

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů

Studijní program: Vědy o Zemi

Studijní obor: Vědy o Zemi



Anna Shevchenko

Mobilita kovů v rašelinném profilu
Mobility of metals in peat profile

Typ závěrečné práce:

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Prof. RNDr. Martin Mihaljevič, CSc.

Praha, 2021

Prohlášení:

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

V Praze, 25.08.2021

Podpis

Abstrakt

Na příkladech různých vědeckých prací byly zkoumány všeobecné zákonitosti mobility kovů v rašelině. Pro širší přehled byly popsány výsledky studií z geograficky od sebe vzdálených lokalit. Ale i s ohledem na tuto variabilitu můžeme říct, že existují i společné trendy v mobilitě určitých kovů. Četné vědecké publikace naznačují např. schopnost Pb se imobilizovat a zůstat relativně nehybným ve vertikálním směru. Kdežto radionuklidy, jak se naznačuje, naopak mají tendenci migrovat do spodních vrstev profilu. Z mobility různých kovů v rašelinném řezu se dá odvodit i jejich použitelnost při datování atmosféricky deponovaného materiálu. Užitečným to může být i pro předpověď chování v rašelinném prostředí toxických prvků s ohledem na změny fyzikálně-chemických charakteristik.

Klíčová slova: kovy, rašelina, mobilita

Abstract

There are a lot of scientific publications, where the main target of research is mobility of metals in peat profile. For a broader overview, in this Bachelor thesis, are described results of studies from geographically distant localities. But even with regard to this variability, there are some common trends in the mobility of certain metals. Numerous scientific publications suggest, for example, the ability of Pb to immobilize in peat and remain relatively immobile in the vertical direction. In contrast, radionuclides, as suggested, tend to migrate to the lower parts of peat profile. From mobility characteristics of various metals in peat, we can conclude about their applicability in atmospherically deposited material dating. It can also be useful for predicting the behavior of toxic elements in peat with regard to changes in physicochemical characteristics.

Key words: metals, peat, mobility

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Rašeliniště v životním prostředí.....	1
2.1. Členění rašelinišť.....	2
2.2. Hydrologie rašelinišť.....	3
2.3. Fytodiverzita rašelinišť.....	4
3. Rašelina.....	6
3.1. Rašelina a její klasifikace.....	6
3.2. Vlastnosti rašelin.....	8
3.2.1. Fyzikální vlastnosti.....	8
3.2.2. Chemické vlastnosti.....	9
4. Všeobecné zákonitosti mobility kovů v rašelině.....	10
4.1. Teoretické předpoklady.....	10
4.2. Vlastnosti prostředí.....	12
5. Archivní záznamy v rašelinných profilech.....	13
5.1. Příklady z praxe.....	13
6. Závěr.....	21
7. Seznam použité literatury.....	23

Poděkování

Za odborné rady, trpělivost a neocenitelnou pomoc chtěla bych poděkovat Prof. RNDr. Martinu Mihaljevičovi, CSc. – vedoucímu této práce.

1. Úvod

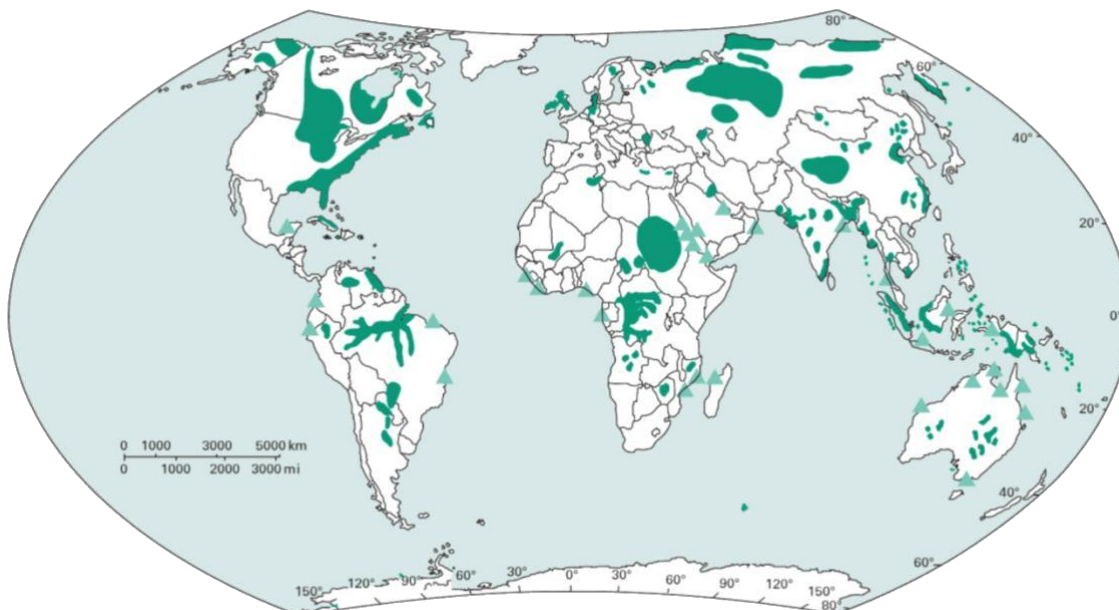
Hlavním tématem této rešeršní bakalářské práce je popis chování a mobility kovových chemických prvků v prostředí rašelinného profilu. Zájmem práce jsou procesy mobilizace resp. imobilizace příslušných kovů a děje tyto pochody vyvolávající. Odborná část je věnována rozboru rašeliniště, jako specifického biotopu, z hlediska geografického, klimatického, hydrologického a biodiverzitního.

Jak se ukáže následně, rašeliniště v přírodě se vyskytují celosvětově v různých podnebních pásmech, typologicky jsou od sebe odlišné a klasifikovatelné na řadu druhů. Větší část práce je věnována rozboru rašelinišť ombrotrofního typu neboli vrchovišť, jejich vzniku a fungování jako komplexního systému. Řada studií potvrzuje vhodnost studia právě tohoto typu rašelin, jako nejvhodnějšího pro datování a výzkum antropogenních dopadu na životní prostředí.

Důraz je také kladen na transport kovů v různých chemických formách, migraci do hloubky rašelinného profilu, procesy sorpce a desorpce, vliv organické hmoty a bazických kationtů na znehybnění. Proberou se možnosti a perspektivy studia rašelinných profilů jako přírodních archivů, datujících atmosféricky deponovaný materiál. A to i v delších časových úsecích.

2. Rašeliniště v životním prostředí

Ve své práci Keddy (2010) definuje rašeliniště jako „ekosystém, který vzniká při dlouhodobé stagnaci vody při povrchu, kde postupem času tyto pochody formují rašelinné akumulace a rašelinné půdy s periodickým nebo stálým nedostatkem kyslíku“. Autor zmiňuje i ekologický následek, - nutnost bioty se adaptovat na život ve specifických podmínkách. Obr. 1 zhruba ukazuje globální distribuci rašelinných ekosystémů, včetně mangrovových porostů.



Obr. 1 – geografie rašelinných ekosystémů dle Keddy, (2010), oblasti rašelinných biotopů jsou generalizovány a zobrazeny zeleně, pomoci trojúhelníků jsou zobrazeny mangrove. Převzato z Keddy, (2010), původně upraveno z Dugan, (1993) a Groombridge, (1992)

Rašeliniště vždycky ovlivňovala život lidí a byla domovem pro hodně vzácných biologických druhů. I přesto, že plošně biotopy pokrývají jenom o něco více, než 5 % povrchu Země, plní velmi důležité funkce. Jako ty základní můžeme pojmenovat: funkci klimatickou, hydrologickou, akumulaci, krajinnou atd. Rašeliniště celosvětově akumulují kolem 528,000 milionů tun uhlíku, což je srovnatelné s třetinou světových zásob C v půdě (Sparks, 2012). Nelze nezmínit ani roli biodiverzity. Např. alkalická slatina Fenor Bog (0.13 km²) v hrabství Waterford v Irsku je stanovištěm pro více než 100 druhů rostlin a 200 druhů bezobratlých, ptáků a savců (Irish Peatland Conservation Council, 2016).

2.1. Členění rašelinišť

Rašeliniště obecně můžeme členit do dvou základních druhů: vrchoviště a slatiniště. Vyčleňuje se i třetí přechodový druh. Klasifikace je založena na specifičnosti chemismu a zdroji živin. Vrchovištní rašeliniště nazývají se *ombrotrofní*, - nacházejí se ve vyšších nadmořských výškách, jako hlavní zdroj živin se uplatňuje srážková voda. Slatiništním, že říkáme *minerotrofní* rašeliniště, - tento druh je těsně vázán na minerální podloží, obvykle zaujímá terénní deprese v nížinných partiích. *Mezotrofní* druh pak odpovídá rašeliništi přechodovému.

Vrchoviště dá se popsat, jako druh minimálně vázaný na podloží a podzemní vodu, v hloubce obvykle se nachází nepropustná vrstva. Tím pádem, právě vrchoviště jsou nejcitlivější na změny v složení atmosféricky deponovaného materiálu. Angloamerická literatura poskytuje jemnější členění i v rámci samotného druhu. Tak, při popisu ombrotrofních rašelinišť Irska Hammond (1981) vyčleňuje

další 2 podtypy: raised (vyklenuté) a blanket (pokryvné). „Vyklenutá vrchoviště jsou podtypem vrchovišť s hlubokými organogenními profily (až do 12 m při vhodné topografii). Oproti pokryvným vrchovištím v rašelinách vyklenutých dominují druhy rodu *Sphagnum*, když v prvním případě dominovat nemusejí, nejčastěji jsou jenom součástí fytoocenóz,“.. Důležitým je i ten fakt, že pokryvná vrchoviště mohou vznikat i na relativně rovinném terénu při určitých klimatických podmínkách, ale s mělkým rašelinným profilem. Jsou to obvykle srážkově bohaté regiony s nízkou evapotranspirací (Keddy, 2010).

Slatiniště neboli minerotrofní rašeliniště jemněji se dá členit také do dvou kategorií: bohaté (rich) a chudé (poor) z hlediska přísunu živin. Obvykle platí, že čím více slatiniště je vázané na minerální podloží, i čím více jeho kyselost bude regulována bazickými kationty, tím lepší pH-podmínky se vytvoří pro biotu. Dále platí, že oproti chudým, bohatá slatiniště mají větší koncentrace těchto kationtů: Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} a SO_4^{2-} (Rydin et al., 2013). Adjektivum „bohatý“ v tomto případě dobře odpovídá lepším podmínkám pro rozvoj biodiverzity. Detailněji biologická rozmanitost různých druhů rašelinišť bude probrána v následujících podkapitolách.

Chudá slatiniště jsou z hlediska přísunu živin něčím středním mezi vrchovištím a bohatým slatiništím. Podle Rydina (2013) hodnoty pH v průměru se kolísají od 4 do 5.5 a rašelinný profil je výrazně hlubší, oproti poddruhu živinami bohatšímu. Autor také naznačuje, že geneticky chudá rašeliniště mohou vznikat na lokalitách se slabě rozpustným sedimentárním podložím nebo na podloží s malou pufrovací kapacitou.

Dá se naznačit a obecně shrnout, že pro účely studia kovů, deponovaných na rašeliniště a jejich chování uvnitř profilu, nejvhodnějšími jsou rašeliny z ombrotrofních lokalit. Zanedbatelný vliv zdrojů z podloží, poskytuje možnost co nejdokonaleji zaznamenávat přísuny z atmosféry.

2.2. Hydrologie rašelinišť

Voda ve vývoji rašeliniště hraje velice důležitou roli. Ještě v 50letech minulého století ruský hydrolog K.E. Ivanov (Ivanov, 1953) se zabýval detailním výzkumem vlastností rašeliny a pokusil se rašeliniště z hlediska hydrologického členit. Dle Ivanova (1953) modelové rašeliniště bylo vertikálně rozděleno do dvou vrstev: *svrchní aktivní* a *spodní inertní*. Kromě toho ve své práci „Hydrologie rašelinišť“ (1953) on detailně rozebírá hydrodynamiku systému. V oboru na něj navazuje H.A.P. Ingram a v roce 1978 navrhuje nové členění pro vrstvy v rašelinném profilech dle jejich hydrologických charakteristik. Klasifikace Ingrama se používá i do dnes.

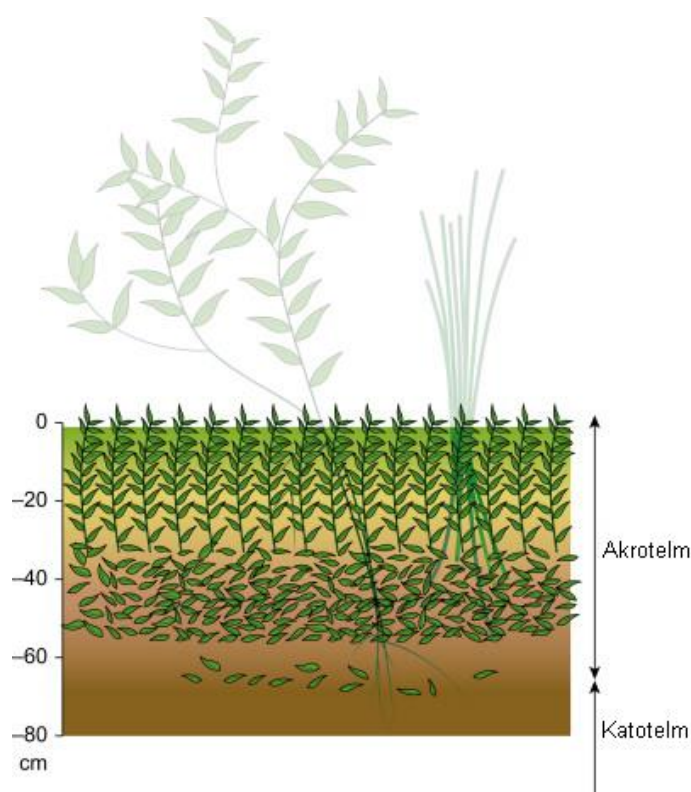
Svrchní vrstva dle Ivanova byla charakterizována jako hydraulicky vodivá vrstva s fluktuující se vodní hladinou. Vrstva byla popsána jako bohatá na aerobní mikroorganismy a živou rostlinnou biomasu. V hloubce profilu na aktivní vrstvu navazovala spodní inertní, - ochuzená o mikroorganismy, se stagnující se vodou, slabě hydraulicky vodivá (Ivanov, 1953).

Ve své publikaci (Ingram, 1978) autor snaží se vyřešit problém terminologií a navrhuje nové definice, Obr. 2 ilustruje tuto klasifikaci:

Akrotelm - živá, aktivní povrchová vrstva rašeliniště propustná pro vodu. Vrstva s fluktuující se vodní hladinou a s periodickými aerobními podmínkami. Rychlá přeměna energie a hmoty.

Katotelm – spodní část profilu s odumřelými zbytky organismů, málo propustná pro vodu. Panují anaerobní podmínky, obsah vody se nemění, pomalá přeměna materiálu.

Navíc k tomu Ingram zavádí nové definice i typologicky rozlišuje rašeliniště s oběma vrstvami a rašeliniště se samotným katotelmem.



Obr. 2 – hydrologické členění modelového rašelinného profilu dle Ingrama, 1978, převzato a upraveno Flores, 2014

2.3. Fytodiverzita rašelinišť

V terénu, který je charakteristický hromaděním vlhky v půdě a v ovzduší, se osidlují a rozmnožují celá společenstva vlhkomilných rostlin. V podmínkách přebytku vody a nedostatku kyslíku jsou procesy rozkladu organické hmoty zpomaleny. Zbytky odumřelých rostlin se hromadí ve vrstvách značné tloušťky, a následně stávají substrátem pro růst a vývoj dalších rostlin. Odumřelé rostliny se stávají hlavním půdotvorným činitelem (Spirhanzl, 1951). Důležitou roli hraje i druhové složení rostlinných společenstev tvořících rašelinu.

V jednotlivých rašeliništích vznikajících ve stejných podmínkách nelze přesně vyčlenit všechny konkrétní rostliny. Z existence rašelinišť přechodových již vyplývá skutečnost, že v rámci jednoho biotopu mohou se stýkat různé druhy rostlin. Tab. 1 ilustruje krátký shrnující přehled s příklady druhů, osidlujících různá rašeliniště:

Na vrchovištích	Převážně na vrchovištích, ale i na přechodových typech	Na přechodových typech	Na slatinách v pobřežním pásmu	Na trvalé mokřých, bažinatých slatinách	Na slatinách jen občas zaplavovaných vodou
rašeliník (<i>Sphagnum rubellum</i> a <i>S. fuscum</i>)	klikva bahenní (<i>Vaccinium oxycoccus</i> L.)	bezkolenec modrý (<i>Molinia coerulea</i> Much.)	blatouch bahenní (<i>Caltha palustris</i> L.)	kaprad' bahenní (<i>Polystichum thelypteris</i>)	chmel (<i>Humulus lupulus</i> L.)
	plavuň zavlažovaná (<i>Lycopodium inundatum</i> L.)	blatnice obecná (<i>Scheuchzeria palustris</i>)	pryskyřník velký (<i>Ranunculus lingua</i> L.)	kosatec žlutý (<i>Iris pseudacorus</i> L.)	kopřiva dvoudomá (<i>Urtica dioica</i> L.)
	ostřice malé (<i>Carex</i>)	kostilomka obecná (<i>Nathecium ossifragum</i> L.)	přeslička mokřadní (<i>Equisetum limosum</i> L.)	vrbina kytkovitá (<i>Comarum palustre</i>)	kozlík lékařský (<i>Valeriana officinalis</i> L.)
	suchopýr pošvatý (<i>Eriophorum vaginatum</i> L.)	ploník (<i>Polytrichum strictum</i>)	rákos obecný (<i>Phragmites communis</i>)	záběhlík bahenní (<i>Lysimachia thyrsoiflora</i> L.)	potměchut (<i>Solanum dulcamara</i> L.)
	kyhanka bažinná (<i>Andromeda polyfolia</i> L.)	vřes obecný (<i>Calluna vulgaris</i>)	skřípina jezerní (<i>Scirpus lacustris</i> L.)	třtina kopinatá (<i>Calamagrostis lanceolata</i>)	rokyt ostnitý (<i>Hypnum cuspidatum</i>)
	rojovník bahenní (<i>Ledum palustre</i>)	vřesovec (<i>Erica tetralix</i>)	šťovík koňský (<i>Rumex hydrolapath</i>)	zblochan vodní (<i>Glyceria aquatica</i> Prsl)	křehkejš vodní (<i>Malachium aquaticum</i> Fr.)

Tab. 1 – přehled význačných rašeliništních rostlin.

Zdroj: převzato ze Spirhanzl (1951)

Zájemovými pro tuto práci jsou rašeliniště vrchovištní neboli ombrotrofní, kde vegetace je živena především materiálem deponovaným z atmosféry. Nejtypičtějším rodem zastupujícím floru vrchoviště je rod *Sphagnum* neboli rašeliník. Dle nejnovějších dat (Michaelis, 2019) jsou to cca 380 druhů rostlin taxonomicky řazených mezi mechy. V Evropě vyskytuje 54 druhů, a na území České republiky cca 32 druhů rašeliníků (Váňa, 2017).

Za zmínku stojí i vnitřní stavba rašeliníků. Čepel neboli plochá lupenitá část listu je složena z dvou různých typů buněk: první jsou zelené, asimilující *chlorocysty*, které jsou protáhlé a tvoří síť, do níž jsou vloženy buňky jiné – prázdné, spirálkami opatřené *hyalocysty*. *Hyalocysty* především slouží, jako rezervoáry vody, poskytující rašeliníku mimořádné schopnosti akumulovat vodu (Spirhanzl, 1951). Co se týká speciálních adaptací rašeliníků na prostředí vrchovišť, tak ve své práci Verhoeven et al. (1997) naznačují o schopnosti mechů produkovat různé organické sloučeniny, jako jsou např. fenoly. Tyto látky následně přispívají k okyselení prostředí, potlačení růstu cévnatých rostlin a zpomalení dekompozičních procesů. „Rašeliníky obsahují v buněčné stěně kyselé pektiny, které umožňují efektivně získávat živiny z vody. Tyto pektiny, jak vázané v buněčné stěně, tak uvolněné do prostředí, byly označeny jako *sphagnan*. *Sphagnan* je považován za jeden z faktorů, který zpomaluje rozklad opadu rašeliníků tím, že podobně jako fenolické látky tlumí aktivitu půdních mikrobiálních enzymů“ (Chroustová, 2021, Hájek et al., 2011)

K jiným zástupcům vrchovištních fytoocenóz patří také mechy z řady *Bryales* (např. ploník), rostliny z čeledi *Cyperaceae* (např. suchopýr), vřes obecný a různé druhy ostřic.

3. Rašelina

Podle Spirhanzla (1951), rašelina – je převážně organická hmota, která se vytvořila anaerobními rozkladnými pochody. Proces vzniku rašeliny nazýváme rašeliněním nebo ulmifikací. Za aerobních podmínek při rozkladu organických látek především dominují biologické činitele. Oproti tomu, za omezeného přístupu kyslíku při rašelinění dominantními jsou vlivy fyzikální a chemické.

Výjimečné materiálové vlastnosti rašeliny se dlouhodobě a celosvětově využívaly. Kromě toho, že rašelina stoletími byla těžena a spotřebovávána, jako palivo, v dnešní době pro ni našli využití i v jiných sférách: a to v zemědělství, filtraci vody a balneoterapii. Tato rešeršní práce nabízí širší vzhled na rašelinu, především, jako na materiál s unikátními záznamy dopadů lidské činnosti na životní prostředí.

3.1. Rašelina a její klasifikace

Ve vertikálním řezu jednotlivé vrstvy rašeliny se liší nejen vegetačním složením, a také různým stupněm rozkladu. Akumulovaný materiál se může odlišovat podle míry přeměny: od dobře zachovalých rostlinných zbytků do vysoce humifikované rašeliny. Rašelina je hlavní složkou půdotvorného substrátu rašelinistních půd a vzniká nedokonalým rozpadem odumřelé hmoty v kyselých podmínkách za

nedostatku kyslíku. Z této skutečnosti a z variability zdrojového materiálu – odumřelé hmoty, vyplývá nutnost rašelinu jako materiál klasifikovat.

V současné době existuje již hodně vypracovaných klasifikací. Rašelinu se dá členit podle míry přeměny, obsahu organického C, podle poměru C/N, podle její kyselosti atd. Velké množství klasifikací pro rašelinu vypracoval německý ekolog a biolog M. Succow (Hájek, 2012) níže představená členění jsou na bázi jeho četných publikací:

Členění rašeliny podle obsahu organického C (%):

- Vrchovištní (Reintorf) > 90% org. C
- „Plná“ (Volltorf) > 70% org. C
- „Poloviční“ (Halbtorf) > 30% org. C (slatinná)
- Náslat' (Antorf) > 15-30% org. C, nasedá na glej

Členění rašeliny podle kyselosti:

- Kyselá (2.4 - 4.8)
- Subneutrální (4.9 – 6.4)
- Bazická (6.5 - 7)

Zdroj: převzato z Hájek (Ekologie rašelinišť, 2012)

Za zmínku stojí i vypracovaná ještě v 20. letech minulého století klasifikace švédského geologa Lennharta von Posta (1922). Navržená stupnice člení rašelinu do 10 tříd dle míry rozkladu. Třídy H1 až H10 reprezentují stupeň rozkladu odumřelých zbytků, kde 1 odpovídá 10 % rozloženého materiálu, 5–50%, 10 – 100%. Takže rašelinný profil seshora dolu je reprezentován vrstvami H1 až H10, kde H10 je vrstva nejhlubší (Obr. 3).



Obr. 3 – členění modelového rašelinného profilu dle von Posta.
 Zdroj: převzato a upraveno z Von Post Scale. In: Peat and Peatlands

3.2. Vlastnosti rašelin

Z předešlé kapitoly vyplývá, že rašelina může být materiálem heterogenním. Z této variability vzniká i rozdílnost ve fyzikálně-chemických charakteristikách rašelinného profilu. Tyto parametry jsou následně i zodpovědné za vliv na prvkovou mobilitu.

3.2.1. Fyzikální vlastnosti

Při popisu fyzikálních vlastností rašeliny se nejčastěji používají tyto charakteristiky: objemová a specifická váha, pórovitost, hygroskopicitá, tepelná vodivost, adsorpční a izolační schopnosti. Detailněji chtěla bych se zaměřit na některé z nich.

Velký význam pro problematiku prvkové mobility v rašelině má zastoupení koloidních částic. Dle klasických definicí, za půdní koloidní částice můžeme považovat jemné částice do velikosti 2 nm, mající dipólový charakter. Negativní a pozitivní povrchové náboje umožňují interakci s ionty v roztoku. Klasifikovat koloidy se dá na minerální (např. jílové minerály, hydratované oxidy Fe a Al) a organické (humínové a fulvokyseliny, lignin atd.). Koloidy jsou schopné vytvářet různé komplexy: zdržovat na svém povrchu vodu, poutat živiny, imobilizovat kovy (Šantrůčková, 2014). Právě tato vlastnost koloidů přispívá i k imobilizaci kontaminantů.

Obsah koloidních částic v rašelinném profilu stoupá s mírou dekompozice materiálu, teda stoupá i s hloubkou. „Adsorpční schopnosti rašeliny jsou závislé i na aciditě, - s její poklesem klesá i míra sorpce“ (Spirhanzl, 1951).

Khoroshavin et al., (2013) uvádějí průměrnou zrnitost částic pro slatinné západosibiřské rašeliny (%): >250 μm – 64% ; 250-20 μm - 35% ; 20-10 μm - 30% ; 10-5 μm - 25% ; 5-1 μm - 14%.

3.2.2. Chemické vlastnosti

Z hlediska chemického můžeme také pojmenovat několik důležitých funkcí. Rašelina je materiálem komplexním a vícesložkovým, skládá se z různých organických a anorganických sloučenin, propojených mezi sebou řadou interakcí. Jejich procentuální zastoupení se liší dle druhů rašeliniště. Khoroshavin, (2013) dělí rašeliniště Západní Sibíře, podle prvkového a fázového složení následujícím způsobem (Tab. 2).

Z tabulky 2 je patrné, že oproti slatinné, vrchovištní rašelina je obohacena o kyslík, celulózu, bitumen a fulvokyseliny. I naopak je ochuzena o uhlík, dusík, síru, huminové kyseliny a lignin.

Druh rašeliny	Prvkové složení hm. %					Fázové složení hm. %						
	C	H	N	S	O	B	SHL	RČ	HK	FK	C	L
Vrchovištní	56,0	5,9	1,5	0,2	36,4	7,0	35,8	21,6	24,7	16,6	7,3	7,4
Přechodná	58,6	6,0	2,2	0,4	32,8	6,6	23,9	13,9	37,8	15,7	3,6	11,4
Slatinná	58,0	5,8	2,6	0,5	33,1	4,2	25,2	13,6	40,0	15,5	2,4	12,3

Tab. 2 - chemické a fázové zastoupení organické složky v rašelině

B – bitumen, SHL – snadno hydrolizovatelné látky, RČ – redukční činidla, HK – huminové kyseliny, FK – fulvokyseliny, C – celulóza, L – lignin.

Zdroj: převzato a upraveno z Khoroshavin et al., (2013).

Podobná analýza byla provedena i pro anorganické sloučeniny v různých druzích rašelin. Chemický rozbor (Tab. 3) zřetelně ukazuje již očekávané ochuzení vrchovištních rašelin o neústrojné sloučeniny. Tento trend snadno se vysvětluje genezí a fungováním těchto rašelinišť. Nejčastěji se jedná o lokality s nepropustným horninovým podložím, které znemožňuje přísun anorganických látek zespoda. A materiál deponovaný atmosféricky je o tyto sloučeniny značně ochuzen.

Z průměrného zastoupení v rašelině vápníku a jiných bazických kationtů vyplývá i její další vlastnost – kyselost. Nejkyselejšími jsou, tím pádem, rašeliny vrchovištní, nemající v půdním roztoku dostatek látek kyselost pufrujících. Komplexní koloidní sloučeniny, jako huminové kyseliny, v těchto podmínkách převážně zůstávají absorpčně nenasycené (Spirhanzl, 1951).

Druh rašeliny	Složení hm. %					
	SiO ₂	CaO	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	P ₂ O ₅	SO ₃
Vrchovištní	1,1	0,5	0,2	0,2	0,1	0,1
Přechodná	1,3	1,3	0,6	0,4	0,1	0,3
Slatinná	1,6	2,6	1,0	0,5	0,1	0,3

Tab. 3 – zastoupení anorganické složky v rašelině

Zdroj: převzato a upraveno z Khoroshavin et al., (2013).

4. Všeobecné zákonitosti mobility kovů v rašelině

Všeobecně mezi dva základní zdroje kovů v životním prostředí řadíme zdroj přirozený a antropogenní. Bradl (2005) uvádí jak hlavní zdroje těžkých kovů v atmosféře minerální prach, vulkanické a mořské aerosoly, hrubě disperzní částice emitované lesními požáry, extraterestrický materiál, emise z průmyslů.

Simon et al., (2002) uvádí, že zvýšení emisí a koncentrací Cd jsou následkem spalování odpadů a zpracování rudy, zvýšené koncentrace Pb odrážejí masovou spotřebu olovnatého benzínu v 20. století, Ni je emitován do atmosféry při spalování fosilních paliv. Koncentrace Mo, Cu, Zn, Cd, Pb a také As, Se, Sb, Hg pocházejí ze sulfidických minerálů při zpracování uhlí a rud.

Z výše uvedeného vyplývá, že v atmosféře kovy mohou být zastoupeny v různých formách. Transportovány na povrch jsou zejména vlivem mokré nebo suché depozice. Depozice suchá probíhá zcela kontinuálně, zatímco mokrá je vázaná na atmosférické srážky. Mokrou depozici můžeme členit na vertikální (transport vertikálními srážkami) a horizontální (např. mlha a námraza). Tak, se srážkami, přicházejí převážně ve vodě rozpustné formy. Jinak, na povrch kovy jsou deponovány ve formě různých chemických sloučenin např. Glazovskaya (1997) pomocí fázové analýzy usazeného materiálu prokázala přítomnost olovnatých a zinečnatých síranů (PbSO₄, ZnSO₄), kovových oxidů (PbO, ZnO, CdO), sulfidů (PbS, ZnS, CuS, FeS₂) ve vzorcích půd z různých lokalit v Rusku.

Dále obecně platí, že snadno rozpustné anebo slabě absorbované formy kovů jsou biodostupné (Bradl, 2005).

4.1. Teoretické předpoklady

Výzkumy mobility různých chemických prvků v půdním prostředí sahají chronologicky až do druhé poloviny 20. století. Pozorované změny v prvkové mobilitě v prostředích s různými fyzikálně-chemickými podmínkami vyvolávaly velký zájem o tento obor. V roce 1989 sovětský geochemik

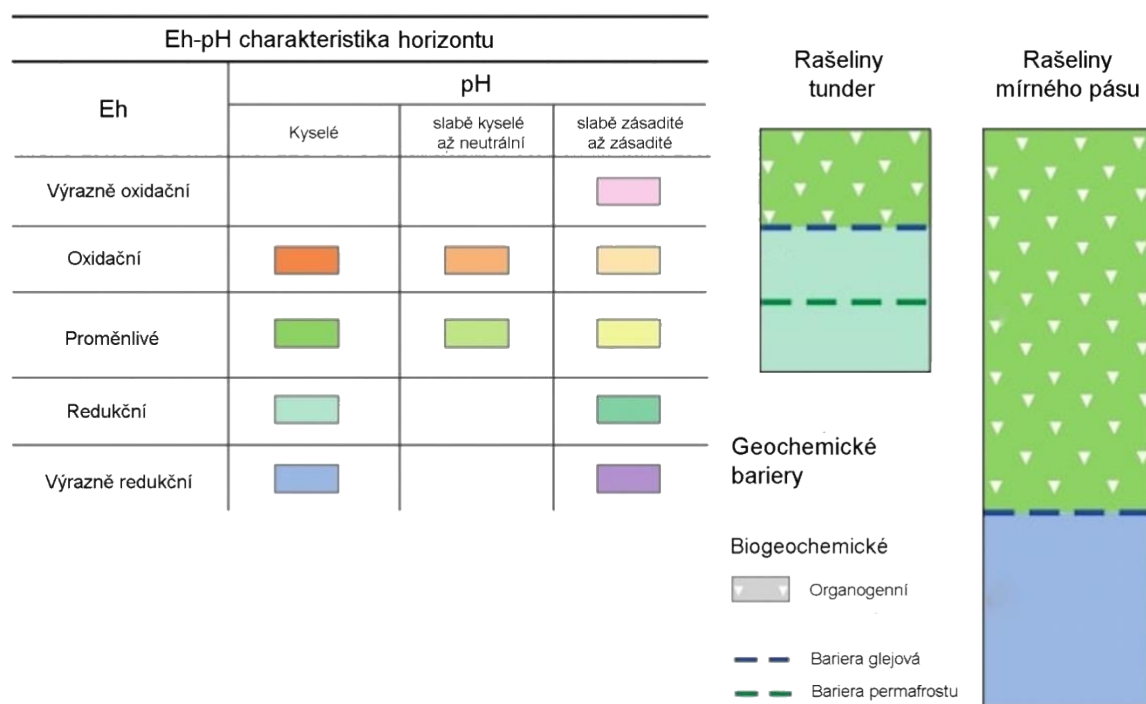
Perelman přichází s definicí geochemických bariér. Dle autora, tyto bariéry jsou „*ohraničené oblasti v prostoru, kde dochází k prudkému poklesu intenzity migrace chemických prvků, a v důsledku toho i změně jejich koncentrace*“ (Perelman, 1989). Ve své práci autor rozlišuje bariéry *plošné*, které vymezují větší krajinné útvary, jako jsou lesy, louky a rašeliniště. A bariéry *lineární*, vymezující třeba vrstvy v půdních profilech s různými fyzikálními vlastnostmi.

Ruská geochemická škola i dále navazuje na původní práce Perelmana, a v Národním atlasu půd Ruské Federace z roku 2011 publikuje detailní rozbor geochemických bariér (Glazovskaya, Bogdanova, 2011). Klasifikace byla představena pro 19 půdních typů a zahrnovala dělení jednotlivých horizontů podle pánujících v nich Eh-pH podmínek.

Půdy rašelinišť byly reprezentovány dvěma profily – řezem rašelinou mírného pásu a tundrového. V tundrovém typu ve spodní části navíc vyskytovala bariéra permafrostu (Obr. 4). Jinak oba profily byly popsány podobně: ve svrchní části se nachází vysokokapacitní organogenní bariéra s nízkým pH a proměnlivým Eh. Dále Eh-podmínky s hloubkou postupně směřují do zápornějších hodnot, - prostředí stává redukčním až výrazně redukčním. Je potřeba zmínit i to, že tento model dobře odpovídá popisu Ingrama (1978) o dílčích součástech rašelinného profilu.

Dle autorů klasifikace kapacita geochemické bariéry přímo odráží její schopnost akumulovat materiál. Vysokokapacitní bariéry, tím pádem, znehybňují více migrující hmoty nebo svou kapacitu využívají pro sorpci látek s většími molekulovými vahami. Sorpční kapacita této bariéry je závislá na mocnosti, složení organické hmoty a jílových minerálů (resp. jiných půdních koloidů).

Glazovskaya (1997) ukazuje, že již imobilizovaný materiál může být zpětně uvolněn při destabilizaci systému. Tento jev může nastat z mnoha důvodů a mít různé příčiny: jak přírodní, tak antropogenní.



Obr. 4 – Geochemické bariery v rašelinných profilech

Zdroj: převzato a upraveno z Glazovskaya, Bogdanova (Nacional'nyj atlas pochv Rossijskoj Federacii, [National Soil Atlas of Russia], 2011)

4.2. Vlastnosti prostředí

Oxidační stav konkrétního iontu závisí na redoxních podmínkách prostředí. Mezi nejcitlivější na změny redox potenciálu patří obecně Hg, As, Se, Cr, Mn a Fe (Bradl, 2005). Obvykle platí i to, že redoxní potenciál je ovlivněn teplotou a pH, a v případě půdního prostředí i dalšími faktory, jako množství srážek a roční období.

Například Bradl et al. (2005) ukázali, že k zvýšení mobility některých kovů může přispívat: snížení pH – rozpouštění anebo desorbce z pevné frakce, zvýšení redoxního potenciálu a zvýšení koncentrací solí. Vliv pH na mobilizaci kovů v rašelinistích popisují také Zeng et al. (2011). Při snížení pH pozorovali uvolnění Cd, Pb a Zn z koloidů do okolních roztoků. Glazovskaya (1997) vypracovala všeobecní přehled o chování kovů v půdním prostředí s různými Eh-pH charakteristikami (Obr. 5). Ale je potřeba zmínit i to, že je to hrubší generalizovaná klasifikace, která pro každý konkrétní případ nemusí striktně platit. Proto je potřeba studovat tento vícedimenzní problém pokaždé i lokálně.

pH	Eh	Akumulace a mobilita chemických prvků		
		téměř imobilní, aktivně se akumulují	mírně mobilní, akumulují se, částečně jsou vyplavované	mobilní, z půdy jsou vyplavované
Kyselé	Oxidační	- Mn, Mo	Pb, As, Se Ni, Cr, V	Cd, Hg Cu, Zn
	Redukční	Cd, Hg Cu, Zn	Pb, Cd, Hg Ni, Cr, Cu, Zn, Co	-
Neutrální až zásadité	Oxidační	Pb -	Cd, Hg Zn, V, Cu, Co, Ni, Cr	As, Se -
	Oxidační s výparným režimem	Pb -	Cd, Hg Zn, Mo, Cu, Co, Ni, Cr	(As, Se)** -
	Redukční glejové	Pb, Cd Cu, Zn, Co	As, Se Mo, V, U, Ag	Hg Ni
	Redukční sirovodíkové	Pb, Cd, Yg, As, Se Cu, Zn, Co, Ni, Gn, Ar	- Mo, V, U, Ag	- -

* V čitateli jsou více toxické, v jmenovateli méně toxické

** Akumulují se na výparné bariéře

Obr. 5 – Změny mobility kovů v různých pH-Eh podmínkách dle Glazovskaya

Zdroj: převzato a upraveno z Glazovskaya (Metodologičeskije osnovy ocenki jekologo-geohimicheskoj ustojčivosti pochv k tehnogennym vozdejstvijam [Methodological Guidelines for Forecasting the Geochemical Susceptibility of Soils to Technogenic Pollution], 1997)

Další fyzikálně-chemické charakteristiky kovů, jako např. elektronegativita nebo poměr iontový náboj/iontový poloměr, také mohou mít vliv na prvkovou mobilitu. A to třeba tím, že budou ovlivňovat pořadí v jakém konkrétní kov bude absorbován.

5. Archivní záznamy v rašelinných profilech

Již popsané akumulční schopnosti rašeliny poskytují možnost studovat její vertikální profily, jako geochemické archivy, datující rozsahy a dopady lidské činnosti na životní prostředí. Na vhodných lokalitách dá se o tom posuzovat přes změny koncentrací kovů v jednotlivých vrstvách rašeliny. Např. Oldfield et al. (1990), **ukazují na vhodnost** rašelinného profilu jako geochemického archivu. Při studiu záznamu je však nutné brát do úvahy kompakci rašeliny směrem do hloubky profilu, která komplikuje výpočet deposice kovu do prostředí rašeliniště.

Ještě v 60. letech geochemici a pedologové ve výzkumech rašeliny ve Finsku (Salmi, 1969) přišli na to, že přípovrchové vrstvy mají koncentrací Pb vyšší než vrstvy podložní. Tato skutečnost byla nimi pozorována na rašeliništích ombrotrofního typu, kde vegetace byla zásobována živinami výhradně z atmosférických zdrojů. Zvýšené koncentrace Pb byly v těchto letech objasněny masovou spotřebou olovnatého benzínu, kde tetraethylolovo se používalo, jako antidetonační aditivum. Do rašeliny se následně Pb dostávalo atmosférickou depozicí. Z tohoto můžeme posoudit, že pro výzkumní účely právě vrchovištní rašeliny jsou typologicky nejvhodnějšími.

V posledních letech v Evropě a USA byla provedena celá řada studií, věnována problematice rašelinných profilů. Ombrotrofní rašeliniště se zkoumala v různých částech Evropy: ve Skotsku, Švýcarsku, Irsku, Španělsku, Francii a v České republice. Spolu s dalšími pracemi v oboru, výsledky vykazují podobný trend – narůst koncentrací kovů směrem od podloží k přípovrchovým vrstvám.

5.1. Příklady z praxe

Jedním z nejznámějších výzkumů v oboru je studie Shotyk a Weiss (2001), která byla realizována na lokalitě Etang de la Gruère v severozápadním Švýcarsku. Cílovými bylo zjištění zdrojů stopových prvků a Pb v rašelinných profilech. Pro vzorkování byla vybrána centrální část vrchoviště, kde akumulovaný materiál zasahoval až do hloubky větší než 6 m. Odebraný vzorek reprezentoval 650 cm profilu rašeliny, a dle isotopové analýzy ^{14}C stratigraficky pokrýval posledních 12 370 let. Tím pádem, dá se říct, že teoreticky se jednalo o kompletní záznam atmosférické deposice pro celý holocén. Pro separaci přírodních a antropogenních zdrojů Pb byl spočten faktor obohacení (EF), kde jako referenční kov byl

zvolen Sc (Obr. 6). Normalizované poměry Pb/Sc byly pak odvozené z koncentrací ve vrstvě rašeliny 8030 až 5320 tisíc let staré.

$$EF = \frac{(C_x/C_{ref})_{vzorek}}{(C_x/C_{ref})_{pozadi}}$$

Hodnota EF	Kategorie obohacení
$EF < 2$	Nepřítomnost minimálního obohacení
$2 \leq EF < 5$	Mírné obohacení
$5 \leq EF < 20$	Významné obohacení
$20 \leq EF < 40$	Velmi vysoké obohacení
$EF \geq 40$	Extrémně vysoké obohacení

Obr. 6 – výpočet faktoru obohacení a jeho rozdělení do kategorií dle Satola, 2020

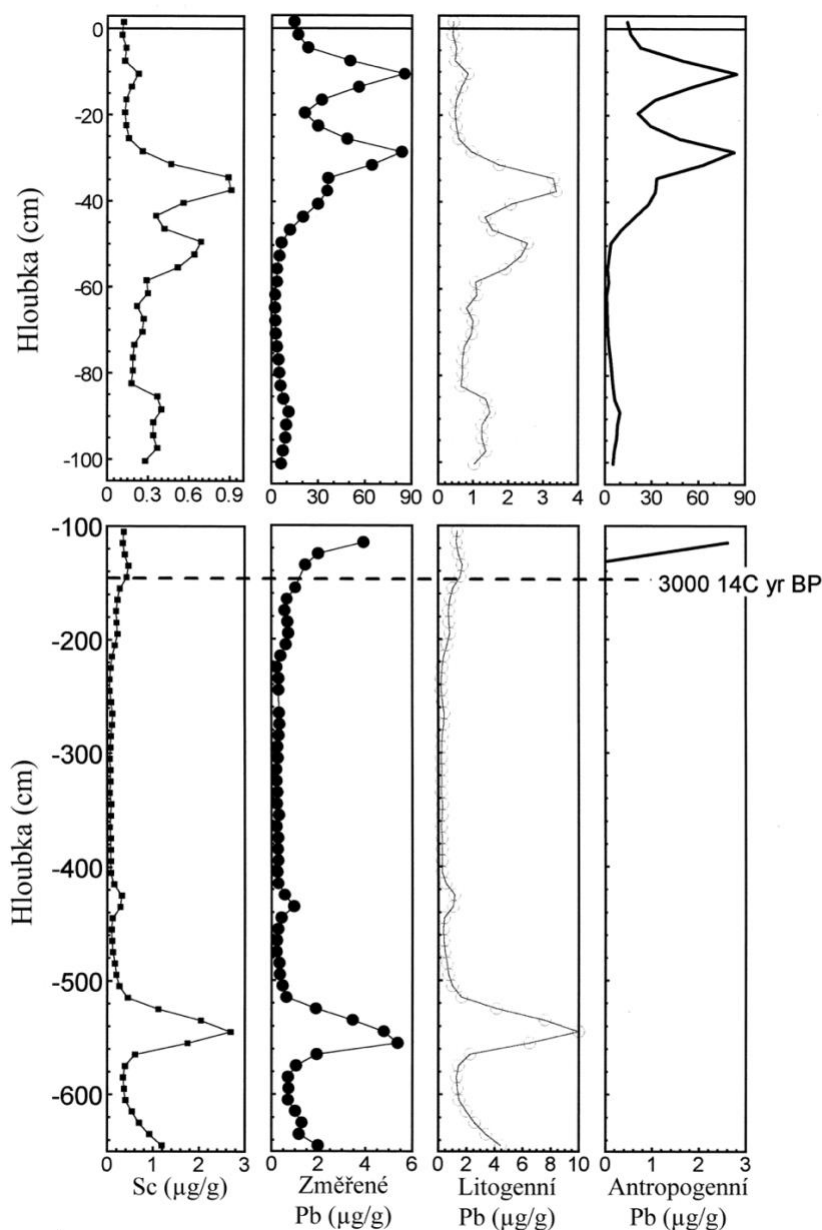
Poznámky: C_x – koncentrace kovu pro který se provádí výpočet (mg/kg), C_{ref} – koncentrace referenčního kovu (mg/kg).

Zdroj: Satola, 2020

Na základě získaných údajů z EF a měřeného poměru $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, autoři navrhuji dělení atmosférických aerosolu, které se dostávali do rašeliniště do třech skupin:

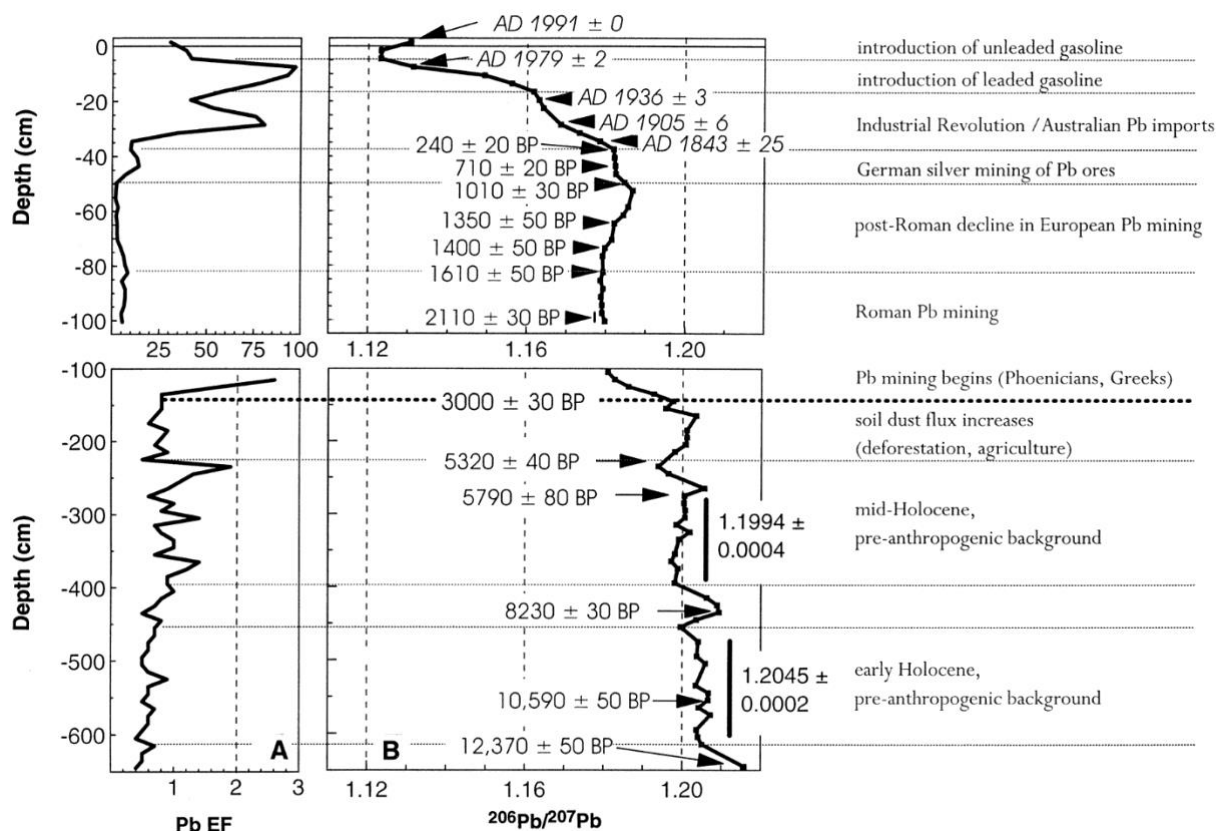
- Preantropogenní (starší než 3000 let před současností, $\text{Pb } EF < 2, ^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} > 1.194$)
- Preindustriální (3000–240 let před současností, $\text{Pb } EF \geq 2 < 20, ^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} 1.193\text{--}1.179$)
- Industriální (240 let před současností a novější, $\text{Pb } EF > 20, ^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} < 1.179$)

Z Obr. 7 je vidět, že cca pod 145 cm profilu (3000 BP dle ^{14}C), změřené koncentrace Pb a referenčního Sc jsou přibližně podobné. Kromě toho, dle výpočtů průměrný poměr koncentrací Pb/Sc v hloubkách od 405 cm do 235 cm (8030 až 5320 let před současností) vyšel kolem 3.5. Podle autorů, je tuto hodnotu možné považovat za pozadřovou pro akumulující se půdní litogenní aerosol. Prudký nárůst koncentrace Pb pak pozorujeme ve vrstvách nad 145 cm. Roste i poměr Pb/Sc. Na základě tohoto se naznačuje, že antropogenní zdroj Pb v rašelině nepřetržitě dominuje již od 3000 BP.



Obr. 7 – vývoj koncentrací Pb v profilu rašeliny na lokalitě Etang de la Gruère (převzato a upraveno ze Shotyk a Weiss, 2001)

Za zmínku stojí i to, že na stejné lokalitě i stejném profilu byla provedená studie zaměřená na vývoj koncentrací Pb z hlediska historického (Shotyk et al., 1998). Tak, 650 cm profilu rašeliny bylo rozděleno do 10 hlavních historických období deponice Pb. Jak již bylo řečeno, autory se předpokládá, že do 3000 let před současností dominoval litogenní zdroj deponovaného materiálu, který následně byl vystřídán dominantním antropogenním, spojeným se začátky těžby Pb. Obr. 8 kompiluje získaná data a navrhuje vysvětlení variability koncentrací Pb v čase.



Obr. 8 – dělení depozicí Pb v rašelinném profilu do historických období na lokalitě Etang de la Gruère (převzato ze Shoty et al. 1998)

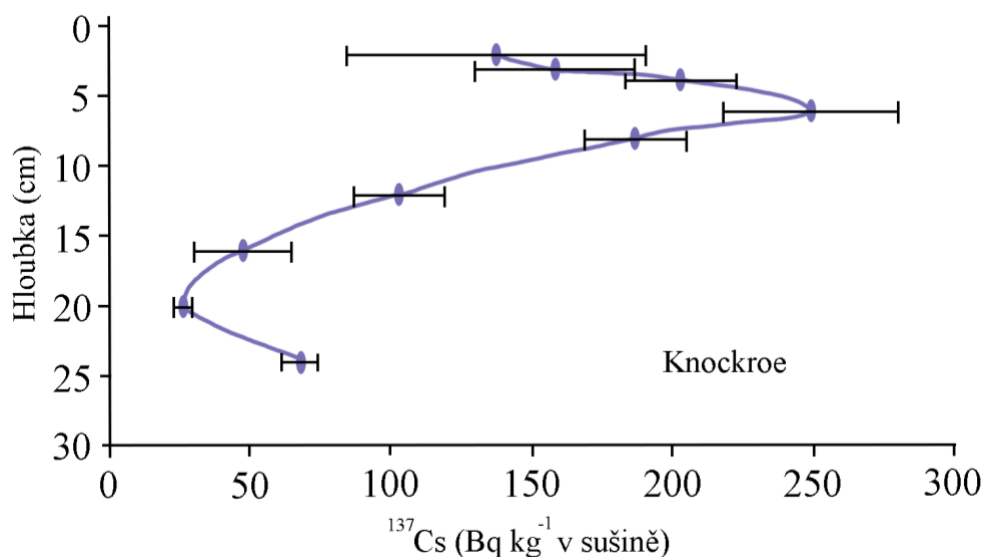
Tato práce dobře ilustruje možnost rašeliny poskytovat informaci nejenom v měřítku stovek let, a i pro delší časové úseky. Jiná práce v tomto oboru je věnována záznamům akumulace Pb, Hg a Cd v rašelinách vrchovišť na západě Irska (Coggins et al., 2006). Pro výzkumné účely byly vybrány 2 lokality – vrchoviště Knockroe Co. Mayo a vrchoviště v Národním parku Connemara.

Z každé lokality bylo odebráno 3 vzorkovací vrty, které zasahovaly do hloubky cca 80 cm a pokrývaly přibližně 100-200 let. V laboratoři následně byly dělené na úseky po 2 cm, pro každý z nich byla spočítána hmotnost sušiny a objemová hustota. Rychlost akumulace rašeliny byla odvozena pro každý profil z aktivit ^{210}Pb . Byly vypočteny přibližné hodnoty 0.39 cm/rok pro profily z Knockroe a 0.53 cm/rok pro profily z Connemara.

Dle výsledků, na lokalitách byl detekován opačný gradient změn objemové hustoty. Tak v profilech Knockroe hodnoty klesaly směrem k podložním vrstvám, a v profilech z Národního parku naopak rostly. Což by šlo vysvětlit různým druhovým složením tvořícím rašelinu nebo různou rychlostí dekompozice v hlubších vrstvách profilů. Vegetační složka na lokalitách byla analyzována pomocí Blanquetove stupnice pokryvnosti. Nejvíce zastoupenými druhy ve Knockroe byly *Calluna vulgaris*, *Hypnum jutlandicum* a *Sphagnum magellanicum*. Na lokalitě v parku Connemara: *Molinia caerulea*, *Trichophorum cespitosum* a *Eriophorum vaginatum*.

Z výsledků aktivity radioizotopu ^{137}Cs v profilu z Knockroe můžeme patrně pozorovat 2 vrcholy (Obr. 9): jeden z nich je mezi 5 a 7 cm profilu, a druhý mezi 23 a 24 cm. „První bezpochybně je způsoben

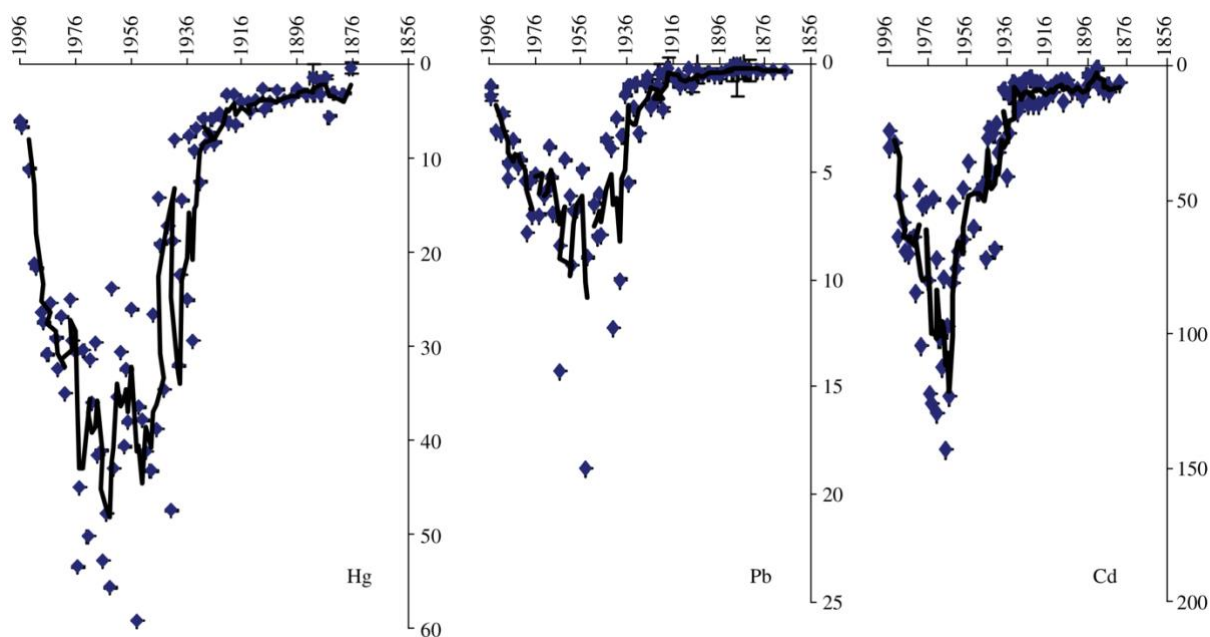
vstupem do systému ^{137}Cs po Černobylské havárii v roce 1986, ale druhý vrchol je umístěn poněkud níže v profilu, než dalo by se očekávat po jaderných testech z 50-60let. Na základě této skutečnosti můžeme hovořit o mírné vertikální mobilitě radiocesia v profilu,“ shrnují autoři.



Obr. 9 – aktivita ^{137}Cs v profilu Knockroe (převzato a upraveno z Coggins et al. 2006)

Obsahy Pb a Hg, tak ve všech profilech trend měly podobný: jejich koncentrace plynule narůstala směrem nahoru s maximem v hloubce 10-20 cm, pak následoval pokles směrem k povrchu. Podobně se chovalo Cd v profilu z Knockroe. Maxima koncentrací Pb a Hg z obou lokalit stratigraficky zapadali přibližně do stejného období 50-60let minulého století. Maximum koncentrace Cd byl o něco více variabilní a nacházel se v průměrné hloubce 9-12 cm, stratigraficky odpovídající polovině 20. století.

Z této skutečnosti můžeme uvažovat o podobnosti zdrojů kovů vstupujících do rašeliniště. Průběh obsahu Pb v profilech dá se vysvětlit podobně, jak i na lokalitě Etang de la Gruère z práce Shotyk et al. (2001). Po masové spotřebě olovnatého benzínu, na začátku 80let přichází legislativní regulace jeho výroby, což můžeme pozorovat, jako klesající trend pro Pb. Obr. 10 graficky reprezentuje variabilitu průměrných koncentrací Hg, Pb a Cd v profilu z Knockroe.

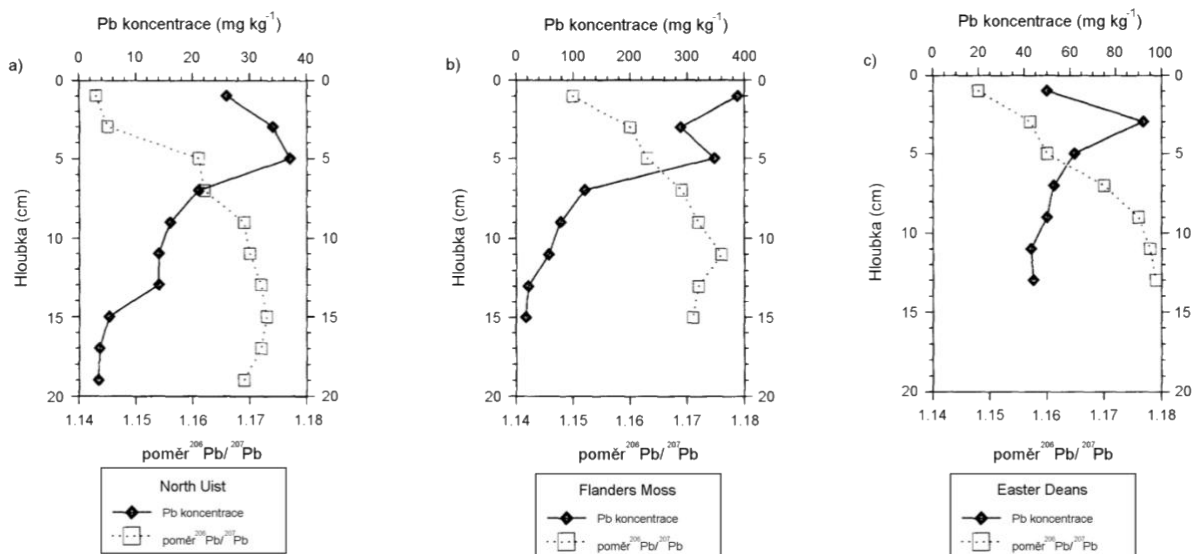


Obr. 10 – průměrné koncentrace Hg ($\mu\text{g m}^{-2} \text{rok}^{-1}$), Pb ($\text{mg m}^{-2} \text{rok}^{-1}$) a Cd ($\mu\text{g m}^{-2} \text{rok}^{-1}$) v profilu Knockroe (převzato z Coggins et al. 2006)

O něco detailněji problematikou Pb v rašelinách ve své práci se zabývali MacKenzie et al. (1997) ve Skotsku. Studie vycházela z hlavního předpokladu, že pomocí izotopických poměrů Pb v rašelině dá se zjistit jeho zdroj. Dle autorů, ve Spojeném Království hlavním zdrojem Pb pro výrobu olovnatého benzínu byla australská ruda, izotopicky chudá na ^{206}Pb . Tudíž, očekávané poměry $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ pro Pb z benzínu byly v rozmezí 1.06-1.09 (Delves et al., 1993). Kupříkladu, poměr izotopů Pb z jiných zdrojů, jako spalování uhlí a úpravy rud, byl vždy statisticky vyšší $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ pro jiné zdroje rovnal se cca 1.16-1.18. Sudgen et al. (1993)

Vzorkování rašeliny bylo provedeno na 3 různých lokalitách. Prvním bylo vrchoviště na vzdáleném ostrově North Uist, druhým vrchoviště Flanders Moss, ležící severněji od vysoce urbanizovaného kraje, a třetí byla lokalita Easter Deans na jihu od Edinburghu. Odebraná jádra rašeliny byly následně dělené na úseky po 2 cm a zpracovány v laboratoři. Pro každý ze třech profilů byla potvrzená lineární závislost mezi hloubkou a kumulativní hmotností, což znamenalo minimalizaci chyb při datování.

Z publikovaných grafických výsledků, můžeme sledovat nejen variabilitu koncentrací Pb v profilu, a i variabilitu izotopických poměrů (Obr. 11). Izotopové složení Pb vykazuje klesající trend pro poměry $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, kde nadložní vrstvy odpovídající novějším časům mají poměr menší na všech třech lokalitách. Dále bylo zjištěno že, 2 ze 3 lokalit měly maximální koncentrace Pb v přípoверхové vrstvě cca v hloubce 3-5 cm (37 mg kg^{-1} pro North Uist a 95 mg kg^{-1} pro Easter Deans), i jenom lokalita Flanders Moss měla maximální koncentraci 400 mg kg^{-1} ve vrstvě při povrchu. Tak relativně vysoké hodnoty koncentrací ve Flanders Moss jsou vysvětlitelné blízkostí k průmyslovým areálům. Pro vzdálený od industriálních center North Uist platí opačné. Následně všechna jádra vykazovala jednotný trend nárůstu koncentrací Pb směrem k povrchu.



Obr. 11 – výsledky chemické analýzy z lokalit: a) North Uist b) Flanders Moss c) Easter Deans (upraveno z MacKenzie et al. 2006)

Kromě koncentrací Pb v profilech se provádělo měření aktivity radioizotopů Cs – ^{134}Cs and ^{137}Cs . Výsledky studie odpovídají zjištěním Cogginse et al. (2006) pro irská vrchoviště. Radioaktivní Cs bylo detekováno ve všech profilech se zhruba exponenciálně klesající aktivitou směrem do hloubky. Jako hlavní zdroje analogicky můžeme pojmenovat kontaminace po jaderných zkouškách a černobylské havárii. Stojícím za zmínku je to, že dle ^{210}Pb nejhlubší průnik cesiových radioizotopu v profilech byl datován začátkem 19. století, což obdobně naznačuje o jejich vertikální migraci do spodních vrstev. Přičemž, dle publikovaných dat, na lokalitě Easter Deans tato migrace byla o něco pomalejší a radionuklidy zůstávali méně mobilní. Zjištění je vysvětlitelné obsahem jílových minerálů v profilu, - profil Easter Deans oproti jiným byl o ně mírně obohacen. Tato skutečnost dobře demonstruje schopnost jílových minerálů sorpcí fixovat radionuklidy v profilu. Z tohoto důvodu je možné konstatovat, že kvůli své mobilitě, Cs při archivních studiích rašelin je málo užitečné.

Záznamům jiných kovů, a to: Ni, Cu, Zn a As v rašelinných profilech byl věnován výzkum Ukonmaanaho et al. (2004) ve Finsku. Koncentrace a vertikální distribuce kovů byla studována na čtyřech lokalitách s různými lokálními zdroji kontaminací. Tato studie navazovala na předešlou studii Nieminena et al. (2002), kde předmětem výzkumu byly stopové prvky v horních 15 cm rašeliny. Novější práce nabízí širší vzhled na rašelinné profily ze stejných lokalit, ale s hloubkou již 100 cm. Cílovým byl studium prvkových záznamů z hlediska historického. Také autoři byla zdůrazněna problematika vlivu lokálních zdrojů kontaminací.

Mezi hlavní znečišťující zdroje Cu, Pb, Ni a Zn ve Finsku patří emise z metalurgie a spalování fosilních paliv. Mezi antropogenní zdroje As můžeme zařadit emise z těžby, z rafinačních procesů a zemědělství.

Odběry vzorků, jak již bylo řečeno, se prováděli na čtyřech různých vrchovištních lokalitách. Přičemž, jedna z nich – Hietajärvi, byla vybrána jako referenční, rašeliniště se naházelo v Národním

parku Patvinsuo na východě Finska. Na lokalitě se předpokládalo minimální antropogenní ovlivnění, vzhledem k její vzdálenosti od urbanizovaných regionů. Změřené koncentrace na této lokalitě byly považovány za pozadřové.

Druhá lokalita Outokumpu také nebyla vybrána náhodně, ve vzdálenosti 8 km od vrchoviště se nachází Cu-Ni důl a na začátku 20. století v jeho blízkosti fungovala i malá huť. Třetí Harjavalta a čtvrtá Alkkia lokality podobně reprezentovaly průmyslové regiony v blízkosti dolů, Cu-Ni hutí a skládek strusky. Tím pádem, očekávala se variabilita v koncentracích vzhledem k působení lokálních zdrojů.

Co se týká přizemní vegetace, tak druhově nejzastoupenějším na všech vrchovištích byl rod *Sphagnum*. Rostlo i několik druhů bylin, a to: *Carex globularis* a *Rubus chamaemorus*.

Pro vyhodnocení změřených koncentrací byl navržen faktor znečištění (PF), poskytující hrubší představu o míře kontaminace urbanizovaných lokalit relativně hodnot z Hietajärvi.

$$PF = \bar{x} \text{ koncentrace v profilu} / \bar{x} \text{ koncentrace v profilu Hietajärvi}$$

Faktor byl spočítán pro každý profil, rozděleny do dvou částí – horní (0-40 cm) a spodní (40-80 cm).

Tab. 4 kompiluje výsledky.

Lokalita	Cu	Pb	Ni	Zn	As
<i>0-40 cm</i>					
Hietajärvi	1	1	1	1	1
Outokumpu	6	1	2	2	1
Harjavalta	101	3	34	3	4
Alkkia	828	2	3	1	2
<i>40-80 cm</i>					
Hietajärvi	1	1	1	1	1
Outokumpu	1	1	2	3	4
Harjavalta	2	1	3	1	3
Alkkia	2	0	1	0	0

Tab. 4 – faktor znečištění (PF) pro lokality Outokumpu, Harjavalta, Alkkia při referenční Hietajärvi (Ukonmaanaho et al., 2004)

Z výsledků, představených v tabulce je dobře vidět již očekávané obohacení rašeliny o kovy z těžebních lokalit. Kromě toho, ve všech profilech vidíme i stejný trend rapidního poklesu koncentrací směrem k podložním vrstvám. Změřené hodnoty průměrných koncentrací představeny v Tab. 5.

Lokalita	Cu	Pb	Ni	Zn	As
<i>0-40 cm</i>					
Hietajärvi	3.3	11.3	2.5	32.4	2.6
Outokumpu	21.4	12	6.1	52.5	3.4
Harjavalta	333.4	28.9	83.9	92.2	11.1
Alkkia	2731.4	20.3	7.7	26.8	4.2

40-80 cm					
Hietajärvi	1.9	5.3	1.2	4.7	0.6
Outokumpu	2.8	7.5	2.5	13.6	2.3
Harjavalta	3.9	5.7	3.4	4.2	1.9
Alkkia	3.1	0.2	1.6	1.8	0

Tab. 5 – průměrná koncentrace kovů v rašelinných profilech ze čtyř lokalit (mg kg⁻¹)

Zdroj: převzato a upraveno z Ukonmaanaho et al., 2004

Na lokalitě Alkkia průměrná koncentrace Cu v horních 40 cm profilu byla zhruba 800krát vyšší než referenční hodnota 3.3 mg kg⁻¹. Ale můžeme pozorovat i to, že v hlubších vrstvách profilu koncentrace Cu se vyrovnává (3.1 mg kg⁻¹) relativně jiným lokalitám. Z této skutečnosti můžeme předpokládat že v případě Cu dochází ke slabé vertikální mobilitě.

Profil z lokality Harjavalta v blízkosti Cu-Ni hutě dle měření měl nejvyšší koncentrace Ni v přípovrchových vrstvách rašeliny, kde hodnoty dosahovaly až do 199.7 mg kg⁻¹. Koncentrace prudce klesaly s hloubkou, ale ve 25 cm pod povrchem byla stále vyšší vůči jiným měřením, a rovnaly se 12.6 mg kg⁻¹. I přesto, že Ni může se vázat na organickou hmotu a vytvářet relativně slabé komplexy, jedná se o prvek dost mobilní, vyluhovatelný z horních vrstev (Bergkvist et al., 1989).

Co se týká Zn v profilech, tak nejvyšší koncentrace ve všech případech byly změřené při povrchu, s hloubkou mírně klesaly, a nejvýraznější pokles byl pozorován ve vrstvách pod 40 cm. Toto může vyplývat z bioakumulační funkce Zn, a jeho zapojení do koloběhu živin v horních částech profilu.

Koncentrace As ve všech zkoumaných profilech dosahovaly nejvyšších hodnot při povrchu, a následně klesaly pod detekční limit analytické metody. Za zmínku stojí i to, že tato studie se zabývala měřením jenom celkového As v rašelině, nikoliv jeho konkrétních forem.

Výsledky pro Pb, oproti třeba Cu a Ni, vykazují jenom mírnou variabilitu v koncentracích na lokalitách. Z čeho můžeme posoudit o závislosti jeho koncentrací spíše na zdrojích globálních, než lokálních. Jako shrnutí na základě tohoto i výše probraných výzkumů, můžeme hovořit o imobilizaci Pb deponovaného na povrchu rašeliny. Což dělá tento kov jedním z nejlepších stopovačů pro studování rašelin jako geochemického archivu.

6. Závěr

V rekapitulaci se dá říct, že rašeliniště je komplexním a složitým přírodním systémem. Z probraných vědeckých studií se dá shrnout i to, že rašelinné profily z vrchovištních lokalit mají velký význam pro tento obor. O tom obzvlášť naznačuje i velká geografická variabilita lokalit, kde se podobné výzkumy prováděli, což dělá tuto metodiku opravdu univerzální. Velká část prací pochází ze Severní Evropy jako

jsou vrchovištní lokality v Irsku, Skotsku, Finsku. Ale v celosvětovém měřítku nechybějí data i pro horské lokality obecně, Severní a Jižní Ameriku, Sibiř, Asii.

Popsané výzkumy mají globálně podobné trendy, jako např. je to u mobility a gradientu koncentrací Pb v profilech, ale vždycky jsou i lokální odlišnosti. Tato skutečnost svědčí o nezanedbatelném vlivu lokálních zdrojů kovů a nutností s nimi počítat. Tyto rozdíly jsou dobře prokázány např. ve finské studii Ukonmaanaho et al. (2004), kde se vzorkovalo na lokalitách od sebe vzdálených a různou mírou antropogenně ovlivněných.

Co se týká mobility samotných kovů v profilu, tak to také není jednoznačné. Existuje množství faktorů, a to i vnějších, umožňujících přechod příslušného kontaminantu ze stavu mobilního do imobilního, nebo naopak. Dobře o tom naznačuje Glazovskaya (1997), kdy ve své publikaci probírá problematiku možné destabilizace systému a zpětného uvolnění již dříve imobilizovaných kovů. Z toho se dá odvodit, že se jedná o problém vícedimenzní.

S ohledem na redoxní podmínky a pH, jako hlavní faktory ovlivňující mobilitu v profilu, je situace podobně nejednoznačná. Každý chemický prvek resp. kov se může chovat jinak v různých svých formách. I když jsou určité všeobecné zákonitosti, nejsou tak snadno aplikovatelné na libovolný rašelinný profil z libovolné lokality.

7. Seznam použité literatury

BERGKVIST, Bo; FOLKESON, Lennart; BERGGREN, Dan. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1989, 47.3: 217-286.

BRADL, Heike (ed.). *Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation*. Elsevier, 2005.

CHROUSTOVÁ, Bc Lucie. Ověření schopnosti rašeliníkového pektinu inhibovat aktivitu půdních enzymů. 2021.

DELVES, H. T.; CAMPBELL, M. J. Identification and apportionment of sources of lead in human tissue. *Environmental geochemistry and health*, 1993, 15.2: 75-84.

DUGAN, Patrick. *Wetlands in danger: a world conservation atlas*, 1993.

Fenor Bog, Waterford, Visitor Map & Guide. Irish Peatland Conservation Council, 2016.

FLORES, Romeo M. Origin of coal as gas source and reservoir rocks. *Coal and coalbed gas*. Amsterdam: Elsevier, 2014, 97-165.

GLAZOVSKAYA, M. A. Methodological guidelines for forecasting the geochemical susceptibility of soils to technogenic pollution. 1997.

GROOMBRIDGE, Brian. *Global biodiversity status of the Earth's living resources*. World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, 1992.

HAMMOND, R. F. *The peatlands of Ireland*. Dublin, Ireland: An Foras Taluntais, 1981.

HÁJEK, Michal. *Ekologie rašeliníšť*, 2012.

HÁJEK, Tomáš, et al. Cell-wall polysaccharides play an important role in decay resistance of *Sphagnum* and actively depressed decomposition in vitro. *Biogeochemistry*, 2011, 103.1: 45-57.

HOOIJER, A., et al. PEAT-CO₂: Assessment of CO₂ emissions from drained peatlands in South East Asia. *Wetlands International*; 2006.

INGRAM, H. A. P. Soil layers in mires: function and terminology. *Journal of Soil Science*, 1978, 29.2: 224-227.

- KEDDY, Paul A. Wetland ecology: principles and conservation. Cambridge university press, 2010.
- MACKENZIE, A. B.; FARMER, J. G.; SUGDEN, C. L. Isotopic evidence of the relative retention and mobility of lead and radiocaesium in Scottish ombrotrophic peats. Science of the Total Environment, 1997, 203.2: 115-127.
- MICHAELIS, Dierk. The Sphagnum species of the world. 2019.
- NIEMINEN, T. M.; UKONMAANAHO, L.; SHOTYK, W. Enrichment of Cu, Ni, Zn, Pb and As in an ombrotrophic peat bog near a Cu-Ni smelter in Southwest Finland. Science of the Total Environment, 2002, 292.1-2: 81-89.
- OLDFIELD, F., et al. The record of atmospheric deposition on a rainwater-dependent peatland. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences, 1990, 327.1240: 331-338.
- PERELMAN, A. I. Geochemistry. Vysshaya Shkola, Moscow, 1989, 582.
- RYDIN, Håkan; JEGNUM, John K.; BENNETT, Keith D. The biology of peatlands, 2e. Oxford university press, 2013.
- SALMI, M. Tienvarsien saastuminen Suomessa (Contamination on roadsides in Finland) Terra, 1969, 81.3.
- ŠANTRŮČKOVÁ, Hana. Základy ekologie půdy. Skriptum. 2014.
- SATOLA, Ondřej. Indexy znečištění pro hodnocení půd. Master's thesis. Brno, 2020.
- SHOTYK, W.; WEISS, D.; KRAMERS, J. D.; FREI, R.; CHEBURKIN, A.K.; GLOOR, M., REESE, S.. Geochemistry of the peat bog at Etang de la Gruère, Jura Mountains, Switzerland, and its record of atmospheric Pb and lithogenic trace metals (Sc, Ti, Y, Zr, and REE) since 12,370 14C yr BP. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2001, 65.14: 2337-2360.
- SHOTYK, W.; WEISS, D.; APPLEBY, P.G.; CHEBURKIN, A.K.; FREI, R.; GLOOR, M.; VAN DER KNAAP, W.O.. History of atmospheric lead deposition since 12,370 14C yr BP from a peat bog, Jura Mountains, Switzerland. Science, 1998, 281.5383: 1635-1640.
- SIMON, Franz-Georg; MEGGYES, Tamás; MCDONALD, Chris (ed.). Advanced groundwater remediation: Active and passive technologies. Thomas Telford, 2002.

SPARKS, Donald L. Advances in agronomy. Academic Press, 2012.

SPIRHZANZL-DURIŠ, Jaroslav. Rašelina, její vznik, těžba a využití. Přírodověd. nakl., 1951.

SUGDEN, C. L. Isotopic studies of the environmental chemistry of lead. University of Edinburgh. 1993. PhD Thesis. PhD Thesis.

UKONMAANAHO, L., et al. Heavy metal and arsenic profiles in ombrogenous peat cores from four differently loaded areas in Finland. Water, air, and soil pollution, 2004, 158.1: 277-294.

VÁŇA, Jiří. Sphagnaceae Dumort. – rašeliníkovité. 2017.

VERHOEVEN, J. T. A.; LIEFVELD, W. M. The ecological significance of organochemical compounds in Sphagnum. Acta Botanica Neerlandica, 1997, 46.2: 117-130.

VON POST, Lennart. Sveriges geologiska undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. 1922.

Von Post Scale. In: Peat and Peatlands [online]. Dostupné z: <http://peatmoss.com/what-is-peat-moss/peat-moss-formation-and-types/>

ZENG, Fanrong, et al. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. Environmental pollution, 2011, 159.1: 84-91.

ХОРОШАВИН, Лев Борисович, et al. Торф: возгорание торфа, тушение торфяников и торфокомпозиты. 2013.

ШОБА, С. А., et al. Национальный атлас почв Российской Федерации. Москва: Астрель, 2011.