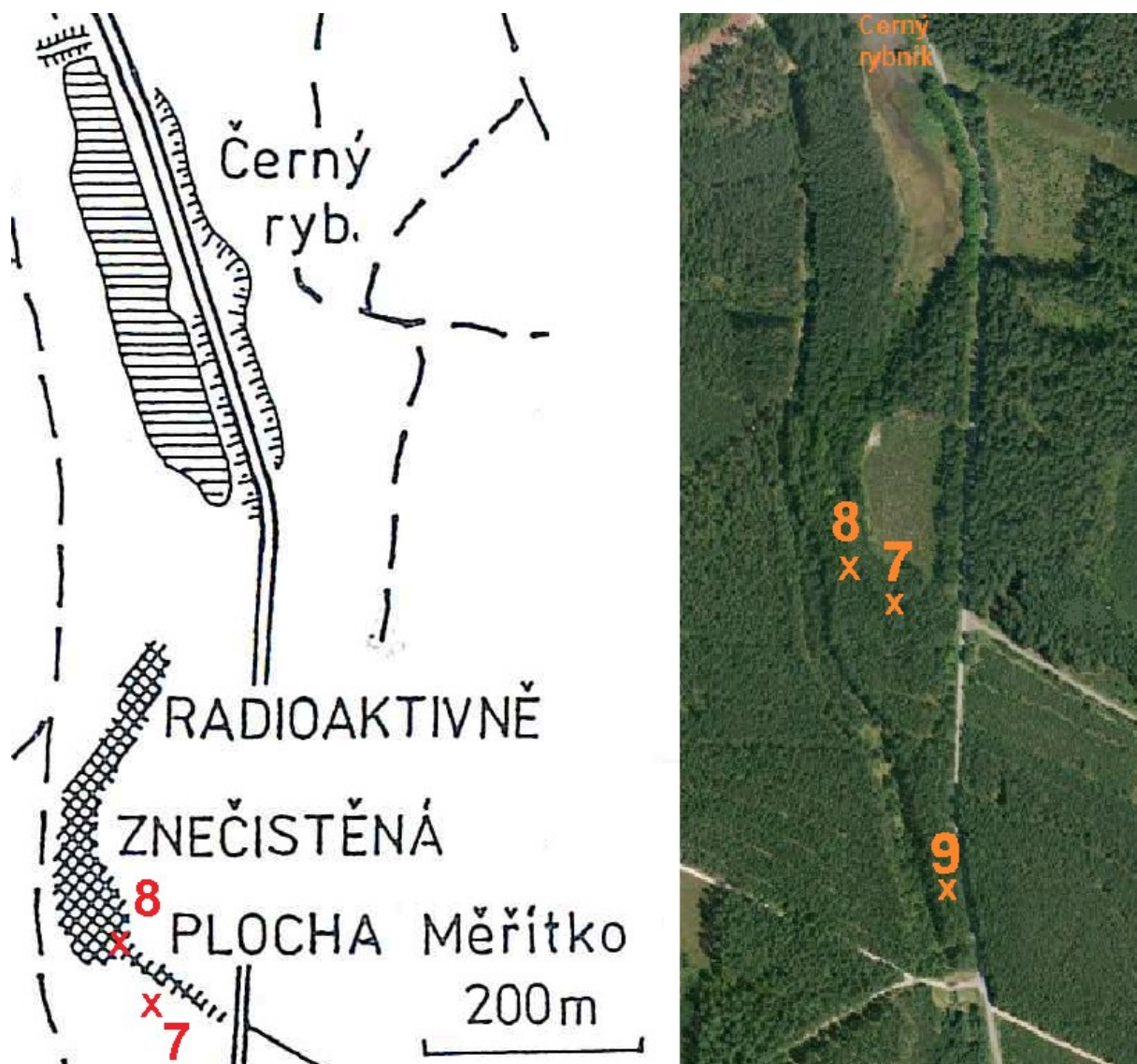
Referenční plocha pro kontrolní fytcenologický snímek byla vytypována v opačném směru než je orientace šíření radioaktivního znečištění, přibližně 200 metrů jižně od kontaminované oblasti u silnice směrem na zříceninu Stohánek. Jednalo se o kulturní bor mladých *Picea abies* s výrazným podílem *Pinus sylvestris* bez keřového patra. Dominantním druhem patra E1 byla *Vaccinium myrtillus* L., výraznější podíl v rostlinném společenstvu zastupovala *Melampyrum pratense*. Ostatní druhy tvořily pouze malou část vegetace. Referenční stanoviště bylo druhově citelně chudší než zkoumaná plocha snímku 7a, která byla v bezprostřední blízkosti svodu důlních vod.

Lokalizace 9a : 50.6835606N, 14.8426619E

Nadmořská výška snímku byla 323 m n. m. Snímek byl v rovině a nebyl orientován. Počet druhů evidovaných na stanovišti na podzim 2016 byl 15 druhů. Snímek měl pokryvnost 1 % v patře E0, 100 % v patře E1 a 50 % v patře E3. Keřové patro nebylo přítomné. Bylinné a mechové patro bylo stíněné dřevinami, viz obrázek č. 17.



Obrázek č. 17. Fotodokumentace snímku 9a



Obrázek č. 18. Mapa fytoecenologických snímků a půdních odběrů na lokalitě Hamr jižně od Černého rybníka (nákres kontaminace vlevo převzato z Kühn (1997)). Letecký snímek vpravo z <https://mapy.cz/letecka?x=14.8433864&y=50.6877640&z=16&l=0>

5.1.3 Fytoecenologické snímky lokality Boreček

Poblíž osady Boreček byly vytypovány dvě lokality na březích řeky Ploučnice, které v minulosti vykazovaly zvýšenou úroveň ionizujícího záření. Na pravém břehu byl vytypován fytoecenologický snímek dle práce Kühn (1997). Na mapce na obrázku č. 23 je plocha zanesena pod číslem 10. Na protějším břehu byl zvolen fytoecenologický snímek dle práce Grygar et al. (2016). Na mapce na obrázku č. 23 byla lokalita zobrazena pod číslem 12.

Byly také vytypovány stanoviště pro odběr referenčních vzorků půdy ke kontaminovaným stanovištím na obou březích řeky Ploučnice (č. 11 a 13 na mapce na obrázku č. 23). Protože v minulosti opakovaně docházelo k posouvání ložisek kontaminace po směru proudu, zejména v důsledku povodní (Grygar et al. 2016), zvolil jsem referenční plochy na levém i pravém břehu proti proudu od zkoumaných oblastí.

Fytocenologický snímek 10b – pravý břeh Ploučnice kontaminovaný dle Kühn (1997)

Na fytocenologickém snímku 10b byly dominantou *Phragmites australis* a *Urtica dioica*, relativně hojné byly *Veronica chamaedrys*, *Poa palustris*, *Lycopus europaeus* a *Alnus glutinosa* (viz obrázek č. 19). Dominance nitrofilů *Phragmites australis* a *Urtica dioica* poukázala na eutrofizaci oblasti (Soukupová 1992; Ostendorp et al. 2001).

Lokalizace 10b : 50.6317267N, 14.7105097E

Nadmořská výška snímku byla 266 m n. m. Snímek měl 1% sklon a byl orientován k jihu. Počet druhů evidovaných na stanovišti na jaře 2017 bylo 15 druhů. Snímek měl v patře E1 pokryvnost 100 %. Ostatní vegetační patra nebyla přítomná. Lokalita po většinu dne nebyla stíněna před sluncem.



Obrázek č. 19. Fotodokumentace snímku 10b

Fytocenologický snímek 11b – referenční snímek na pravém břehu řeky Ploučnice k fytocenologickému snímku 10b

Poloha referenčního stanoviště pro odběr půdního vzorku 11b byla zvolena proti proudu řeky Ploučnice, přibližně 750 metrů východně od snímku 10b. I zde jsme pozorovaly dominanci *Phragmites australis* a *Urtica dioica*, přítomnost *Veronica chamaedrys*, *Poa palustris*, *Lycopus europaeus* a *Alnus glutinosa*, viz obrázek č. 20. Z hojného výskytu *Phragmites australis* a *Urtica dioica* lze i zde vyčíst eutrofizaci půdy (Soukupová 1992; Ostendorp et al. 2001).

Lokalizace 11b : 50.6312503N, 14.7172500E

Nadmořská výška snímku byla 266 m n. m. Snímek měl 1% sklon a byl orientován k jihu. Počet druhů evidovaných na stanovišti na jaře 2017 byl 18 druhů. Snímek měl v patře E1 pokryvnost 100 %. Ostatní vegetační patra nebyla přítomná. Lokalita se nacházela v rovinné nivě v mělkém širokém údolí. Lokalita během denní doby s největší intenzitou

slunečního záření nebyla stíněna před sluncem. V ranních a večerních hodinách zde stínily rostlé stromy v okolí.



Obrázek č. 20. Fotodokumentace snímku 11b.

Fytcenologický snímek 12b – levý břeh Ploučnice kontaminovaný dle Grygar et al. (2016)

Na fytcenologickém snímku 12b byla naprostou dominantou *Urtica dioica*. Početné, ale zdaleka ne tolik hojné byly druhy *Poa palustris*, *Phragmites australis*, *Myosoton aquaticum*, *Impatiens glandulifera*, *Galium album* a *Alliaria petiolata*, viz Obrázek č. 21. I zde byla patrná silná eutrofizace prostředí. Snímek neměl vyvinuto patro E2, na stanovišti jsou ale ve stromovém patře *Alnus glutinosa*.

Lokalizace 12b: 50.6310589N, 14.7094514E

Nadmořská výška snímku byla 266 m n. m. Snímek měl 1% sklon s orientací k jihu. Počet druhů evidovaných na stanovišti na jaře 2017 byl 16 druhů. Snímek měl v patře E1 pokryvnost 100 % a v E3 40 %. Ostatní vegetační patra nebyla přítomná. Bylinné patro bylo částečně stíněno stromy.



Obrázek č. 21. Fotodokumentace snímku 12b.

Fytocenologický snímek 13b – referenční snímek k 13b

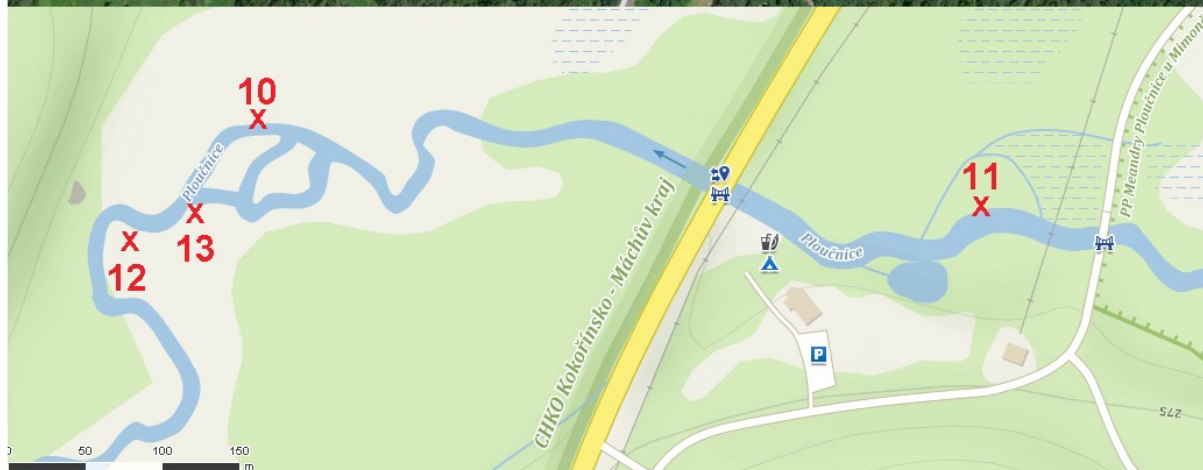
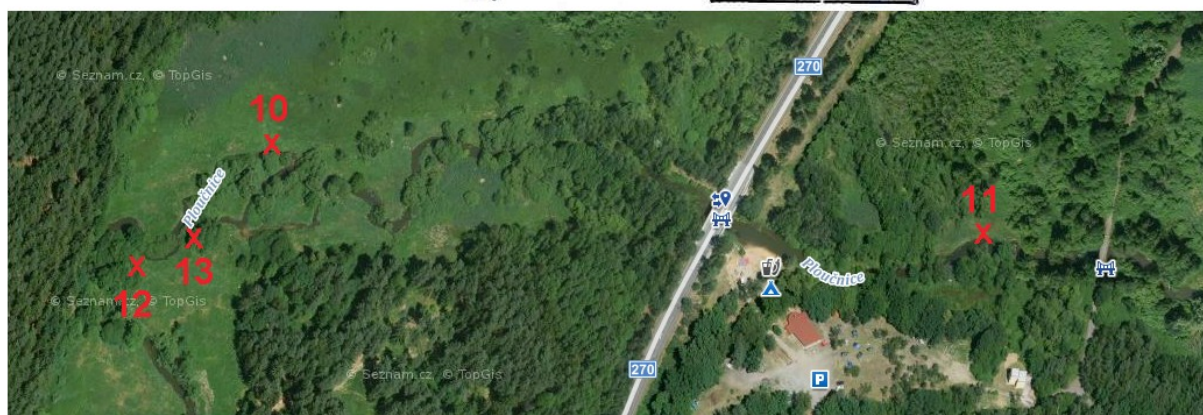
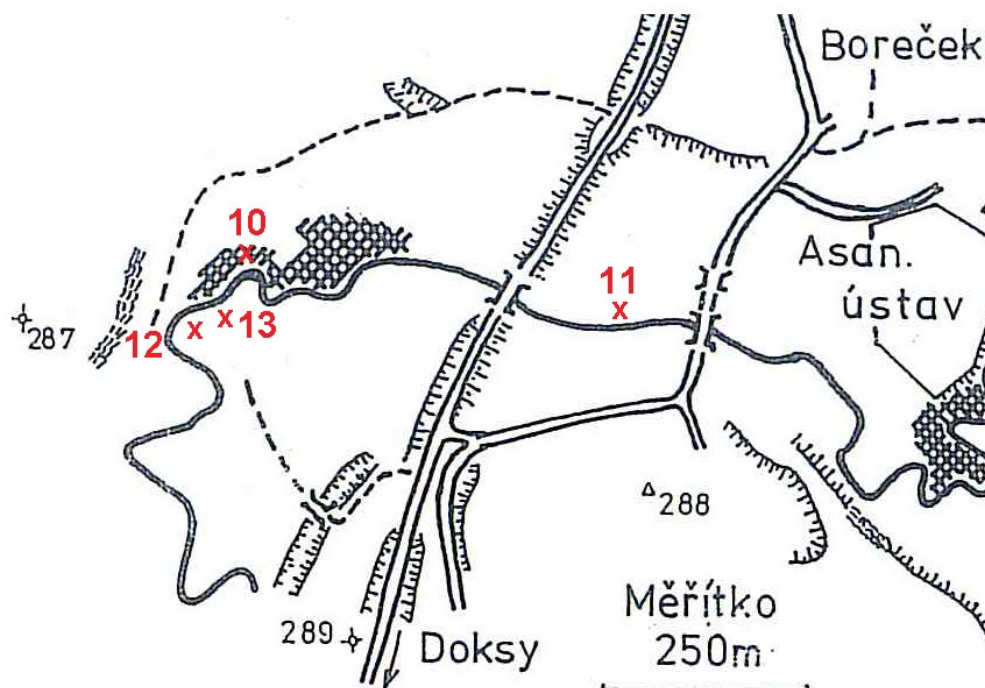
Poloha referenčního stanoviště pro odběr půdního vzorku 11b byla zvolena proti proudu řeky Ploučnice, přibližně 50 m východně od snímku 12b. Nejvyšší pokryvnost vykazovala *Urtica dioica*. Další druhy s vysokou pokryvností byly, stejně jako na 12b, *Poa palustris*, *Phragmites australis*, *Myosoton aquaticum*, *Impatiens glandulifera*, *Galium album* a *Alliaria petiolata*, viz obrázek č. 22. Na tomto místě také byla patrná silná eutrofizace prostředí. Snímek byl bez patra E2, na stanovišti byly ve stromovém patře *Alnus glutinosa*.

Lokalizace 13b: 50.6312642N, 14.7102564E

Nadmořská výška snímku byla 266 m n. m. Snímek měl 1% sklon s orientací k jihu. Počet druhů evidovaných na stanovišti na jaře 2017 byl 15 druhů. Snímek měl v patře E1 pokryvnost 100 % a v E3 40 %. Ostatní vegetační patra nebyla přítomná. Bylinné patro bylo částečně stíněno stromy.



Obrázek č. 22. Fotodokumentace fytocenologického snímku 13b.



Obrázek č. 23. Mapa fytoocenologických snímků a půdních odběrů na lokalitě Boreček. Nákres kontaminace v převzato z Kühn (1997).

Letecký snímek převzat z

<https://mapy.cz/turisticka?x=14.7155334&y=50.6316757&z=17&l=0&base=ophoto>

Turistická mapa převzata z

<https://mapy.cz/turisticka?x=14.7155334&y=50.6316757&z=17&l=0>

5.1.4 Souhrn fytoocenologického snímkování

Na třech různorodých územích bylo vytypováno 13 fytoocenologických snímků (6 na odkališti, 3 v okolí Hamru na Jezeře a 4 v údolní nivě řeky Ploučnice poblíž Borečku), na kterých bylo určeno celkem 112 druhů rostlin. Z popsaných druhů byl zvláště chráněným taxonem kriticky ohrožený *Hypochaeris glabra*, který byl nalezen na snímku 2a (rmut se splachy) a 4a (neutralizační kal). Bylo identifikováno několik invazních druhů: *Arrhenatherum elatius* na snímku 7a, *Impatiens glandulifera* na všech stanovištích v Borečku. Největší počet druhů (41) byl evidován na ploše č. 7, resp. na fytoocenologickém snímku 7a. Nejméně druhů bylo nalezeno na ploše č. 1 – celkem 6 druhů distribuovaných v různém čase – 4 druhy na snímku 1a v roce 2016 a 4 druhy na snímku 1b v roce 2017. Nízký počet druhů mimo odkaliště vykazovaly snímky 8a (12 druhů), 9a (15 druhů), 10b (15 druhů) a 12b (15 druhů).

5.2 Výsledky měření pH a analytického stanovení obsahu prvků v půdních vzorcích

Výsledky ICP-OES emisní spektrometrie a měření pH vzorků substrátů z odkaliště jsou uvedeny v příloze č. 3.

K provedení ICP-OES emisní spektrometrie a měření pH/KCl bylo připraveno celkem 30 půdních vzorků (v příloze č. 3 nesou čísla 6 až 35). 1 vzorek z lokality č. 7 byl během úkonů spojených s přípravou materiálu na spektrometrii zničen a hodnoty pH tohoto vzorku byly vyřazeny.

Výsledky ICP-OES emisní spektrometrie a měření pH vzorků půd z lokalit Hamr nad Jezerem a Boreček, které byly provedeny v laboratoři FAPPZ ČZU, jsou uvedeny v příloze č. 2.

Výsledky měření byly kompletovány s výsledky 5 směsných vzorků zkoumaných v laboratoři ALS Czech Republic s. r. o. z ploch č.1 uranový rmut (v protokolu o zkoušce označeném jako 1A), č. 2 uranový rmut se splachy zeminy (v protokolu zanesen jako 1B), č. 4 neutralizační kaly (v protokolu pod označením 2A), č. 5 hlušina bez porostů *C. epigeos* (protokolové označení 3A) a č. 6 (v protokolu pod kódem 3B). Z finančních důvodů bylo provedeno stanovení obsahu prvků v substrátu za použití ICP-OES emisní spektrometrie pouze jednoho směsného půdního vzorku 4 půdních sond z každého fytoocenologického snímku odkaliště (státní podnik DIAMO nechal provést analytický rozbor vzorků půdy z odkaliště na své náklady) – analytickému stanovení prvků tak bylo podrobena pouze 5 vzorků (fytoocenologický snímek 3b byl určen až 26. 5. 2017 – několik měsíců po provedení analýzy půdních vzorků).

Nejnižší průměrná hodnota pH (4,5) byla naměřena na ploše č. 1 (uranový rmut). Nejnižší průměrná hodnota pH (5,98) mimo odkaliště byla zjištěna na ploše č. 13. Nejvyšší průměrné pH (8,7) vykazovala plocha č. 4 (neutralizační kal). Nejvyšší průměrné pH (7,72) mimo odkaliště bylo na ploše č. 7 (okolí produktovodu Hamr na Jezeře).

Nejvyšší obsah U (130 ppm) vykazoval plocha č. 2 (uranový rmut pokrytý splachy z navážky). Nejnižší obsah U (22,6 ppm) byl naměřen na ploše č. 4. Je vhodné připomenout, že obsah uranu byl měřen pouze na lokalitách odkaliště.

Nejvyšší průměrný obsah Cd (2,87 ppm) byl zjištěn na ploše č. 4. Nejvyšší průměrný obsah Cd (2,044 ppm) mimo odkaliště měla plocha č. 10 na Borečku. Nejnižší průměrný obsah Cd (0,191 ppm) byl zjištěn na ploše č. 7.

Nejvyšší průměrný obsah Pb (91,3 ppm) byl zjištěn na ploše č. 1. Nejvyšší průměrný obsah Pb (72,061 ppm) mimo odkaliště měla plocha č. 10 na Borečku. Nejnižší průměrný obsah Pb (4,5 ppm) byl zjištěn na ploše č. 4. Nejnižší průměrný obsah Pb (14,676 ppm) mimo odkaliště měla plocha č. 7.

Nejvyšší průměrný obsah As (75,6 ppm) byl zjištěn na ploše č. 1. Nejvyšší průměrný obsah As (24,815 ppm) mimo odkaliště měla plocha č. 8 na Hamru. Nejnižší průměrný obsah As (2,734 ppm) byla zjištěna na ploše č. 9.

Nejvyšší průměrný obsah S (100 000 ppm) byl zjištěn na ploše č. 1. Nejvyšší průměrný obsah S (813,52 ppm) mimo odkaliště měla plocha č. 10 na Borečku. Nejnižší průměrný obsah S (222,719 ppm) byl zjištěn na ploše č. 9.

Nejvyšší průměrný obsah P (2083,528 ppm) byl zjištěn na ploše č. 10. Nejnižší průměrný obsah P (272,113 ppm) byl zjištěn na ploše č. 9.

Snímek 7a, u kterého byla předpokládána mírná úroveň kontaminace (nižší než u 8a ale vyšší než u 9a), ve skutečnosti vykazuje nejnižší obsahy Cd, Pb a Zn v oblasti Černého rybníka. Půda na ploše č. 7 má oproti č. 9 také koncentraci Al, Ca, Cr, Fe, Mg, Mn, Ni, P, S. Navíc půda na 7a má výrazně zásaditější pH.

Analýza obsahu prvků z úrovně 30 až 60 cm pod povrchem vyústění uranového produktovodu odhalila, že hlubší vrstva zeminy je oproti povrchu velmi chudá na obsah všech zkoumaných prvků. Měření pH dosáhlo silně kyselých hodnot.

Zemina z referenční plochy č. 9 má ze všech zkoumaných oblastí nejnižší obsah P a S (jakožto důležité biogenní prvky), dále nejnižší hodnoty Al, As, Ca, Fe, Mn, Ni a relativně nízké hodnoty B, K oproti výsledkům z ostatních stanovišť.

Lokace půdních odběrů jsou spolu s lokalizací vytypovaných ploch zaneseny na mapkách a nákresech na obrázcích č. 14, č. 18 a č. 23.

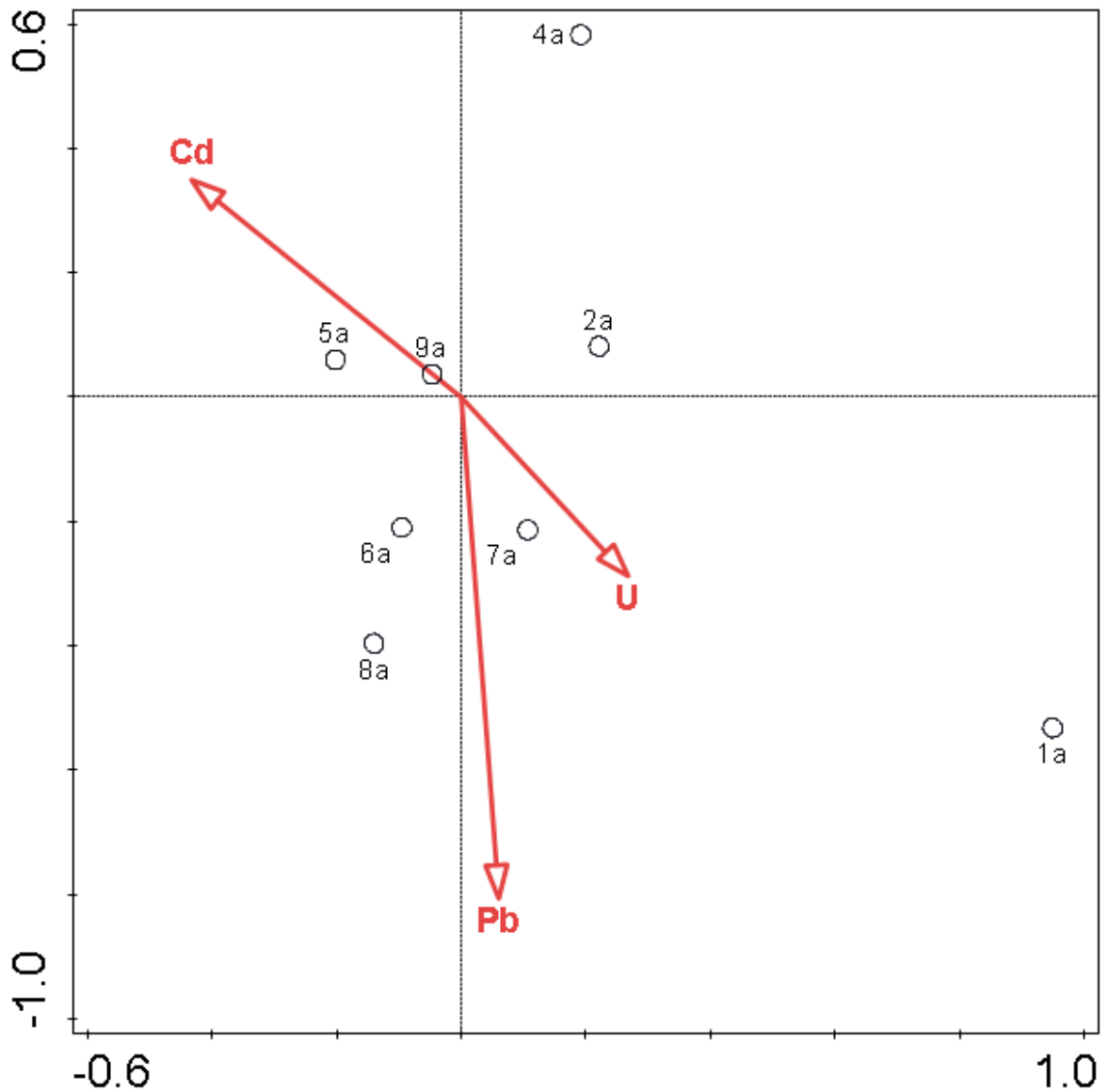
5.3 Statistické zpracování dat

5.3.1 Výstupy programu CANOCO

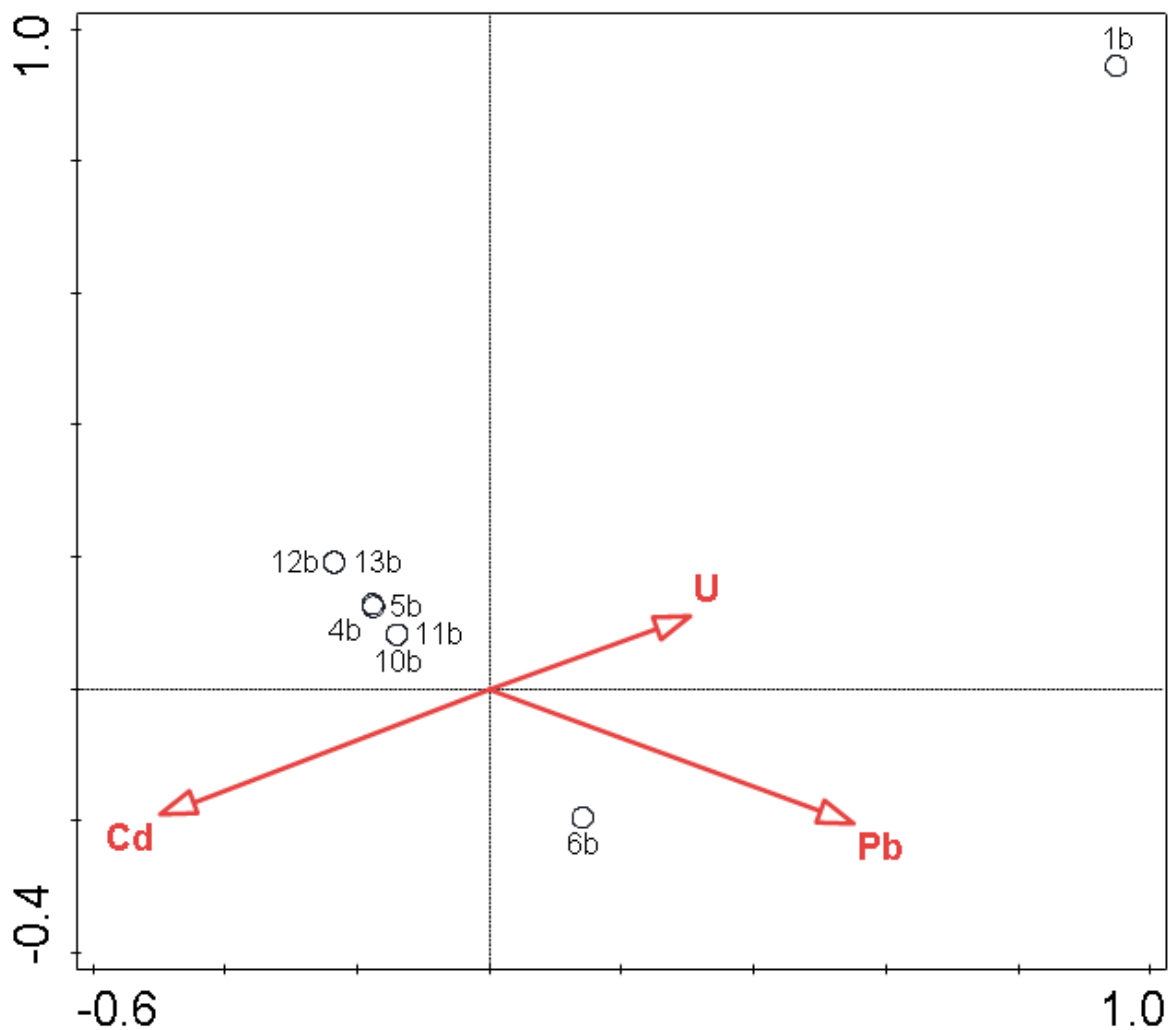
V roce 2016 byla porovnávána fytoocenologická data a půdní parametry z lokalit vytypovaných na odkališti (1, 2, 4, 5, 6) a Hamru na Jezeře (7, 8, 9). Pro rok 2017 byla porovnána data ze znovu provedených snímků na plochách odkaliště (1, 4, 5, 6) a nově provedených snímků na lokalitě Boreček (10, 11, 12, 13). V roce 2017 nemohly být do analýzy zařazeny lokality 2 a 3. Lokalita 2 byla zničena závážkou krycího materiálu a pro lokalitu 3 nebyl proveden analytické stanovení prvků v půdních vzorcích. Pro analýzy dat ze snímků na odkališti z let 2016 a 2017 byla použita tatáž data analýzy půdy, protože se

nepředpokládá, že by se během několika měsíců obsah sledovaných prvků významně změnil. Pro účely ordinační analýzy byly použity hodnoty aritmetického průměru obsahů prvků v daném snímku (viz příloha č. 5).

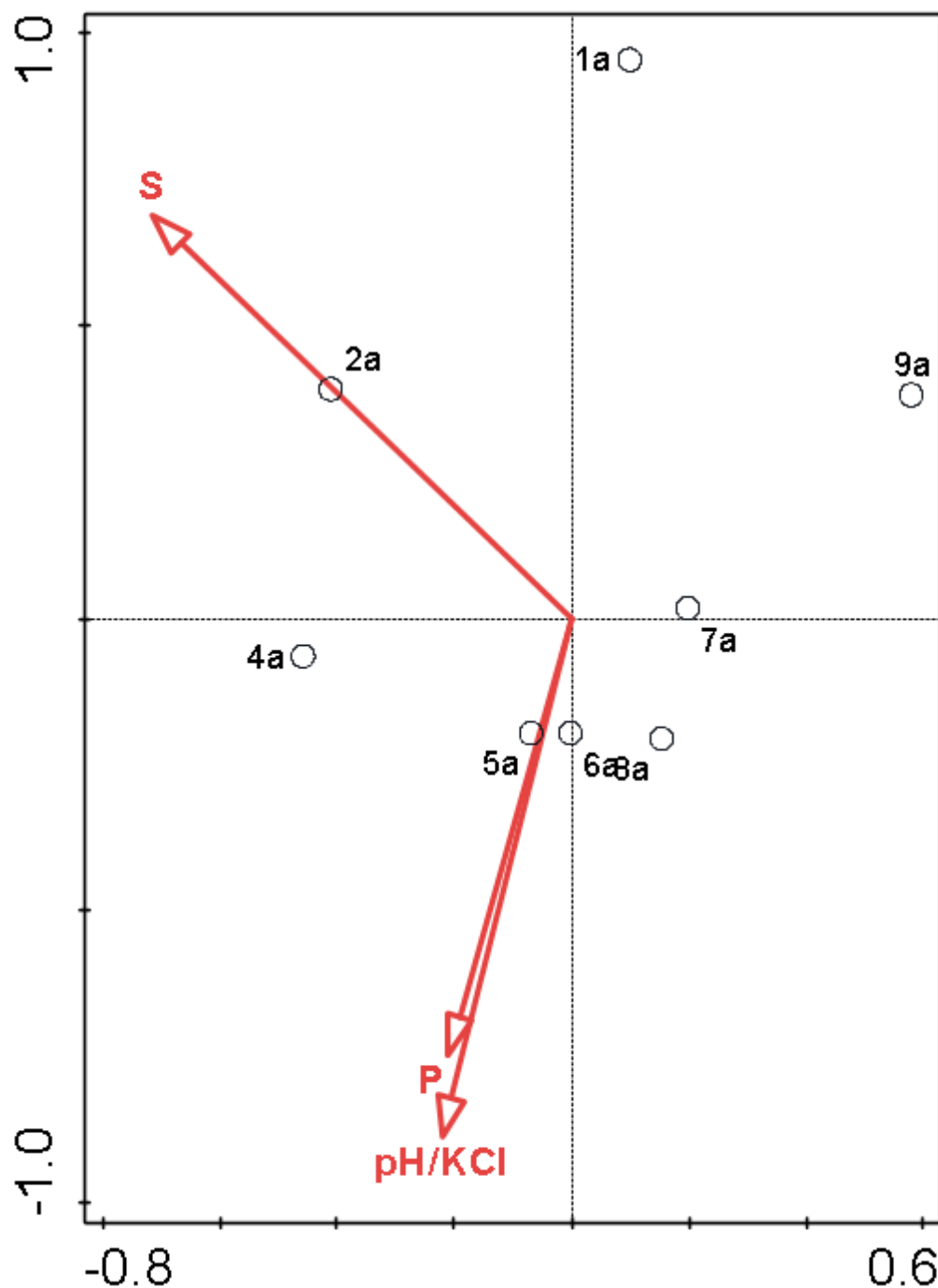
V programu Canoco byly vytvořeny ordinační diagramy s proměnnými, jejichž gradienty nejvíce ovlivňovaly rostlinná společenstva popsána na daných snímcích: kadmium, olovo, uran, fosfor, síra, pH/KCl. Ordinační diagramy těchto vztahů můžeme vidět na obrázcích č. 24, 25, 26, 27.



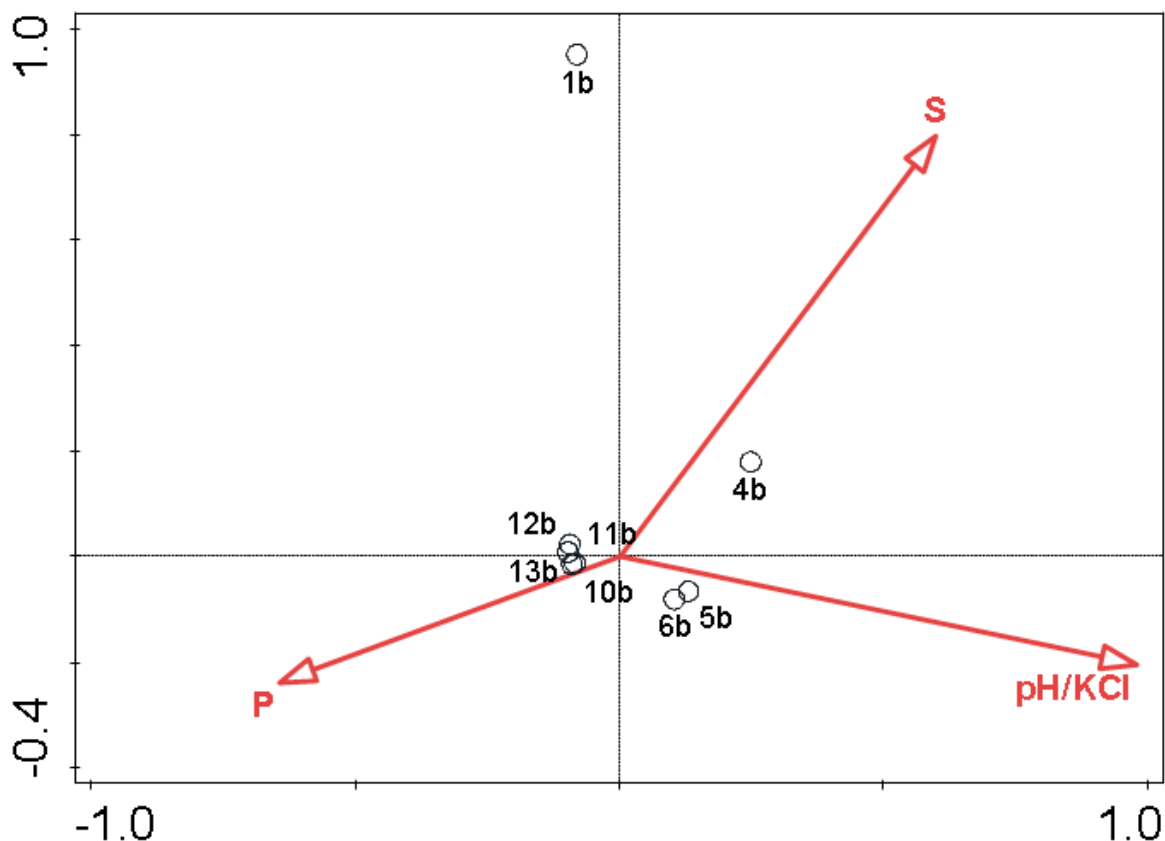
Obrázek č. 24. Kanonicko korelační analýza (CCA). Vliv gradientu nejvýznamnějších rizikových prvků v roce 2016 na podobnost společenstev v jednotlivých snímcích. Vypovídající proměnné činní 79,44 %, přičemž první ordinační osa vysvětluje 34,5 % a druhá 27,0 % variance. Šipky označují environmentální proměnné a kroužky jednotlivé snímky.



Obrázek č. 25. Kanonicko korelační analýza (CCA). Vliv gradientu nejvýznamnějších rizikových prvků v roce 2017 na podobnost společenstev v jednotlivých snímcích. Vypovídající proměnné činní 100 %, přičemž první ordinační osa vysvětluje 38,5 % a druhá 33,0 % variability. Šipky označují environmentální proměnné a kroužky jednotlivé snímky.



Obrázek č. 26. Kanonicko korelační analýza (CCA). Vliv gradientu nejvýznamnějších živin a pH/KCl v roce 2016 na podobnost společenstev v jednotlivých snímcích. Vypovídající proměnné činní 49,53 %, přičemž první ordinační osa vysvětluje 22,1 % a druhá 16,3 % variability. Šipky označují environmentální proměnné a kroužky jednotlivé snímky.



Obrázek č. 27. Kanonicko korelační analýza (CCA). Vliv gradientu nejvýznamnějších živin a pH/KCl v roce 2017 na podobnost společenstev v jednotlivých snímcích. Vypovídající proměnné činní 57,39 %, přičemž první ordinační osa vysvětluje 26,9 % a druhá 18,8 % variability. Šipky označují environmentální proměnné a kroužky jednotlivé snímky.

5.3.2 Korelace obsahů prvků, případně hodnot pH/KCl v programu STATISTICA

Úplné výsledky analýzy korelačních vztahů mezi obsahy prvků, potažmo hodnotou pH, jsou k dispozici v příloze č. 6. Konkrétní výsledky relevantní pro tuto práci jsou diskutovány v oddílu 6.1.2 Vyhodnocení výsledků z programu STATISTIKA.

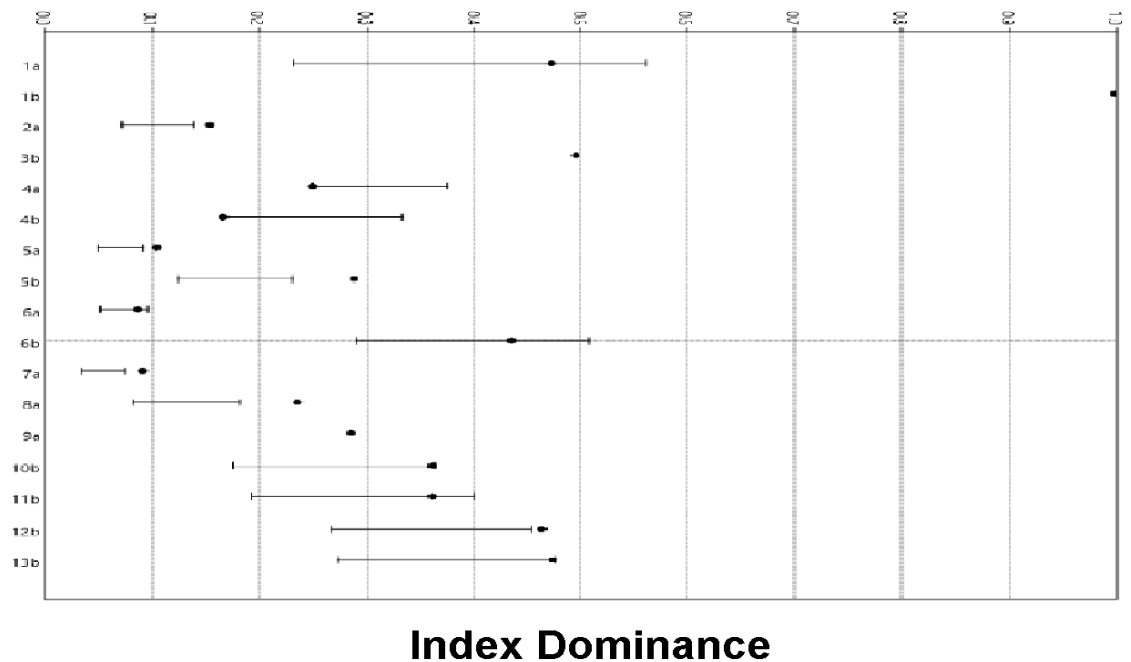
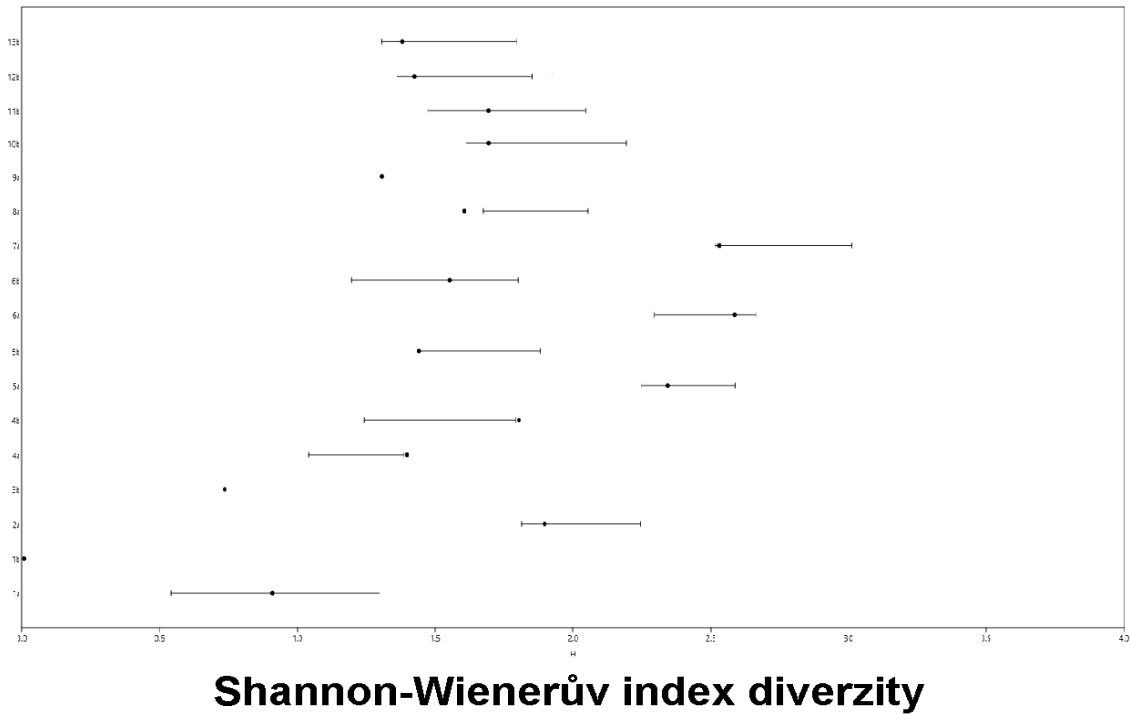
5.3.3 Výstupy programu PAST

Zjištěné hodnoty indexů pro jednotlivé snímky jsou ke shlednutí v příloze č. 7.

Index Dominance a Shannon-Wienerův index diversity

Vizualizaci hodnot indexu Dominance a Shannon-Wienerova indexu můžeme vidět na obrázku č. 28. Nejnižší hodnota indexu Dominance a zároveň nejvyšší hodnota Shannon-Wienerova indexu diversity byla v roce 2016 zjištěna u snímku 6a. Mimo odkaliště byla nejnižší hodnota indexu Dominance v roce 2016 zjištěna u snímku 7a. Zároveň zde byla zjištěna nejvyšší hodnota Shannon-Wienerova indexu z ploch mimo areál odkaliště chemické

úpravny. Nejvyšší index dominance a nejnižší Shannon-Wienerův index jsme v roce 2016 pozorovaly u snímku 1a. Nejvyšší index dominance a nejnižší Shannon-Wienerův index v roce 2016 mimo odkaliště jsme našly u snímku 9a.



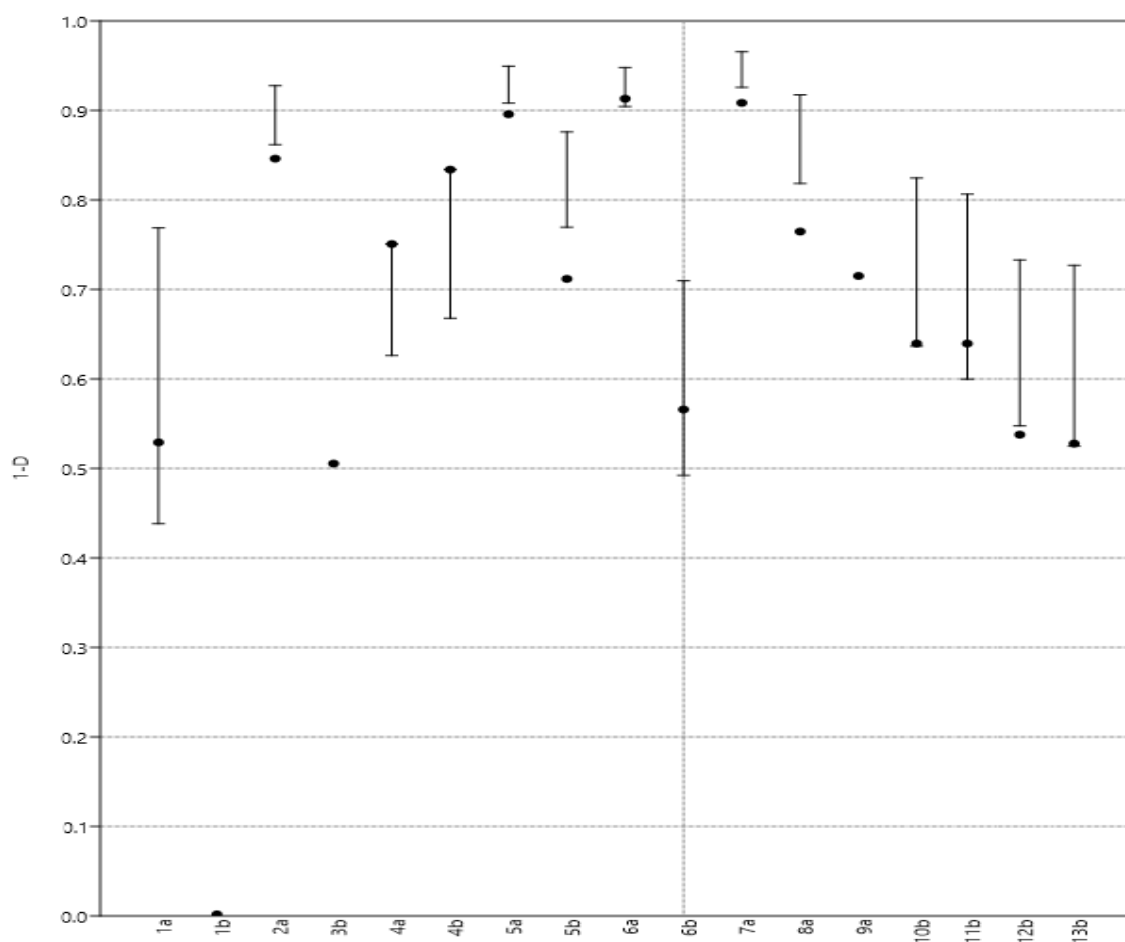
Obrázek č. 28. Graf hodnot Shannon-Wienerova indexu a indexu Dominance

Nejnižší hodnota indexu Dominance a zároveň nejvyšší hodnota Shannon-Wienerova indexu pro rok 2017 byla zjištěna u snímku 4b. Nejnižší hodnota indexu Dominance a zároveň nejvyšší hodnota Shannon-Wienerova indexu byla v roce 2017 mimo odkaliště zjištěna u snímků 10b a 11b. Nejvyšší index dominance a nejnižší Shannon-Wienerův index v roce 2017 zjistily u snímku 1b. Nejvyšší index dominance a nejnižší Shannon-Wienerův index v roce 2017 mimo odkaliště byl u snímku 13b.

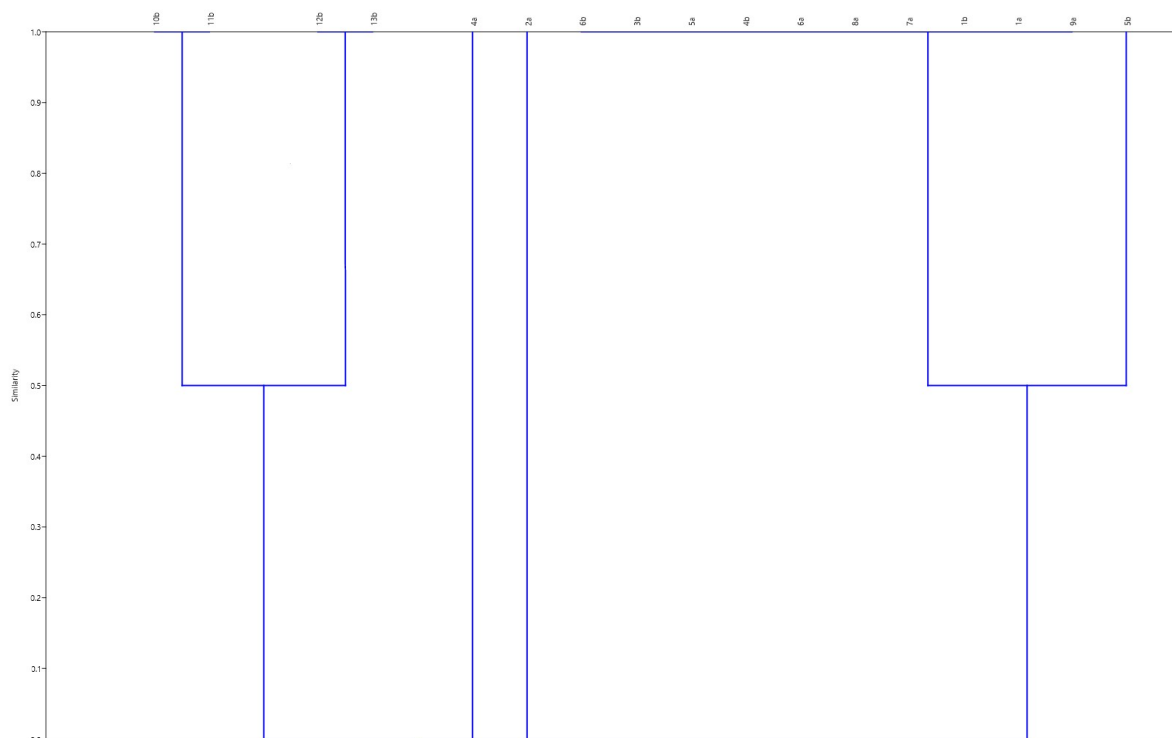
Ze všech snímků z let 2016 a 2017 dohromady byla nejnižší hodnota indexu Dominance a zároveň nejvyšší hodnota Shannon-Wienerova indexu u snímku 6a. Mimo odkaliště jsme nejnižší hodnotu indexu Dominance a zároveň nejvyšší hodnotu Shannon-Wienerova indexu pozorovaly u snímku 7a. Nejvyšší index dominance a nejnižší Shannon-Wienerův index byl sledován u snímku 1b. Nejvyšší index dominance a nejnižší Shannon-Wienerův index mimo odkaliště měl snímek 13b.

Simpsonův index

Vizualizaci hodnot Simpsonova indexu můžeme vidět na obrázku č. 29. Nejvyšší hodnotu Simpsonova indexu vykazoval snímek 6a. Mimo odkaliště měl nejvyšší hodnotu tohoto indexu snímek 7a. Nejnižší index byl zjištěn na snímku 1b. Mimo odkaliště byl snímek s nejnižším indexem 13b. Data tedy souhlasila s výsledky měření Indexu dominance. Při pohledu na Simpsonův kladogram (viz obrázek č. 30) můžeme sledovat, že snímky 6b, 3b, 5a, 4b, 6a, 8a, 7a, 1b, 1a a 9a utvořily velkou skupinu. Toto zobrazení však nekoresponduje se zjištěním, že hodnoty indexu pro 1b a 6a se nejvíce liší ze všech zkoumaných snímků a zároveň jsou v kladogramu blízko sebe v jedné skupině. Druhou skupinou navzájem si podobných snímků dle Simpsonova Indexu jsou plochy z oblasti Boreček 10b s 11b a 12b s 13b.



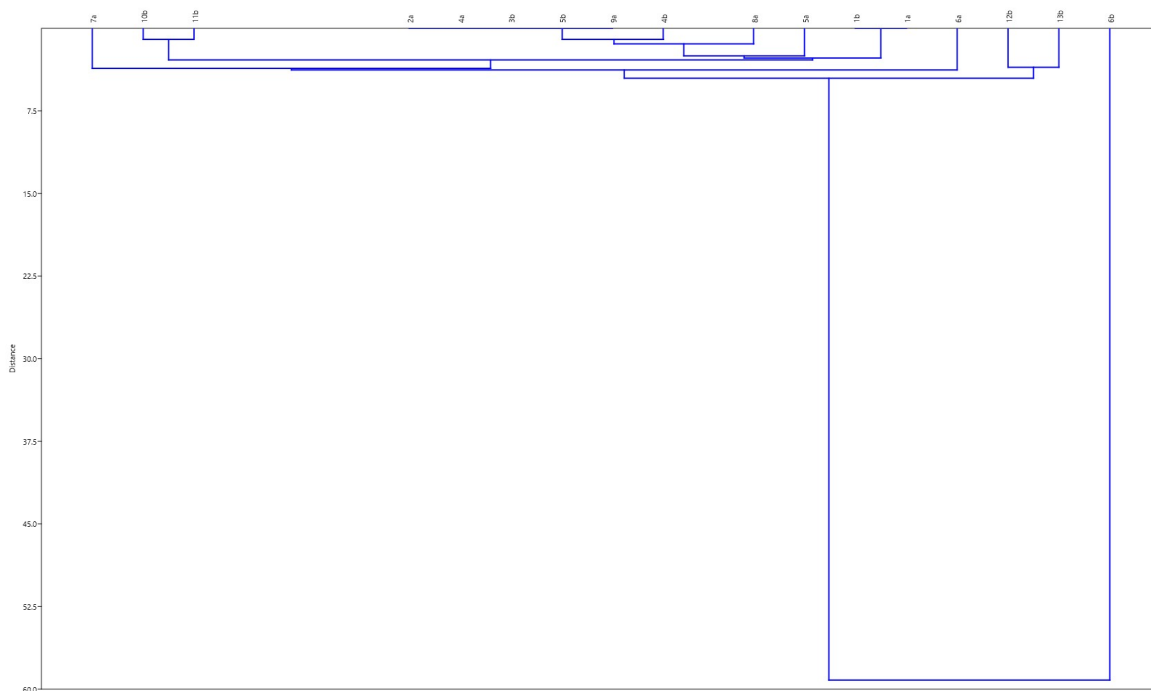
Obrázek č. 29 . Graf hodnot Simpsonova indexu



Obrázek č. 30. Simpsonův kladogram

Euklidovské vzdálenosti

V kladogramu Euklidovských vzdáleností (viz obrázek č. 31) byly nejvíce odlišnými snímky 6b (haldovina se zvýšeným obsahem rizikových prvků a s přítomností *C. epigeos* v roce 2017) a 7a (lesní společenství s velmi nízkou kontaminací blízko produktovodu Hamr v roce 2016). Naopak velmi podobnými byly 10b (kontaminovaný pravý břeh Ploučnice) a 11b (referenční plocha k 10b-nekontaminovaný pravý břeh Ploučnice), 1a (uranový rmut podzim 2016) s 1b (uranový rmut jaro 2017). Další skupinu snímků tvořily 2a (rmut se splachy, dostatek P ale málo N 2016), 4a (neutralizační kal 2016), 3b (rmut se splachy 2017), 5b (haldovina bez *C. epigeos*) a 9a (referenční plocha Hamr – kulturní les chudý na živiny).

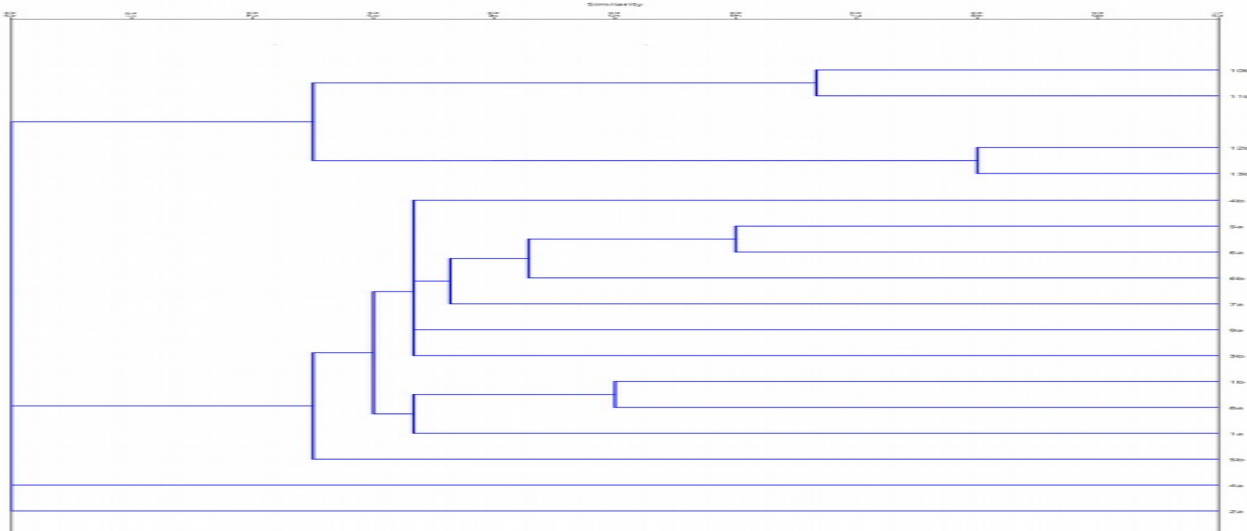


Obrázek č. 31. Kladogram Euklidovských vzdáleností

Jaccardův index

V kladogramu, který zobrazuje hodnoty Jaccardova indexu (viz obrázek č. 32) podobnosti vidíme největší podobnost mezi snímky 12b (levý břeh Ploučnice kontaminovaný) a 13b (referenční plocha k 12b – levý břeh Ploučnice nekontaminovaný).

Dále vykazují druhovou podobnost 10b (pravý břeh Ploučnice kontaminovaný) s 11b (pravý břeh Ploučnice kontaminovaný) a 5a (haldovina bez *C. epigeos*) a 6a (haldovina s *C. epigeos*). Za zajímavou považují relativní podobnost 1b (uranový rmut na jaře 2017) a 8a (kontaminovaný lesní porost) – druhová podobnost jinak značně odlišných snímků je pravděpodobně vyvolána malým počtem druhů (4 taxony na 1b), přítomností *Betula pendula* a *C. epigeos* na obou snímcích. Výsledky půdních rozborů poukazují na to, že oba tyto druhy dokáží přežít i v silně nepříznivých podmínkách uranového rmutu, kde je kombinace nízkého pH, nedostatku živin a vyššího obsahu některých rizikových prvků. Nejvíce vzdálenými a odlišnými byly v kladogramu 2a (uranový rmut se splachy zeminy podzim 2016) se skupinou snímků 10b, 11b, 12b a 13b – s žádnou eutrofizovanou plochou podél Ploučnice nesdílí snímek 2a ani jeden druh.



Obrázek č. 32. Jaccardův kladogram

Porovnání druhové diverzity fytoocenologických snímků

Z grafu diverzity fytoocenologických snímků lze vyčíst, že největší diverzitou oplývaly snímky 7a (poblíž produktovodu na Hamru), 6a (haldovina s *C. epigeos*) a 5a (haldovina bez *C. epigeos*). Naopak velmi nízkou diverzitu měly snímky z lokality 1 (uranový rmut), viz příloha č. 8.

Prudký vrchol statistické věrnosti pro shlukovací parametr α v hodnotě 1 naznačuje vysokou pravděpodobnost chyby ve shlukování (Anderson, 2006). Tento nárůst vykazují pouze snímky s malým počtem druhů, zejména 1a.

6 Diskuze

6.1 Vyhodnocení výsledků

6.1.1 Vyhodnocení obsahu prvků a hodnot pH

Principy chemických rozborů zemědělské půdy, což zahrnuje i stanovení obsahu rizikových prvků a rizikových látek, legislativně popisuje vyhláška č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků, ve znění pozdějších předpisů, v příloze č. 3 a mění vyhláška č. 335/2017 Sb. Vyhláška však nedefinuje interpretaci obsahů ani nestanovuje limity těchto látek v půdě. V příloze č. 2 vyhlášky č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, jsou uvedeny obsahy některých stopových prvků. Překročení těchto hodnot může být indikátorem ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy. Zákon také stanovuje maximální limity rizikových prvků a mikroprvků v případě, že by zemědělská půda měla být ošetřena kaly nebo sedimenty (vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 382/2001 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a vyhláška 257/2009 Sb.).

Pokud bychom jako měřítko ohrožení půdy na zkoumaných lokalitách použili limity stanovené pro běžné půdy v příloze č. 1 (Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou) vyhlášky č. 153/2016 Sb., vypadal by souhrn hodnocení půdních vzorků zkoumaných v této práci následovně:

Obsahu arsenu v běžných půdách (20 mg/kg sušiny=20 ppm v sušině) byl překročen na všech stanovištích odkaliště (v případě rmutu více než trojnásobně, na haldovině dvojnásobně, neutralizační kaly o 6 mg/kg, resp. 6 ppm). Mimo prostory odkaliště obsah As mírně překročil doporučený limit ve výpusti produktovodu Hamr na lokalitě č. 8 a na ploše č. 10 na Borečku.

Limit obsahu kadmia (0,5 mg/kg sušiny=0,5 ppm v sušině) byl překročen na všech lokalitách na odkališti (na neutralizačních kaley více jak pětinašobně), na ploše č. 8 Hamr výpust (trojnásobně) a na lokalitě Boreček na plochách 10, 11 a 12 (nejvíce na č. 10, hodnota byla překročena čtyřnásobně).

Limit pro chrom (90 mg/kg, resp. 90 ppm) byl překročen v areálu odkaliště na plochách č. 5 a 6-hlušina.

Limit pro měď (60 mg/kg, resp. 60 ppm) byl překročen na stanovištích č. 5 a 6 (přibližně 2,5x) a na Hamru na ploše č. 8.

Limit obsahu olova (60 mg/kg), resp. 60 ppm byl na odkališti výrazně překročen na plochách č. 1 a 2, mírně na č. 5 a 6. Mimo areál odkaliště byla hodnota vyšší na lokalitách č. 8, 9 (Hamr) a 10, 11 (pravý břeh Ploučnice u Borečku).

Překročení limitu u zinku (120 mg/kg, resp. 120 ppm) bylo nejvíce výrazné na snímku 10b a 8a (4 až 5 násobek), ale zvýšené hodnoty vykazovaly všechny lokality, kromě ploch č. 1 a 7. Zn hraje významnou úlohu v příjmu Cd rostlinami díky svému podobnému chemismu.

Zn a Cd vykazují v metabolismu rostlin komplexní vztah, který je ve většině případů antagonistický (Adriano 2001).

Je nutné zdůraznit, že toto srovnání je pouze ilustrační. Žádná z lokalit není zemědělsky využívána a pouze plochy č. 7, 8 a 9 se nacházejí v oblasti kulturního lesa, kde je prováděna těžba dřeva.

Měření pH odhalilo, že uranový rmut na lokalitě 1 byl nejkyselější ze zkoumaných substrátů. Hodnoty pH u trvalých travnatých ploch pro zdárný růst rostlin se uvádí mezi 4,5 a 6 a pro orné půdy se pohybují mezi 5,5 a 7,5, (Richter 1997). Rmut se tak pohyboval na samé spodní hranici kyselosti, kterou rostliny dokáží běžně snášet. Jak už bylo zmíněno výše, nízké pH snižuje kvalitu půdy a zhoršuje podmínky pro růst rostlin. Obsah dusíku, fosforu a bóru ve vylouženém rmutu byl extrémně nízký. Příjem těchto prvků rostlinami byl navíc negativně ovlivněn nízkým pH. Toxický dopad vysokého obsahu rizikových prvků, zejména hliníku, arsenu, kadmia a uranu byl naopak umocněn kyselým prostředím, které zvýšilo mobilitu těchto kovů a polokovů, a tudíž i vstup do rostlinných pletiv (Adriano 2001; Šarapatka et al. 2002; The International Atomic Energy Agency 2004).

Nejvíce zásaditým substrátem byl neutralizační kal. Mobilita rizikových prvků byla díky vysokému pH omezena. pH však bylo již mimo optimum pro růst rostlin (Richter 1997) a obsah živin natolik nízký, že složení materiálu silně nepříznivě ovlivňuje rozvoj vegetace. Nízký obsah organické hmoty navíc nejspíše nedokázal neutralizovat vysoký obsah kadmia, které ovlivňuje přirozený příjem živin (Adriano 2001).

6.1.2 Vyhodnocení výsledků z programu STATISTIKA

Kladná či záporná korelace koncentrací prvků v hornině či půdě je jev dokumentovaný na mnoha příkladech. Ve Strážském bloku je uran asociován s niobem, thoriem, zirkonem a hafniem (Starý et al. 2020). Běžným jevem je také kumulace sloučenin arsenu v uranových ložiscích (Roshnani & Míralili 2009).

V této části práce bych se chtěl zaměřit zejména na korelační vztahy mezi parametry, které dle výsledků vícerozměrné analýzy v programu CANOCO měly nejvýznamnější vliv (koncentrace U, Cd, Pb, P, S a hodnoty pH/KCl) na fytoocenózu a pokryvnost vegetace na daných snímcích – viz oddíl 5.3.1 Výstupy programu CANOCO. Na základě korelačních vztahů jsem se pokusil odhadnout obsah C, jakožto ukazatel podílu organické hmoty v půdě, která je důležitým faktorem při přechodu rizikových prvků z půdy do kořene.

Úplné výsledky analýzy korelačních vztahů mezi obsahy prvků, potažmo hodnotou pH, jsou k dispozici v příloze č. 6.

Z analýzy obsahů prvků v půdních vzorcích zkoumaných lokalit vyplývalo, že koncentrace uranu v materiálech vytěžených a zpracovaných v zájmové oblasti Stráž-Hamr pozitivně korelovala s koncentrací arsenu (+0,9) a naopak negativně korelovala s hodnotami hořčíku (-0,9), manganu (-0,9), hliníku (-0,9) a kadmia (-0,9). Z finančních a technologických důvodů nebylo možné provést stanovení obsahu U v půdních vzorcích mimo areál odkaliště. U však vykazovalo kladný korelační vztah s As (viz příloha č. 6). Pomocí korelačního vztahu U a As lze odhadnout, že nejvyšší obsah U na přirozených lokalitách jsme mohli očekávat ve

výpusti důlních vod na Hamru (snímek 8a) a na kontaminované lokalitě pravého břehu Ploučnice (snímek 10b). Dle obsahu U vůči As na stanovištích odkaliště jsem odhadl koncentraci uranu na snímcích 8a a 10b na hodnotu mezi 15 až 20 ppm. Na ostatních plochách jsem předpokládal obsah vyšší než průměrná abundance U v zemské kůře 2ppm (Emsley 2001) ale nepřesahující 15 ppm. Lokalita s nejnižší předpokládanou koncentrací U proto byla lokace č. 9., protože do těchto míst se mohly radionuklidy transportovat pouze vzdušnou deponií.

Obsah kadmia pozitivně koreloval s relativním množstvím chromu (0,783217), manganu (0,923077), niklu (0,818182), hliníku (0,748252) a zinku (0,678322). Díky podobnému chemismu v rostlinných buňkách se příjem kadmia snižuje s rostoucí absorpcí zinku, který je na rozdíl od kadmia esenciálním prvkem a plní biologickou funkci v metabolismu rostlin (Adriano, 2001). Pokud zemědělská půda vykazuje zvýšený obsah Cd, lze omezit přechod tohoto polutantu z půdního prostředí do kulturních rostlin tím, že se půda obohatí o zinek ve vhodné formě. Zn se stává toxickým až při mnohem vyšší koncentraci, než je tomu u Cd. Kadmium také snižuje příjem hořčíku a manganu (Adriano 2001).

Relativně vysoký obsah kadmia a nízký obsah uranu v neutralizačních kalech byl pravděpodobně způsoben extrakčními procesy, kterými prošel mateční louh, aby se dosáhlo stabilizované suspenze. Dekontaminační a neutralizační technologie z matečních technologických roztoků vysrážela pouze některé prvky a sloučeniny, například sírany a sloučeniny určitých kovů, jako železo nebo uran (Říhák 2009b). Ve výsledném filtračním koláči pak byly oproti rmutu koncentrovány zbylé složky, které technologie dekontaminace nedokázala extrahovat.

Olovo nevykazovalo kladné ani záporné korelační vztahy z žádným z ostatních zkoumaných parametrů zanesených do vstupních dat pro program STATISTIKA. Nepotvrdil se předpoklad, že by zvýšený obsah U kladně koreloval s obsahem Pb, přestože Pb je konečným členem Uran-radiové rozpadové řady.

Koncentrace S pozitivně korelovala s obsahem niklu (0,77622), vápníku (0,89510) a arsenu (0,96503). U síry je potřeba zohlednit, zda je zkoumaná lokalita přirozená a síra se vyskytuje ve formě a množství, které je přijatelné pro životní funkce rostlin (Hamr, Boreček), anebo je naopak excesivně vysoká koncentrace síry ve formě nevyužitelné, respektive toxické podobě kyseliny sírové a síranových solí na uměle vytvořených substrátech uranového rmutu a neutralizačních kalů. Síra vyskytovala v největším množství v materiálech, na které byla aplikována H_2SO_4 jako lužidlo uranu. Jak už bylo uvedeno výše, v ložiscích uranu se často agregují také sloučeniny As, jak tomu bylo nejspíše i v oblasti Stráž pod Ralske-Hamr na Jezeře, což mělo za následek přítomnost As, ve kterých byl i vysoký obsah zbytkových sloučenin síry. Mateční hornina uranového ložiska je křídový pískovec, který má vysoký obsah Ca. V neutralizačních kalech byl obsah Ca ještě navýšen při neutralizaci kyselých roztoků vápenným mlékem. Obdobně byl uranový rmut ošetřen vápnem. Vápenné mléko bylo pravděpodobně použito i na některých kontaminovaných plochách, kde se vyvinul souvislý vegetační pokryv s vysokým podílem organické hmoty,

kteřá obsahuje, mimo jiné, síru (plochy č. 7 a 8, pravděpodobně také 5 a 6). Ta se zde ale vyskytovala v mnohem menší koncentraci než v matečném louhu.

pH/KCl pozitivně korelovalo s obsahem Mg (0,762238), což nejspíše souviselo s aplikací vápenného mléka, které je zásadité neutralizačním činidlem s obsahem Mg. Hodnoty pH/KCl vykazovaly pozitivní korelaci také s Ni (0,601399) a s Cr (0,734266).

Koncentrace P vykazovala pozitivní korelaci s obsahem B (0,965035), K (0,909091), Mn (0,636364), Zn (0,916084), Al (0,776224), Fe (0,713287) a C (0,90000). Při zvýšeném obsahu P tedy lze očekávat i vyšší obsah C, což by na přirozených lokalitách mohlo indikovat vyšší podíl organické hmoty v půdě.

U vzorků z ploch 7, 8 a 9 neznáme obsah uranu v půdě. Na základě zjištěných dat a výsledků této práce jsem se pokusil alespoň o přibližný odhad. Vzhledem k faktu, že v ložiscích uranové rudy jsou v relativně vyšším množství přítomné sloučeniny As (Roshnani & Mírjalili 2009), což podpořilo zjištění pozitivní korelace množství As a U ve Strážském bloku, bylo odhadnuto, že byla na snímku 7a oproti 9a mírně vyšší koncentrace uranu spolu s asociovaným arsenem. Referenční snímek 9a, který nebyl zasažen následky těžby uranu, měl nižší druhovou diverzitu a větší míru dominance než nejvíce kontaminovaný snímek z oblasti Hamru na Jezeře, tzn. 8a. Snímek 9a vykazoval také menší diverzitu než snímek 7a, který měl nízký obsah rizikových prvků, ale byl situován přímo u produktovodu a byl tedy přinejmenším částečně vystaven zvýšeným hodnotám ionizujícího záření. Vzhledem k nízkému obsahu živin na ploše č. 9 se zdálo relevantnější srovnávat mezi sebou spíše vzorky z č. 7 a č. 8. Půda z ústí produktovodu na ploše č. 8 obsahovala vyšší podíl všech zkoumaných prvků, jak rizikových, tak biogenních (kromě Ca). Vyšší obsah prvků byl nejspíše výsledkem kombinace těchto faktorů: vypouštění důlních vod v 70. letech 20. století, vymývání organické hmoty z betonového kanálu s následným splachem do místa odběru půdy a odlišný charakter porostu (oproti snímku 7a). Lokalita č. 8 měla větší podíl vzrostlých dřevin v patře E3, z nichž opadala biomasa na zem pod nimi. Fytoextrakce rizikových prvků z různých hloubek do nadzemních částí rostlin (Adriano 2001; Mihalík et al. 2010) a následný opad a zpětné uvolňování rizikových prvků z rozkládající se organické hmoty mohlo koncentrovat rizikové prvky v povrchové vrstvě zeminy. Opadávající borová kůra, jehličí a další organické zbytky měli za výsledek redukci pH (Zapata-Carbonell 2020), které bylo na ploše č. 8 nižší, než bylo naměřeno na vzorcích z č. 7. Zemina na ploše č. 8 má i přesto pH vyšší než 7, tudíž je zdejší půdní prostředí mírně alkalické. Zásadité pH spolu s vysokým obsahem P a pravděpodobně i vysokým podílem organických sloučenin by mělo částečně eliminovat toxické účinky rizikových prvků na rostliny v bylinném patře (Balonov et al. 1995; Strelb & Gerzabek 1995; Adriano 2001; Mihalík et al. 2011b). Snímek 8a se složením půdy i charakterem fytocenózy více podobalo eutrofyzovaným lokalitám na Borečku než sousedícímu snímku 7a.

Ze zvýšeného obsahu Ca, Mg a zásaditějšího pH na snímcích 7a a 8a oproti kontrolnímu snímku 9a, i oproti všem snímkům v oblasti Boreček, bylo vyvozeno, že v okolí produktovodu jižně od Černého rybníka bylo aplikováno vápenné mléko, které je doposud používáno jako standardní přípravek na ošetření maloplošné kontaminace (Vostarek et al. 2016), což

podpořily i výsledky rozboru vzorků ze stanoviště neutralizačních kalů č. 4, kde vápenné mléko bylo použito ve velkém množství při produkci stabilizované suspenze. Vyšší podíl kovů na snímku 7a oproti 9a bylo možná způsobeno použitím mechanizace při výstavbě a provozu produktovodu, popř. uniku důlních vod vedených kovovým potrubím do blízkého okolí betonového žlabu.

Relativně nízké obsahy rizikových prvků a živin v půdě z plochy č. 7 (ve srovnání s č. 8) lze také dát do spojitosti se samotnými stavebními pracemi produktovodu. Analytické stanovení prvků a pH odhalilo, že vrstva půdy v hloubce 30 až 60 cm měla silně kyselé pH a vykazovala velmi nízký obsah všech měřených prvků. Spodní vrstva zeminy vlastnostmi odpovídala okolním půdám, kde se dle půdní mapy nachází kryptopodzol arenický kambizem podzolovaná (viz obrázek č. 3). Pokud při stavbě betonového žlabu, který byl zapaščen do terénu, byla vykopaná zemina pouze odhrnuta do stran, následně ošetřena vápenným mlékem, vysvětlovalo by to vlastnosti zeminy na snímku 7a.

6.1.3 Vyhodnocení výsledků programu PAST

Ze všech provedených fytoocenologických snímků vykazuje nejmenší diverzitu a nejvyšší dominanci plocha č. 1, umístěna na uranovém rmutu, který obsahuje nejvyšší podíl As, Pb, S a vysoký podíl U ve srovnání s ostatními snímky. Zároveň ho charakterizuje nejnižší pH a nízký obsah P. Nejvyšší druhovou diverzitu a nejmenší dominanci druhů sledujeme mimo odkaliště na ploše krycí vrstvy haldoviny, která vykazuje zvýšený obsah rizikových prvků, zásadité pH a střední hodnoty S a P. Na této lokalitě byl proveden snímek 1b s nejnižší zjištěnou hodnotou Simpsonova indexu, což znamená, že zde máme vysokou pravděpodobnost výskytu stejných druhů ve společenstvu.

Naopak nejnižší hodnota indexu Dominance a zároveň nejvyšší Shannon-Wienerův index diverzity sledujeme u snímku 6a. Shanno-Wienerův index zohledňuje nejen počet druhů, ale i zastoupení jednotlivých taxonů, které je v tomto případě reprezentované hodnotou pokryvnosti transformované do ordinální hodnoty. Snímek 6a má tedy rovnoměrnější zastoupení druhů, které se na snímku nalézají. Tento fytoocenologický snímek má nejnižší hodnotu Simpsonova indexu, což znamená, že má pouze malou pravděpodobnost výskytu stejných druhů ve fytoocenóze, což je pro lokality s vysokou diverzitou obvyklé. Půda ve snímku má ve srovnání s ostatními lokalitami spíše vyšší obsahy rizikových prvků. Zároveň je zde vysoký obsah P, N a S pravděpodobně ve formě metabolizovatelné rostlinami, dostatek organické hmoty a přijatelně zásadité pH. Vysoká koncentrace fosforu v kombinaci s dostatečným množstvím organické hmoty v půdě snižuje mobilitu uranu, popř. dalších rizikových prvků, možný vstup do rostlinných tkání. Děje se tak, jelikož je uran v půdě stabilizován vazbou na organické sloučeniny. Tímto způsobem jsou neutralizovány jeho aktuální toxické účinky, stává se však potenciálním zdrojem kontaminace v dlouhodobém měřítku, protože se z organických sloučenin bude s jejich rozkladem postupně uvolňovat (Mihalík et al. 2011b). Hlušina pravděpodobně nebyla vystavena účinku loužících a oxidačních činidel.

Koncentrace P kladně koreluje s obsahem C. Obsah uhlíku byl změřen pouze v půdních vzorcích materiálů odkaliště. Podle kladného korelačního vztahu P s C však lze předpokládat, že nejvyšší zjištěné koncentrace fosforu na snímcích 8a, 10b, 11b a 12b jsou doprovázeny velkým podílem C vázaného převážně v organické hmotě. Při porovnání lokalit si nelze nešimnout příznaků eutrofizace na výpusti uranového žlabu snímku 8a.

Při porovnání výsledků indexu Dominance a Shannonova indexu vyplývá negativní korelace těchto dvou indexů. Simpsonův index je zřejmě ve vztahu s indexem dominance. Na snímcích 6a a 7a roste největší počet druhů s nejrovnoměrnějším podílem zastoupení, proto vykazují nejvyšší hodnoty Shannon-Wienerova indexu, a tudíž mají největší druhovou diverzitu. Naopak snímky 1a/1b mají jen několik druhů s vysokým podílem pokryvnosti jednoho taxonu.

6.1.4 Vyhodnocení výsledků z programu CANOCO

Vysvětlujícími proměnnými, které dle této statistické analýzy nejvíce ovlivnily rostlinná společenstva, byly koncentrace kadmia, olova, uranu, fosforu a síry v substrátu. Významnou roli hrálo také pH/KCl zeminy.

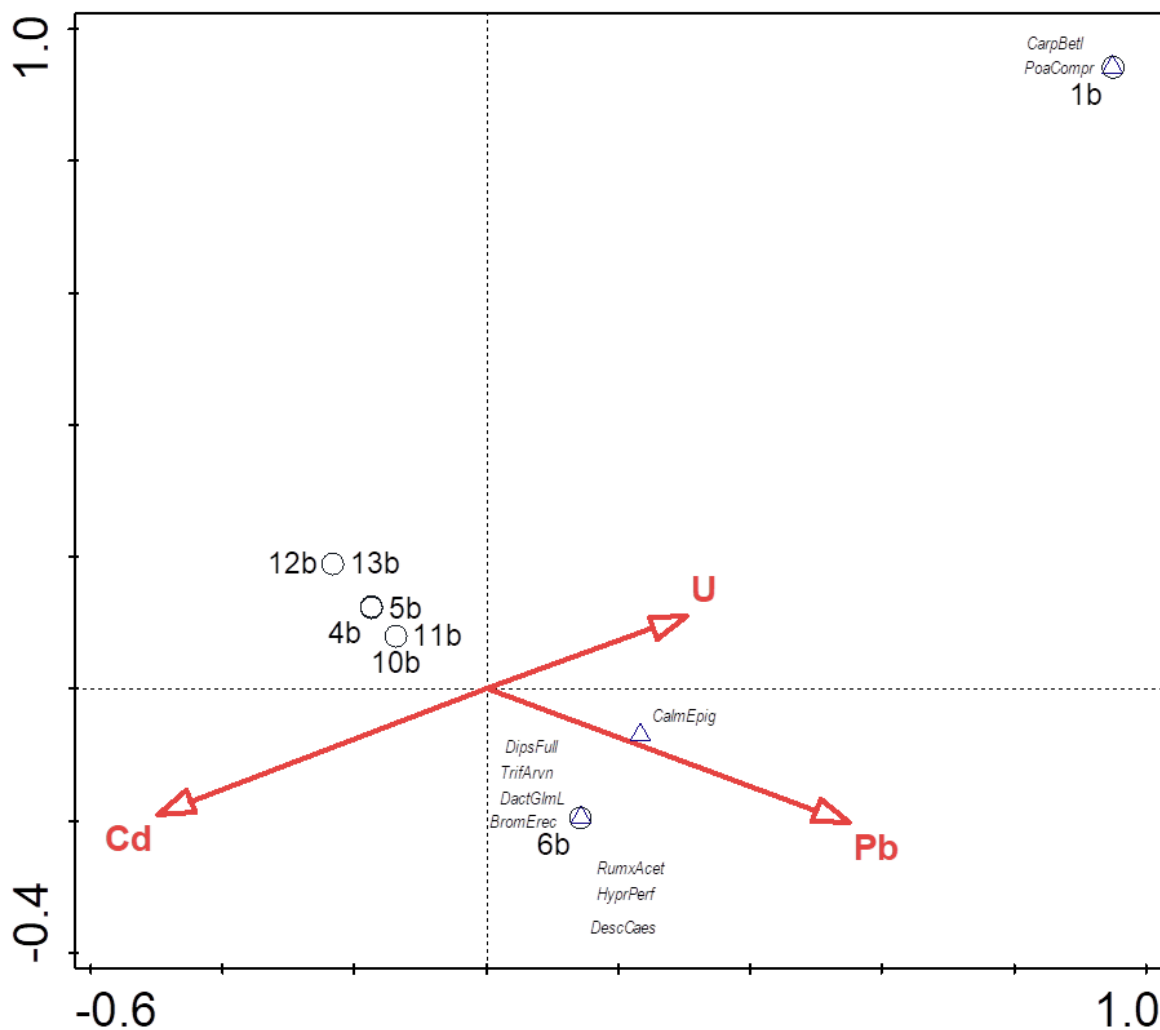
V ordinačním diagramu fytoocenologických snímků z roku 2016 ve vztahu ke gradientu rizikových prvků i k biotickým vlivům lze sledovat (viz Obrázek č. 24 a 26), že se dle předpokladů z terénního průzkumu od ostatních nejvíce odchyľují snímky z oblastí 1 a 4, jejichž vegetační kryt byl silně postižen. Přestože zdánlivě vypadala degradace fytoocenózy na rmutu a na neutralizačním kalu podobně, velká vzdálenost mezi snímky 1a a 4a v diagramu naznačila, že bylo podobné narušení vegetace vyvoláno odlišnými vlivy. Obě plochy měly vysoký obsah rizikových prvků (As a U v případě č. 1, Cd v případě č.4) a nízký obsah živin v kombinaci s abnormálně kyselým (plocha č. 1) nebo abnormálně zásaditým pH půdy (plocha č. 4). Pokud bychom hledali analogii na lokalitách z jiných vědeckých prací, můžeme najít podobnost mezi stanovištěm č. 1 (případně 2 a 3) a pro vegetaci zasaženou nepříznivým prostředím hlušinových výsypek poblíž Uranium city v provincii Saskatchewan v Kanadě (The International Atomic Energy Agency 2004). Narušení fytoocenózy v Saskatchewanu je, stejně jako v případě uranového rmutu ze Strážského bloku, výsledkem kombinace kontaminace, kyselého prostředí a nízkého obsahu živin. Na druhou stranu nelze přehlédnout podobnosti neutralizačního kalu na ploše č. 4 s těžebním odpadem v Ochsenfeldu ve východní Francii (Zapata-Carbonel 2020).

V ordinačním digramu rostlinných společenstev vůči Cd, P a U (viz obrázek č. 26) lze sledovat, že některé snímky jsou sdružené do dvojic, kde oba snímky obsadili totožnou nebo téměř stejnou pozici. Dvojice utvořily 10b s 11b, 4b s 5b a 12b s 13b. Dvojice se umístily poměrně blízko sebe, což naznačuje jejich podobnost ve vztahu k zobrazeným rizikovým prvkům. Vzájemná podobnost kontaminované plochy 10 a referenční plochy 11, resp. podobnost kontaminovaného č. 12 a referenčního č. 13, nebylo příliš překvapivé vzhledem k téměř totožné vegetaci. Za pozornost stojí také podobnost 4b a 5b, které se rozkládaly na substrátech s velmi rozdílným složením a měly i velmi odlišný charakter vegetace. Těchto 6 snímků se umístilo v diagramu poměrně blízko sebe, což naznačuje jejich podobnost

ve vztahu k Cd, Pb a U. Vzdálenějším snímkem byl 6b. Nejodlišnějším snímkem ve vztahu k Cd, Pb a U byl druhově nejchudší snímek 1b.

V ordinačním diagramu vztahu fytoocenóz lokalit k F, S a pH/KCl z roku 2017 (viz obrázek č. 27) lze vidět velkou podobnost mezi snímky z ploch č. 10, 11, 12 a 13 ve vztahu k živinám a pH. Navzájem si byly podobné také snímky 5b a 6b. Více se od ostatních odlišil snímek 4b. Nejvíce vzdáleným, tzn. nejvíce odlišným, byl opět snímek 1b pořízený na rmutu, který byl chudý na živiny a měl velmi nízké pH.

Zajímavé bylo porovnání snímků 5 a 6, které se z fytoocenologického hlediska odlišovaly zejména absencí či přítomností *Calamagrostis epigeios*. Stanoviště 5 a 6 vykazovaly v roce 2016 i v roce 2017 značnou podobnost ve vztahu k fosforu, síře a pH/KCl (viz obrázek č. 24). V obou měřeních se však lišil vztah společenstva ke kadmium, olovo a uranu. Ze získaných dat lze usoudit, že *C. epigeios* (a také např. *Rumex acetosa*, viz obrázek č. 33) poměrně obstojně snáší vyšší koncentrace kadmia a olova. Absence *C. epigeios* na ploše 5 pravděpodobně nesouvisela s relativně vyšší koncentrací U či zvýšenou hladinou ionizujícímu záření, protože rostlina byla přítomna i na ploše 1, která měla vyšší obsah U. Přítomnost *U. dioica* a absence *C. epigeios* na snímku 5a mohla značit úbytek kyslíku v půdě (Bodegom et al. 2008) nebo pokročilou eutrofizací vody v půdě, která se projevuje mírným poklesem P a N (Soukupová 1992), což se shoduje s výsledky rozboru půdy ze stanoviště č. 5 a 6.



Obrázek č. 33. Vliv gradientu nejvýznamnějších polutantů na podobnost společenstev a výskyt vybraných druhů rostlin (data z roku 2017)

6.1.5 Shrnutí diskuze

Snímky s nejvyšší druhovou diverzitou byly 6a a 7a. Snímek 6a náležel k lokalitám s relativně vysokou mírou kontaminace. Naopak 7a vykazoval velmi nízký obsah rizikových prvků. Pro snímky byly společnými charakteristikami mírně zásadité pH a průměrný obsah P v intervalu 450 až 900 ppm, což naznačovalo relativně větší podíl N a organické hmoty ve srovnání se snímky chudými na živiny a s nízkou druhovou diverzitou, tedy 1a a 9a. Druhově poměrně chudý snímek 9a sice nebyl zasažen kontaminací těžby, ale měl nízký obsah fosforu a síry, zároveň má kyselejší pH ve srovnání se sousedícími snímky 7 a 8, což nepříznivě ovlivňuje kvalitu půdy.

Druhová diverzita kontaminovaných snímků 10b a 12b na březích Ploučnice je stejná nebo nepatrně vyšší než na referenčních plochách 11b a 13b s nižším obsahem rizikových prvků. Tyto 4 lokace mají menší druhovou diverzitu a vyšší druhovou dominanci než některá místa s daleko vyšším obsahem rizikových prvků (např. snímek 6a). Snímky 10b, 11b, 12b

a 13b se svým charakterem a vztahem k obsahu živin a rizikových prvků značně podobají a nenašel jsem mezi nimi signifikantní rozdíly.

Vzhledem k nízké vstřebatelnosti uranu a kadmia rostlinami a hodnotám ionizujícího záření, které nepřekročily doporučené zdravotní limity (popř. je překročily jen mírně) však ani na nejvíce kontaminovaných půdách, včetně substrátů odkaliště, nelze omezený rozvoj vegetace přičítat samotnému obsahu rizikových prvků. Pokud by bylo pH uranového rmutu a stabilizovaného kalu neutralizováno na hodnoty v rozmezí 7 až 8 a zároveň by uložené materiály byly obohaceny hnojivem s obsahem fosforu, dusíku a organických sloučenin, pravděpodobně by se zde rostlinná společenstva rozvinula do podobné míry jako na uranem kontaminované haldovině či v nivě řeky Ploučnice, kde můžeme nalézt místa se zvýšeným obsahem uranu či kadmia. Odkaliště je objektem, který je určený k trvalému uložení odpadů a kontaminovaných materiálů a v blízké budoucnosti nebude sloužit k zemědělské činnosti, turistickému ruchu, ani jinému hospodářskému využití.

6.2. Návrhy péče o lokality

6.2.1 Návrh na management odkaliště ve Stráži pod Ralskem

Je otázkou, zda by bylo možné efektivně využít vegetaci a aplikovat metodu bioremediace na eliminaci radionuklidů, protože v živých soustavách dochází ke zkrácení poločasu rozpadu radioaktivních prvků (Pröhl & Müller 1995).

Na provozu odkaliště ve Stráži pod Ralskem jsou dlouhodobě podnikány kroky k omezení vlivu objektu na okolní prostředí. Materiál likvidovaných zařízení těžby byl použit ke konzervaci vylouženého rmutu. Od začátku 90. let 20. století bylo odkaliště zaváženo materiálem z vytěžených hald, čímž se naráz eliminovaly dva nebezpečné zdroje radionuklidů – zamezilo se výplachu radioaktivních částic z hald do volného prostředí a materiál z odvalu znemožnil vzdušný odnos nejvíce kontaminovaných částic z povrchu odkališť (Kühn 1997). Zajímavá je též možnost využití vegetace ke snížení prašnosti objektu (Peter et al. 1983; Kubát 1995). Již ve starších pracích byl doporučen pro objekt odkaliště monitoring a likvidace dřevin s hlubokými kořeny (Rychtaříková 2009). Kořenový systém vegetace je jeden z významných faktorů, který zvyšuje pórovitost půdy a zvyšuje její propustnost pro radon. Pokud by kořeny pronikly krycí vrstvou odkaliště až ke rmutu, mohl by radon snadněji unikat podél kořenového systému (Lawrence et al. 2009). V tomto směru se na krycí vrstvě odkaliště osvědčil výsev různých travních směsí, na které navazovala údržba kosením. Kosení probíhalo mnoho let s cílem znemožnit uchycení dřevin. Jako vhodná krycí travina byla uvažována *Calamagrotis epigeos*, která rychle vytvořila souvislé porosty a v minulosti prokázala odolnost proti kontaminaci rizikovými prvky na odvalech těžby (Rychtaříková 2009). V současné době se průběžně analyzuje obsah radionuklidů v mase a kostech ryb v Ploučnici (Vostarek et al. 2016). Vodní živočichové jsou obzvláště zranitelní vůči znečištění svého životního prostředí, protože před případnou kontaminací vody nemohou uniknout a jsou tak neustále v intenzivním kontaktu s polutanty. Do budoucna bych doporučil také sledování hladiny rizikových prvků a radionuklidů v tělech suchozemských živočichů

pohybujících se přímo na odkališti a v jeho okolí. Podle Miroslava Standa jsou některé části odkaliště vyhledávaným útočištěm zvěře, například *Sus scrofa* a dravých ptáků, protože I. etapa odkaliště je v současné době navštěvována lidmi spíše výjimečně a zároveň skýtá potravní zdroje i úkryty. Struktura odkaliště slouží předně k zamezení úniku polutantů mechanickou cestou – splachy, prašnost, průsak a podobně. Vědecké práce potvrzují zvýšený obsah radionuklidů i v nadzemních částech rostlin, které zpevňují krycí vrstvu odvalů po těžbě uranu (The International Atomic Energy Agency 2004), zejména relativně mobilního radia (Martínez-Aguirre & Periañez 1998; Al-Masri et al. 2008). Považoval bych proto za prozíravé prověřit možnost potenciálního úniku skrze kumulaci v potravním řetězci a vliv na životaschopnost postižených organismů.

Rozvoj nových a účinnějších metod extrakce nabízí zajímavou možnost využití vegetace při procesu izolace hospodářsky využitelných surovin z odpadů po těžbě uranové rudy (Zapata Carbonell et al. 2020).

6.2.2 Návrh na management v oblasti jižně od Černého rybníka

Přestože byly hodnoty ionizujícího záření naměřené v minulosti několikanásobně vyšší než obvyklé hodnoty přírodního pozadí, nebyly na zde rostoucích rostlinách pozorovány malformace ani jiné pozorovatelné účinky. Přestože nebyl zatím zaznamenán žádný akutní účinek zvýšené kontaminace a lokalita není využívána pro hospodářské ani obytné účely, v zájmové oblasti výzkumu se hojně vyskytují jedlé plodiny. Doporučil bych proto i na této lokalitě monitoring obsahu rizikových prvků v organismech, které by se mohly žít na místní vegetaci nebo alespoň analýzu radionuklidů v přílehlém mokřadu mezi silnicí a Kozím hřbetem. V rámci principu předběžné opatrnosti bych doporučil zvážit možnost likvidace produktovodu a vymístění nejvíce kontaminované zeminy do objektu odkaliště. Doporučil bych také likvidaci invazní rostliny *Arrhenatherum elatius*.

6.2.3 Návrh na management v oblasti Boreček

Do budoucna bych navrhoval obdobný plán péče, jaký byl navrhován uvnitř přírodní památky Meandry Ploučnice u Mimoně-ruderalizované louky s *Urtica dioica* a dalšími nitrofilními druhy pokosit dvakrát ročně do obnovy stanoviště původního nedegradovaného lučního typu. Při každé seči je třeba ponechat 20 % rozlohy nepokosené, tato část bude pokosena při další seči. Posečená hmota musí být z území odstraněna, aby se nestala zdrojem ruderalizace stanoviště (Marhoul et al. 2013). V rámci remediačních prací bych navrhoval mechanické odstranění kontaminovaných sedimentů a uložení na odkaliště ve Stráži pod Ralskem. Takový krok však značně komplikuje obtížná dostupnost oblasti pro těžkou techniku. Také bych doporučil likvidaci invazní *Impatiens glandulifera*.

Obdobně jako na ostatních stanovištích, navrhuji průběžné sledování pohybu rizikových prvků a radionuklidů ve zde žijících organismech, nejen v akvatických, ale i terestrických.

7 Závěr

- Výsledky této práce vyvrátily hypotézu, že by se prostory zasažené kontaminací vyznačovaly nižší druhovou diverzitou než referenční plochy. Ze získaných dat vyplynulo, že oblasti s nízkou druhovou diverzitou, popř. oblasti s vysokou diverzitou, se vyskytovaly v místech s nízkým i zvýšeným obsahem rizikových prvků. Diverzitu společenstev zkoumaných na Borečku či Hamru více ovlivnily jiné faktory, než je kontaminace rizikovými prvky (ať už je zdrojem znečištění těžba či jde o kontaminaci jiného původu). Signifikantní negativní vliv dopadů těžby a zpracování rudy byl pozorován pouze na některých stanovištích v areálu odkaliště chemické úpravy. Rozhodujícím faktorem se dle výsledků jevila hodnota pH a obsah živin v půdě, ne obsah rizikových prvků. Práce tak potvrdila dřívější pozorování, že plochy poškozené vegetace byly distribuovány nezávisle na plochách kontaminace (Kühn 1997).
- Byla vyvrácena hypotéza, že by na lokalitách nezasažených těžbou byla větší druhová bohatost nebo vyšší počet ohrožených a chráněných druhů typických pro rašeliniště a písčité půdy. Jediným zvláště chráněným a kriticky ohroženým druhem, který byl pozorován na zkoumaných lokalitách, byl *Hypochaeris glabra*, který byl evidován na relativně silně kontaminovaných snímcích 2a a 4a. Některá těžbou ovlivněná stanoviště vykazovala ve srovnání s nezasaženými referenčními plochami větší druhovou bohatost. Tento jev lze vysvětlit zejména vlastnostmi půdy.
- Rostlinná společenstva v kontaminovaných oblastech nevykazovala významné rozdíly oproti vegetaci v nezasažených oblastech.
- V současné době zřejmě není pravděpodobné, že by kontaminace některé ze zasažených lokalit mohla sama o sobě způsobit škody na životním prostředí či újmu na lidském zdraví (Kühn 1997).
- Přínos této práce vnímám zejména ve zhodnocení aktuálního stavu lokalit, dokumentování dlouhodobých následků kontaminace a průběhu rekultivace. Poznatky této práce by mohly být použity v případě obnovení těžební činnosti v zájmové oblasti. Zatímco starší práce popisují devastaci vegetace na velkých plochách (Lepka 2003), současnou situaci hodnotím jako uspokojivou. Největší zdroje kontaminace byly eliminovány. Souběžně probíhá konzervace potenciálně nebezpečných odpadů a monitoring rizikových oblastí.
- Největším nebezpečím kontaminace rizikovými prvky a dlouhodobému vystavení zvýšené hladině ionizujícího záření zůstávají kumulativní škodlivé účinky (Stankovic & Stankovic 2013). Pozorovatelné účinky by se v relativně krátkém časovém horizontu projevíly pouze při extrémně vysokých dávkách (Amiro & Sheppard 1994). Pozůstatky těžby na Českolipsku, které přetrvaly do dnešních dnů, by samy o sobě měly zanedbatelný vliv na současné životní prostředí a veřejné zdraví. Vzhledem k jejich dlouhodobému působení však lze jen obtížně kvantifikovat jejich aditivní

účinek v kombinaci s ostatními zdroji znečištění, které působí na individuální, regionální či globální úrovni (Bazyka et al. 2019; Beaugelin-Seiller et al. 2020).

8 Seznam literatury

Literatura

- Adriano DC. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer, New York.
- Alsecc A, Osa'n J, Pa'lfalvi J, Sajo' I, Ma'the' Z, Simon R, To'ro'k S, Falkenberg G. 2007. Study of the Oxidation State of Arsenic and Uranium in Individual Particles From Uranium Mine Tailings, Hungary. 727-732 in 11th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Parts A and B. ASMEDC.
- Al-Masri MS, Al-Akel B, Nashawani A, Amin Y, Khalifa KH, Al-Ain F. 2008. Transfer of ⁴⁰K, ²³⁸U, ²¹⁰Pb, and ²¹⁰Po from soil to plant in various locations in south of Syria. Journal of Environmental Radioactivity **99**:322-331.
- Amini Birami F, Moore F, Faghihi R, Keshavarzi B. 2019. Distribution of natural radionuclides and assessment of the associated radiological hazards in the rock and soil samples from a high-level natural radiation area, Northern Iran. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry **322**:2091-2103.
- Amiro BD, Sheppard SC. 1994. Effects of ionizing radiation on the boreal forest: Canada's FIG experiment, with implications for radionuclides. Science of The Total Environment **157**:371-382.
- Anderson K. 2006. Innovative Yield Modeling using Statistics. Pages 177-179 in The 17th Annual SEMI/IEEE ASMC 2006 Conference. IEEE.
- Babula P, Adam V, Opatrilova R, Zehnalek J, Havel L, Kizek R. 2010. Uncommon Heavy Metals, Metalloids and Their Plant Toxicity: A Review. 275-317 in Organic Farming, Pest Control and Remediation of Soil Pollutants. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Badár J et al. 2016. Sedmdesát let Uranového průmyslu, 1st. GRASPO CZ, a. s. Zlín, Czech Republic, Zlín.
- Balonov MI, Bruk GY, Golikov VY, Erkin VG, Zvonova IA, Parchomenko VI., Shutov VN. 1995. Long term exposure of the population of the Russian Federation as a consequence of the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. Pages 397-411 in Demir M, editor. Environmental impact of radioactive releases. IAEA, Vienna.
- Bazyka D, Gudzenko N, Dyagil I, Iliencko I, Belyi D, Chumak V, Prysyazhnyuk A, Bakhanova E. 2019. Cancers after Chornobyl: From Epidemiology to Molecular Quantification. Cancers **11**(9)(1291) DOI: 10.3390/cancers11091291.
- Beneš P, Sedláček J, Šebesta F, Havlík B. 1978. Studium stavu a chování radia v povrchových a odpadních vodách. Pages 99-118 in Sborník IX. Konference „Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství“. ČVTVHS, Liberec.

- Beaugelin-Seiller K, Garnier-Laplace J, Beresford NA. 2020. Estimating radiological exposure of wildlife in the field. *Journal of Environmental Radioactivity* 211 (105830) DOI: 10.1016/j.jenvrad.2018.10.006.
- Bodegom van PM, Sorrell BK, Oosthoek A, Bakker C, Aerts R. 2008. Separating The Effects Of Partial Submergence And Soil Oxygen Demand On Plant Physiology. *Ecology* **89**:193-204
- Brhel P, Fenclová Z, Petrovová, M. 2011. Zhoubné nádory jako nemoci z povolání v České republice v letech 1991 až 2009. *Onkologie* **5**(5), 285-289.
- Čvančara A. 1977. Floristické poměry severovýchodní části Ralské pahorkatiny. I,II. Sborn. Severočes. Mus., Ser. Natur., Liberec, **8**: 3-50, **9**: 3-30.
- Dahlkamp F J. 1991. Uranium Ore Deposits. Springer Berlin Heidelberg, Berlin.
- Danihelka J, Chrtek J, Kaplan Z. 2012. Checklist of vascular plants of the Czech Republic: Seznam cévnatých rostlin květeny České republiky. *Preslia: časopis České botanické společnosti* **84**:647-811. Česká botanická společnost, Praha.
- Derakhshani B, Jafary H, Maleki Zanjani B, Hasanpur K, Mishina K, Tanaka T, Kawahara Y, Oono Y, Kumar A. 2020. Combined QTL mapping and RNA-Seq profiling reveals candidate genes associated with cadmium tolerance in barley. *PLOS ONE*15(4) (e0230820) DOI: 10.1371/journal.pone.0230820 .
- Dostálek J, Čechák T. 1998. Vegetace na substrátech po těžbě uranové rudy. *Zprávy České botanické společnosti* **33**:187-196. Česká botanická společnost, Praha.
- Ekert V, Mužák J. 2010. Mining and remediation at the Straz pod Ralskem uranium deposit. *GeoScience Engineering* **56**:1-6.
- Evsheeva T, Majstrenko T, Geras'kin S, Brown JE, Belykh E. 2009. Estimation of ionizing radiation impact on natural *Vicia cracca* populations inhabiting areas contaminated with uranium mill tailings and radium production wastes. *Science of The Total Environment* **407**:5335-5343.
- Emsley J. 2001. *Nature's Building Blocks: An A to Z Guide to the Elements*. Oxford University Press, Oxford.
- Gauthier-Lafaye F, Holliger P, Blanc P-L. 1996. Natural fission reactors in the Franceville basin, Gabon: A review of the conditions and results of a "critical event" in a geologic system. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **60**:4831-4852
- Grabas K. 2009. Environmental hazard in the area of the former uranium ore mine "Podgórze" in Kowary. *Environment Protection Engineering*. **35**:127-137
- Grygar T M, Elznicová J, Tůmová Š, Faměra M, Balogh M, Kiss T. 2016. Floodplain architecture of an actively meandering river (the Ploučnice River, the Czech Republic) as revealed by the distribution of pollution and electrical resistivity tomography. *Geomorphology* **254**:41-56.
- Grulich V. 2012. Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. *Preslia* **84**(3):631-645.
- Hammond C R. 2000. The Elements, in *Handbook of Chemistry and Physics* (81st ed.). CRC press 4:31-32.

- Chen S-B, Zhu Y-G, Ma Y-B, McKay G. 2006. Effect of bone char application on Pb bioavailability in a Pb-contaminated soil. *Environmental Pollution* **139**:433-439.
- Jacks G, Bhattacharya P. 2019. Arsenic and trace metal mobility in alum shale areas in Sweden. Pages 196-200 in Zhu, YG; Guo, H; Bhattacharya, P; Bundschuh, J; Ahmad, A; Naidu, R editors. *Environmental Arsenic in a Changing World*. CRC Press, Beijing, Peoples Republic China.
- Jeppesen E, Peder Jensen J, Søndergaard M, Lauridsen T, Landkildehus F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* **45**:201-218
- Jurda M. 1994. Estimate of the Effective Dose Equivalent Population from Region Straz – Hamr and Her Portion Bring About Activity Uranium Industry. Pages 5-9 in 18th radiation hygiene days. Středisko didaktických prostředků Institutu postgraduálního vzdělávání ve zdravotnictví, Praha.
- Kafka J. et al. 2003. Rudné a uranové hornictví České republiky. Anagram, Ostrava.
- Kasen D, Metzger B, Barnes J, Quataert E, Ramirez-Ruiz E. 2017. Origin of the heavy elements in binary neutron-star mergers from a gravitational-wave event. *Nature* **551**:80-84.
- Kašpar L et al. 2016. Padesát let uranových dolů hamr. DIAMO, odštěpný závod T. Ú. U., Stráž pod Ralskem.
- Kiegiel K, Miskiewicz A, Gajda D, Sommer S, Wolkowicz S, Zakrzewska-Koltuniewicz G. 2018. Uranium in Poland: Resources and Recovery from Low-Grade Ores. in Awwad NS, editor. *Uranium - Safety, Resources, Separation and Thermodynamic Calculation*. InTech.
- Knauerová M. 2004. Doplnění botanických údajů, týkajících se lokality PP Rašeliniště Černého rybníka. Ms.
- Koszela J. 2007. Engineering geological aspects of the pond remediation of the uranium mills tailings in Kowary (in Polish). *Geologos* **11**:227-237
- Košík, M. 2000. The environmental impact of former uranium mining activities at the Novoveska Huta site, Slovakia. Pages: 129-131 in Rofer CK, Kaasik T. *Turning a Problem into a Resource: Remediation and Waste Management at the Sillamäe Site, Estonia*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Kubát K. 1995. Možnosti využití rostlin k potlačení prašnosti v prostoru odkaliště CHÚ Stráž pod Ralskem. Diamo, Stráž pod Ralskem.
- Kubát K, Hrouda L, Chrtěk J, Kaplan Z, Kirchner J, Štžěpánek J, Zázvorka J. 2002. Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.
- Kühn P. 1997. Radioaktivní znečištění údolní nivy řeky Ploučnice v bývalém VVP Ralsko. Pages 165-178 in Bezděz: vlastivědný sborník Českolipska. Vlastivědný spolek Českolipska, Česká Lípa.
- Krystofova O, Shestivska V, Galiova M, Novotny K, Kaiser J, Zehnalek J, Babula P, Opatrilova R, Adam V, Kizek R. 2009. Sunflower Plants as Bioindicators of Environmental Pollution with Lead (II) Ions. *Sensors* **9**:5040-5058.

- Larsson C-M, Wijk H, Öhlén E, Johansson G. 1995. Protection of the natural environment in relation to the operation of Swedish nuclear facilities: Needs and criteria from the Authority point of view. Pages 269-274 in Demir M, editor. Environmental impact of radioactive releases. IAEA, Vienna.
- Lawrence CE, Akber RA, Bollhöfer A, Martin P. 2009. Radon-222 exhalation from open ground on and around a uranium mine in the wet-dry tropics. *Journal of Environmental Radioactivity* **100**:1-8.
- Lepka F. 2003. Český uran 1945-2002: neznámé hospodářské a politické souvislosti. Knihy 555, Liberec.
- Li N, Yin M, Tsang DCW, Yang S, Liu J, Li X, Song G, Wang J. 2019. Mechanisms of U(VI) removal by biochar derived from *Ficus microcarpa* aerial root: A comparison between raw and modified biochar. *Science of The Total Environment* 697 (134115) DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134115
- Manová M, Matolín M. 1995. Radiometrická mapa České republiky. Český geologický ústav, Praha.
- Martínez-Aguirre A, Periañez R. 1998. Soil to plant transfer of ²²⁶Ra in a marsh area. *Journal of Environmental Radioactivity* **39**:199-213.
- Mauer J, Novotný K, Gawor F. 2015. Hornictví na Žacléřsku: Górnictwo w okolicach Żaclerza. Důl Jan Šverma, Žacléř.
- Melaku S, Morris V, Raghavan D, Hosten C. 2008. Seasonal variation of heavy metals in ambient air and precipitation at a single site in Washington, DC. *Environ Pollut* **155**:88-98
- Miecznik B, Strzelecki R, Wołkiewicz S. 2011. Uranium in Poland—History of prospecting and chances for finding new deposits. *Przegląd Geologiczny* **59**(10):688-697
- Mihalík J, Tlustoš P, Szaková J. 2010. Comparison of willow and sunflower for uranium phytoextraction induced by citric acid. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **285**:279-285.
- Mihalík J, Tlustoš P, Szaková J. 2011a. The influence of citric acid on mobility of radium and metals accompanying uranium phytoextraction. *Plant, Soil and Environment* **57**:526-531.
- Mihalík J, Tlustoš P, Szaková J. 2011b. The Impact of an Abandoned Uranium Mining Area on the Contamination of Agricultural Land in its Surroundings. *Water, Air, & Soil Pollution* **215**:693-700
- Mihaljevič M, Kühn J, Šebek O, Zvára A. 1995. Studium charakteru pevné atmosferické depozice na jehlicích konifer v okolí Stráže pod Ralskem. Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů Přírodovědecké fakulty Karlovy Univerzity, Praha.
- Moravec J, Blažková D, Hejný S, Husová M, Jeník J, Kolbek J, Neuhäuslová-Novotná Z, Rybníček K, Rybníčková E, Samek V, Štěpán J. 1994. Fytocenologie. Academia, Praha.
- Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters* **8**:199-216.

- OECD. 1994. Data requirements for pesticide registration in OECD member countries: survey results. Report. Organisation for Economic Co-operation and Development, Series on Pesticides No. 1, Paris
- Ostendorp W, Tiedge E, Hille S. 2001. Effect of eutrophication on culm architecture of lakeshore Phragmites reeds. *Aquatic Botany* **69**:177-193.
- Peter P, Caras M, Handza Š, Novák I. 1983. Navrhovanie a vystavba odkalisk. Alfa, Bratislava.
- Petrová Š, Soudek P, Vaněk T. 2013. Remediacie oblastí těžby uranu v České republice. *Chemické listy* **107**, 283-291.
- Petříček V, Plesník J. 1996. Czech Republic. Pages 1-42 in: Tanks and Thyme: Biodiversity in Former Soviet Military Areas in Central Europe. IUCN, Gland, Switzerland.
- Piotrowski I, Kulcenty K, Suchorska WM, Skrobała A, Skórska M, Kruszyna-Mochalska M, Kowalik A, Jackowiak W, Malicki J. 2017. Carcinogenesis induced by low-dose radiation. *Radiology and Oncology* **51**:369-377.
- Pietrzak-Flis Z, Suplińska M. 1995. Transfer of ²³²Th, ²³⁰Th, ²²⁸Th AND ²³⁸U, ²³⁴U to Plants Via the Root System and Above-Ground Parts. Pages 640-642 in Demir M, editor. Environmental impact of radioactive releases. IAEA, Vienna.
- Pröhl G, Müller H. 1995. Interception and Post-Deposition Retention of Radionuclides by Vegetation and Their Importance for Dose Assessment. Pages 275-289 in Demir M, editor. Environmental impact of radioactive releases. IAEA, Vienna.
- Real R, Vargas JM, Olmstead R. 1996. The Probabilistic Basis of Jaccard's Index of Similarity. *Systematic Biology* **45**:380-385.
- Reimann C, Matschullat J, Birke M, Salminen R. 2009. Arsenic distribution in the environment: The effects of scale. *Applied Geochemistry* **24**:1147-1167.
- Richter R. 1997. Půdní úrodnost. Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR, Praha.
- Roshani M, Mirjalili K. 2009. Studies on the leaching of an arsenic-uranium ore. *Hydrometallurgy* **98**(3-4):304-307
- Rothmaler W. 2007. Exkursionsflora von Deutschland. Atlasband. Spektrum akademischer Verlag, München.
- Rychtařík P. 1994. Plán péče na období 1994-2000 pro přírodní památku Černý rybník. Ms.
- Shirley BW, Hanley S, Goodman HM. 1992. Effects of ionizing radiation on a plant genome: analysis of two Arabidopsis transparent testa mutations. *The Plant Cell* **4**:333-347.
- Slezák J. 2001. Historie těžby uranu v oblasti Stráže pod Ralskem v severočeské křídě a hydrologie. Sbor. geol. Věd, Hydrogeol. Inž. Geol. **21**:5-36.
- Smetana R, Novák J. 1997. The dispersion of radon in the Straz-Hamr area of the Czech republic as an effect of uranium mining and related activities. Pages 353-364 in Uranium Exploration Data and Techniques Applied to the Preparation of Radioelement Maps, IAEA, Vienna.
- Soukupova L. 1992. Calamagrostis Canescens: Population Biology of a Clonal Grass Invading Wetlands. *Oikos* **63**:395-401.

- Stankovic S, Stankovic RA. 2013. Bioindicators of toxic metals. In: Lichtfouse E et al., editors. Environmental chemistry for a sustainable world, vol. 2. Springer, Berlin
- Starý J, Sitenký I, Mašek D, Hodková T, Vaněček, M, Novák J, Kavina P. 2019. Surovinové zdroje České republiky: nerostné suroviny. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Česká geologická služba. Praha 2020.
- Strebl F, Gerzabek M H. 1995. Soil-Plant Transfer Factors in Forest Ecosystems. Pages 716-718 in Demir M, editor. Environmental impact of radioactive releases. IAEA, Vienna.
- Sýkora T. 1974. Zpráva o fytocenologickém průzkumu Ralské pahorkatiny. Pages 354-482 in Charvát F. editor. Ochranařský průzkum Hamr. Ms., Tis, Praha.
- Szyzewski P, Siepak J, Niedzielski P, Sobczyn'ski T. 2009. Research on heavy metals in Poland. *Pol J Environ Stud* **5**:755–768
- Šarapatka B, Dlapa P, Bedrna Z. 2002. Kvalita a degradace půdy. Univerzita Palackého, Olomouc.
- Thielemann F-K et al. 2011. What are the astrophysical sites for the r-process and the production of heavy elements? *Progress in Particle and Nuclear Physics* **66**:346-353.
- Trenn TJ. 2006. Thoruranium (U-236) as the extinct natural parent of thorium: The premature falsification of an essentially correct theory. *Annals of Science* **35**:581-597
- Uijt de Haag PAM, Smetsers RCGM, Witlox HWM, Krüs HW, Eisenga AHM. 2000. Evaluating the risk from depleted uranium after the Boeing 747-258F crash in Amsterdam, 1992. *Journal of Hazardous Materials* **76**:39-58.
- Višňák R. 2010. Plán péče o přírodní památku Černý rybník na období 2011-2020. Ms., Liberec.
- Walker B, Kinzig A, Langridge J. 1999. Original Articles: Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function. *Ecosystems* **2**:95-113.
- Wang J, Liu J, Li H, Chen Y, Xiao T, Song G, Chen D, Wang C. 2017. Uranium and thorium leachability in contaminated stream sediments from a uranium minesite. *Journal of Geochemical Exploration* **176**:85-90.
- Whicker FW, Bedford JS. 1995. Protection of the Natural Environment from Ionizing Radiation - Are specific criteria needed? Pages 561-568 in Demir M, editor. Environmental impact of radioactive releases. IAEA, Vienna.
- Wisłocka M, Krawczyk J, Klink A, Morrison L. 2006. Bioaccumulation of heavy metals by selected plant species from uranium mining dumps in the Sudety Mts., Poland. *Pol J Environ Stud* **15(5)**:811–818
- Xiong X, Liu X, Yu IKM, Wang L, Zhou J, Sun X, Rinklebe J, Shaheen SM, Ok YS, Lin, Z, Tsang DCW. 2019. Potentially toxic elements in solid waste streams: Fate and management approaches. *Environmental Pollution* **253**:680-707.
- Zakrzewska-Kořtuniewicz G, Kiegiel K, Miśkiewicz A, Sommer S, Roubinek O, Gajda O, Abramowska A, Kalbarczyk P, Bartosiewicz I. 2015. Unconventional resources of uranium in Poland (in Polish). Institute of Nuclear Chemistry and Technology, Warsaw.

- Zapata-Carbonell J, Ciadamidaro L, Parelle J, Chalot M, Tatin-Froux F. 2020. Improving Silver Birch (*Betula pendula*) Growth and Mn Accumulation in Residual Red Gypsum Using Organic Amendments. *Frontiers in Environmental Science* **8**:24
- Zeb J, Wasim M. 2017. U-Shielder – an open source software for the estimation of gamma shielding using depleted uranium. *Radioprotection* **52**:273-275.
- Zhu C, Anderson GM, Burden DS. 2002. Natural Attenuation Reactions at a Uranium Mill Tailings Site, Western U.S.A. *Ground Water* **40**:5-13.

Citace z jiné diplomové práce

- Rychtaříková L. 2009 Návrh sanace odvalů po hlubinné těžbě uranu na Českolipsku Univerzita [MSc. Thesis] J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Ústí nad Labem.

Elektronické zdroje

- Atominfo. 2018. Slovensko odstoupilo od memoranda ohledně těžby uranu, 2018. Atom Info. Available from <http://atominfo.cz/2018/01/slovensko-odstoupilo-od-memoranda-ohledne-tezby-uranu/> (accessed January 2020)
- Hammer et al. 2001. PAleontological STatistics Version 3.25. Natural History Museum University of Oslo. Available from <http://folk.uio.no/ohammer/past/past3manual.pdf> (accessed March 2019).
- The International Atomic Energy Agency. 2004. The long term stabilization of uranium mill tailings Final report of a co-ordinated research project 2000-2004. Available from https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1403_web.pdf (January 2020)
- The International Atomic Energy Agency. 2018. Nuclear share of Electricity Generation in 2018. The International Atomic Energy Agency. Available from <https://pris.iaea.org/PRIS/WorldStatistics/NuclearShareofElectricityGeneration.aspx> (accessed January 2020)
- Marhoul P, Hrázský Z, Šturma J, Dušek J, Křesina J. 2013. Plán péče o přírodní památku Meandry Ploučnice u Mimoně na období 2014–2023. Daphne-Institu aplikované ekologie, Praha, Available from <http://docplayer.cz/39348754-Meandry-ploucnice-u-mimone.html> (accessed March 2018)
- Nuclear Energy Agency. 2018. Uranium 2018, resources, production and demand. Nuclear Energy Agency. Available from https://read.oecd-ilibrary.org/nuclear-energy/uranium-2018_uranium-2018-en#page8 (accessed January 2020)
- Petelina E. 2019. LORADO MILL SITE Saskatchewan Research Council <https://www.src.sk.ca/project-cleans/lorado-mill-site> (accessed June 2020)

- René, M. 2018. History of Uranium Mining in Central Europe. In Uranium - Safety, Resources, Separation and Thermodynamic Calculation. Intech Open, Available from <https://doi.org/10.5772/intechopen.71962> (accessed January 2020)
- Říhák I. 2009a. Občasník DIAMO 2009/12. DIAMO, s. p. Available from <https://www.diamo.cz/storage/app/media/obcasnik/2009-12.pdf> (accessed May 2020)
- Říhák I. 2009b. Občasník DIAMO 2009/12. DIAMO, s. p. Available from <https://www.diamo.cz/storage/app/media/obcasnik/2009-12-zvlastni-cislo.pdf> (accessed May 2020)
- Říhák I. 2010a. Občasník DIAMO 2010/01 DIAMO, s. p. Available from <https://www.diamo.cz/storage/app/media/obcasnik/2010-01.pdf> (accessed May 2020)
- Říhák I. 2010b. Občasník DIAMO 2010/02 DIAMO, s. p. Available from <https://www.diamo.cz/storage/app/media/obcasnik/2010-02.pdf> (accessed May 2020)
- Sequens E et al. 1999. Ekonomické a ekologické důsledky těžby uranu v České republice. Calla. Available from http://www.calla.cz/data/energetika/ostatni/uran_studie.pdf (accessed December 2015)
- U.S. Environmental Protection Agency. 2008. Technical Report on Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials from Uranium Mining Volume 1: Mining and Reclamation Background. U.S. Environmental Protection Agency. Available from <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-05/documents/402-r-08-005-v1.pdf> (accessed February 2020)
- Vostarek P, Všetečka M, Wlosok J, Proskočilová Š. 2005. Souhrnná informace o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí 2005. DIAMO, s. p. Available from <http://docplayer.cz/27639003-Stav-slozek-zivotniho-prostredi-s-p-diamo-za-rok-2005.html> (accessed March 2018)
- Vostarek P, Všetečka M, Wlosok J, Proskočilová Š. 2016. Souhrnná informace o výsledcích monitoringu a stavu složek životního prostředí 2016. DIAMO, s. p. Available from https://www.diamo.cz/storage/app/media/_ke-stazeni/zivotni-prostredi/1-souhrnna-informace-o-vysledcich-monitoringu-a-slozek-zivotniho-prostredi-diamo-s-p/Souhrnna-info-ZP2016_DIAMO.pdf (accessed March 2018)
- World Nuclear Association. 2020. World uranium mining production. World Nuclear Association. Available from <https://www.world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/mining-of-uranium/world-uranium-mining-production.aspx> (accessed February 2020)

Použitá legislativa

- Vyhláška Ministerstva Zemědělství č. 77/1996 Sb. Vyhláška o náležitostech žádosti o odnětí nebo omezení a podrobnostech o ochraně pozemků určených k plnění funkcí lesa. Available from <https://www.psp.cz/sqw/sbirka.sqw?cz=77&r=1996> (accessed January 2020)
- Vyhláška č. 275/1998 Sb. Vyhláška Ministerstva zemědělství o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1998-275> (accessed September 2018)
- Vyhláška č. 382/2001 Sb. Vyhláška Ministerstva životního prostředí o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-382> (accessed September 2018)
- Vyhláška č. 307/2002 Sb. Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2002-307> (accessed March 2017)
- Vyhláška č. 590/2002 Sb. Vyhláška o technických požadavcích pro vodní díla. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2002-590> (accessed March 2020)
- Vyhláška č. 257/2009 Sb. Vyhláška o používání sedimentů na zemědělské půdě. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2009-257> (accessed September 2018)
- Vyhláška č. 153/2016 Sb. Vyhláška o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-153> (accessed September 2018)
- Vyhláška č. 422/2016 Sb. Vyhláška o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-422> (accessed January 2020)
- Vyhláška č. 335/2017 Sb. Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků, ve znění pozdějších předpisů. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2017-335> (accessed September 2018)
- Zákon č. 114/1992 Sb. Zákon o ochraně přírody a krajiny. Available from <https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/%24%24OpenDominoDocument.xsp?documentId=58170589E7DC0591C125654B004E91C1&action=openDocument> (accessed April 2017)
- Zákon č. 289/1995 Sb. - Zákon o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon). Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1995-289> (accessed April 2017)

- Zákon č. 18/1997Sb. Zákon o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon) a o změně a doplnění některých zákonů. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1997-18> (accessed March 2017)
- Zákon č. 258/2000 Sb. Zákon o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2000-258> (accessed February 2017)
- Zákon č. 185/2001 Sb. Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů. Available from <https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/8fc3e5c15334ab9dc125727b00339581?OpenDocument> (accessed January 2020)
- Zákon č. 100/2001 Sb. Zákon o posuzování vlivů na životní prostředí. Available from <https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/%24%24OpenDominoDocument.xsp?documentId=8A12B8F25817A234C125729D0039D956&action=openDocument> (accessed February 2020)
- Zákon č. 254/2001 Sb. Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-254> (accessed December 2019)
- Zákon č. 183/2006 Sb. Stavební zákon a související předpisy. Available from <https://www.tzb-info.cz/pravni-predpisy/zakon-c-183-2006-sb-a-souvisejici-predpisy> (accessed January 2020)
- Zákon č. 157/2009 Sb. Zákon o nakládání s těžebním odpadem a o změně některých zákonů. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2009-157> (accessed February 2020)
- Zákon č. 201/2012 Sb. - Zákon o ochraně ovzduší. Available from <https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/%24%24OpenDominoDocument.xsp?documentId=9F4906381B38F7F6C1257A94002EC4A0&action=openDocument> (accessed March 2017)
- Zákon č. 163/2013 Sb. Zákon, kterým se mění zákon č. 121/2008 Sb., o vyšších soudních úřednících a vyšších úřednících státního zastupitelství a o změně souvisejících zákonů, ve znění pozdějších předpisů. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2013-163> (accessed January 2020)
- Zákon č. 89/2016 Sb. Zákon, kterým se mění zákon č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), ve znění pozdějších předpisů. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-89> (accessed January 2020)
- Zákon č. 263/2016 Sb. Atomový zákon. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-263> (accessed March 2017)
- Zákon č. 225/2017 Sb. Zákon, kterým se mění zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů, a další související zákony. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2017-225> (accessed January 2020)

Zákon č. 326/2017 Sb. Zákon, kterým se mění zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o posuzování vlivů na životní prostředí), ve znění pozdějších předpisů. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2017-326> (accessed February 2020)

Zákon č. 113/2018 Sb. Zákon, kterým se mění zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů, a zákon č. 388/1991 Sb., o Státním fondu životního prostředí České republiky, ve znění pozdějších předpisů. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2018-113> (accessed January 2020)

Použité normy

ČSN EN 15933. 2013. Kaly, upravený bioodpad a půdy – Stanovení pH. Český normalizační institut, Praha

ČSN EN ISO 11885. 2009. Jakost vod - Stanovení vybraných prvků optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES). Český normalizační institut, Praha