

		 MINISTERSTVO VNITRA ČESKÉ REPUBLIKY
Příjemci: ENKI, o.p.s. Státní ústav radiační ochrany, v. v. i.		Poskytovatel: Ministerstvo vnitra - Česká republika

Projekt s názvem: **Strategie řízení nápravy území po radiační havárii**
s identifikačním kódem: **VH20172020015**

Název předkládaného výsledku:

**Stanovení různých postupů obnovy území v závislosti na úrovni kontaminace
vycházející ze zkušeností v EU a ve světě**

.....

Typ výsledku dle UV č. 837/2017	Evidenční číslo (příjemce)	Rok vzniku
(V_{souhrn}) Souhrnná výzkumná zpráva		2020
ISBN-ISSN	Webový odkaz na výsledek	Kde a kdy publikováno
	bude vyvěšena na: https://www.suro.cz/cz/vyzkum/vysledky/strategie-rizeni-napravy-uzemi-po-radiacni-havarii	Po odsouhlasení MV a SÚJB

Anotace výsledku:

Zpráva shrnuje poznatky o nakládání se zelení kontaminovanou radionuklidy v prostředí intravilánu a problematiku radiační kontaminace vodního prostředí v důsledku radiační havárie. Vychází ze zkušeností s radiačními haváriemi ve světě. Na příkladech měst Třeboň a České Budějovice byl proveden expertní odhad kontaminované biomasy na základě různých typů vektorových i rastrových dat v ročním časovém horizontu, který je možné pomocí družicových dat Sentinel korigovat pro odhad kontaminované biomasy v době radiační havárie. Na modelovém příkladu Třeboně je rovněž ukázána možnost zohlednění stupně depozice. Pro rychlý odhad množství kontaminované biomasy v prostředí intravilánu, se zohledněním stupně depozice byl vyvinut a použit program Urban Green Sarca, který kombinuje metody růstové analýzy s informacemi o plošném šíření radioaktivního materiálu a nástroji GIS. Zpráva obsahuje základní informace o softwaru, včetně příkladu zpracování dat. Součástí zprávy je 7 příloh: příloha 1 podrobněji uvádí možnosti odhadu biomasy na základě družicových dat; příloha 2 popisuje principy chování radionuklidů v systému půda – voda – vegetace; příloha 3 se věnuje vlastním provedeným odběrům a výsledkům měření; příloha 4 shrnuje zkušenosti s dekontaminačními postupy po radiační havárii v Černobylu; příloha 5 uvádí zkušenosti s dekontaminací vegetace a půdy po radiační havárii ve Fukušimě; příloha 6 popisuje datové zdroje pro odhad množství biomasy; příloha 7 na příkladu města Třeboň a České Budějovice ukazuje praktické možnosti použití popsaných metod pro kvantifikaci množství kontaminované biomasy s použitím výpočetního modulu Urban Green Sarca.

.....

Manažer: Irena Čespírová

Řešitelský tým: Jan Pokorný, Lenka Kröpfelová, Václav Nedbal, Petra Hesslerová, Jakub Brom, Zdeňka Benedová, Jan Procházka, Hanna Huryna, Libor Pechar, Petr Rulík

.....

Obsah

Shrnutí	3
Seznam zkratk	8
1 Problematika zeleně v urbánním prostoru.....	10
1.1 Městská zeleň	10
1.2 Voda v městském prostředí	11
1.3 Principy chování radionuklidů v systému půda – voda – vegetace.....	12
1.3.1 Literární rešerše.....	12
1.3.2 Výsledky vlastního výzkumu	13
1.3.3 Souhrn poznatků o principech chování hlavních radionuklidů v prostředí půd, rostlin a vody.....	18
1.4 Analýza možností řešení dekontaminace intravilánu. Zkušenosti z radiačních havárií ve světě.....	19
1.4.1 Zkušenosti z radiační havárie v Černobylu	19
1.4.2 Zkušenosti z radiační havárie ve Fukušimě	20
1.5 Analýza možností řešení dekontaminace vodních ploch. Zkušenosti z radiačních havárií ve světě.....	22
1.5.1 Šíření radionuklidů vodním prostředím	22
1.5.2 Dekontaminační metody vody	25
2 Strategie obnovy území v závislosti na úrovni kontaminace	28
2.1 Postupy vedoucí k obnově území - půda	28
2.2 Expertní odhad množství kontaminované biomasy veřejné i soukromé zeleně; nakládání s kontaminovanou biomasou	34
2.2.1 Datové zdroje	34
2.2.2 Způsoby odhadu množství kontaminované biomasy	35
2.2.3 Způsoby odstraňování kontaminované biomasy městské zeleně.....	35
2.3 Postupy vedoucí k obnově území - voda	37
2.3.1 Zacházení se sedimenty v zasaženém území.....	39
2.3.2 Problematika čištění odpadních vod v městských čistírnách odpadních vod a zkušenosti s úpravou pitné vody	40
Literatura	41
Seznam obrázků a tabulek.....	48
Přehled příloh:	49

Shrnutí

Problematika zeleně v urbánním prostoru

Při návrhu postupů obnovy území v závislosti na úrovni kontaminace je třeba zohlednit následující skutečnosti, které vyplývají z literárních rešerší i výsledků vlastních měření v prostředí intravilánu měst Třeboň a České Budějovice:

- Pro vzdálené šíření prostředím (především půdním a vodním) jsou zásadní radionuklidy ^{137}Cs a ^{90}Sr .
 - Šíření ^{90}Sr je řízeno do značné míry propustností půd pro vodu (koeficientem filtrace), obsahem vápenatých kationtů a jílovitých částic, kdy mobilita ^{90}Sr s rostoucí propustností půd a obsahem vápenatých kationtů roste a s obsahem jílovitých částic klesá.
 - Šíření ^{137}Cs je řízeno především sorpcí na jílovitých a organických částech půdní hmoty. Výsledky rešerše i vlastního výzkumu ukázaly, že kontaminace do 30 cm hloubky půdních vrstev přibližně lineárně klesá s hloubkou s každými 5 až 10 cm na 2/3 až polovinu hodnoty povrchové aktivity. Velikost těchto poměrů je zatížena obsahem jílovitých a organických podílů hmoty v půdních vrstvách.
- Přestup ^{137}Cs do rostlin kořenovým systémem je relativně malý, pohybuje se v rozmezí až tří řádů (10^{-3} až 10^{-5} Bq kg⁻¹ / Bq m⁻²) a řídí se především druhem a zdravotním stavem rostliny a mocností jejího vodního provozu a dále vlastnostmi půdy pro mobilitu ^{137}Cs , tedy pH a obsahem jílovitých a organických podílů hmoty v půdních vrstvách.

Z výše uvedených poznatků vyplývá, že pro strategii obnovy území je podstatné v dostatečném časovém horizontu zabránit či omezit šíření především ^{90}Sr a ^{137}Cs odtokem podzemních vod a jejich radiačnímu působení na okolí ošetřením povrchu vegetace a dostatečného objemu svrchních vrstev půdy, kde jsou tyto radionuklidy poutány.

Dekontaminaci sídel bývá při radiační havárii věnována zvýšená pozornost. Ze zkušeností ve světě vyplývá, že pro dekontaminaci veřejné zeleně jsou používány tyto postupy:

- V souvislosti s trvalými travními porosty, bez vzrostlé zeleně, se využívají postupy dekontaminace půdy
 - Odstranění svrchní vrstvy půdy, překrytí nekontaminovanou vrstvou
 - Transpozice půdních horizontů
 - Hluboká orba
 - Rytí
- Pro vzrostlou zeleň je doporučeno
 - Odstranění rostoucí bylinné a drobné dřevinné vegetace ručními nástroji
 - Odstranění volně ležící biomasy (listí, jehličí), humusu
 - Odstranění větví
 - Omývání kmenů
 - Kácení

Obecně platí

- k akumulaci Cs dochází v 33 % v opadaném listí, 38 % v listech, 11 % ve větvích, 17 % v půdě a v 1 % v kůře;
- na rozhraní les a obytná zóna nebo pole je nejdůležitější dekontaminovat pás o šířce 20 m; dekontaminace dále od okraje nemá významnější vliv na kontaminaci obytné zóny;
- vyšší efektivita dekontaminace je dosažena v případě současného odstranění nově opadaných listů na již kontaminované podloží;
- pokud jde o kmeny stromů, zvýšení dekontaminačního účinku je dosaženo mytím vysokotlakým vodním paprskem (za předpokladu, že to nepříznivě neovlivní růst stromů a podzemní vodu);
- v případě svahů, může odstranění humusové vrstvy jako celku vést k budoucí erozi. Proto v případech, kdy je nutné odstranit humusovou vrstvu jako celek, je nutno zvážit i přijetí protierozních opatření;
- v jehličnatých i listnatých lesích je nejúčinnějším prostředkem dekontaminace odstranění spadlých listů a jehličí. Účinnou metodou je sání a doprava pomocí vakuových sacích vozidel;
- důležité je stanovit požadovanou hloubku skrývky před odstraněním humusové a svrchní vrstvy půdy;
- vrchol kontaminace humusu nastává cca 5 let po počátečním spadu.

Při nakládání s kontaminovanou biomasou je prvořadým úkolem zmenšení objemu pro následné skládkování.

- V případě kmenů a větví je využíváno drtičů, které redukují objem s účinností 7 – 90 %.
- V případě biomasy typu podrost, listí, tráva je preferováno:
 - spalování při teplotách 800 – 890 °C. Standardními metodami lze zlikvidovat cca 45kg/hod, s účinností redukce objemu 96 – 99 %. Těžší částice, tzv. spodní popel, se shromažďují na dně pece, lehčí částice přecházejí do vakového filtru, s teplotami 250 až 300 °C. Zde se shromažďuje jemný popílek a odpařené Cs. Plyny se dále filtrují, aby se zachytily zbytky velice jemných částic. Bylo zjištěno, že hladina Cs v těchto plynech je pod detekčním limitem.
 - Sušení při teplotách 250 – 400 °C; účinnost je 75 – 90 %.

Podle doporučení IAEA (2003, 2006) je preferovanou metodou spalování, které je schopno redukovat množství odpadu o několik řádů.

Stupeň kontaminace zbytkového odpadu je rozhodujícím faktorem pro další postup skládkování a řídí se dle platné legislativy. V případě překročení referenčních úrovní, navržených v kapitole F tohoto projektu je nutno odpad umístit na speciálně navržená úložiště, případně využít dočasných skladovacích zařízení.

Expertní odhad množství kontaminované biomasy veřejné i soukromé zeleně

Pro přechodnou i pozdní fázi nápravy území po radiační havárii je nezbytné mít k dispozici řadu podkladových dat, které umožní expertní odhad kontaminované biomasy veřejné i

soukromé zeleně v intravilánu. Z tohoto důvodu je nezbytné aktualizovat a udržovat databázi, která poslouží v rámci zvládání radiační mimořádné události jako zdroj aktuálních informací o stavu městské zeleně. A to nejen pro případy samotného řešení radiační mimořádné události, ale především pro následné řešení jejího dopadu na intravilán v rámci zavádění dlouhodobých opatření na ochranu obyvatel a likvidaci následků radiační havárie.

Jednoduchý postup (více v Příloze 1) odhadu kontaminované biomasy v intravilánu je navržen na základě kombinace podkladů o

- **rozloze** různých typů zelených ploch v intravilánu (m^2),
- **primární produkci** (suché x zelené) biomasy (kg/m^2).

Problematika vodního prostředí v intravilánech měst a obcí, včetně souvisejícího okolí

Vodním prostředím se v tomto případě rozumí vodní plochy útvarů povrchových vod (rybníky, nádrže, řeky apod.), které jsou buď součástí intravilánu obcí a měst, nebo s ním přímo či nepřímo souvisí. Do vodního prostředí intravilánu je potřeba počítat i síť zásobování pitnou vodou a síť kanalizace a čištění odpadních vod.

V případě radiační mimořádné události je nezbytné zohlednit různé způsoby chování ^{137}Cs a ^{90}Sr ve vodním prostředí, což determinuje následný způsob kontaminačních prací. ^{137}Cs je vázáno především na jílovité suspendované částice ve vodním sloupci a následně se hromadí v různých typech sedimentů. Jeho mobilita v rámci povodí je tedy poměrně nízká. ^{90}Sr je naopak přítomno především ve formě mobilních sloučenin s nízkou molekulovou hmotností přímo ve vodním sloupci. Jeho mobilita a šíření je spojena s transportem vodními toky. Představuje vysoké nebezpečí při sekundární kontaminaci rozsáhlých oblastí díky transportu radionuklidů v rámci povodí. Bývá odstraněno především naředěním ve vodním prostředí, následným odtokem a přirozeným radioaktivním rozpadem. Pouze malá část ^{90}Sr je vázána sedimenty. Jeho odstranění z vodního prostředí je tedy velice obtížné. Z údajů získaných z Černobylu byl vyvozen úzký vztah mezi koncentrací ^{90}Sr a průtokem vody ($r^2 = 51\%$); zvýšené koncentrace mohou být spojeny s hydrologickými událostmi jako tání sněhu, povodně. Oproti tomu koncentrace ^{137}Cs nejsou na povrchovém odtoku příliš závislé.

Způsoby dekontaminace vodního prostředí jsou závislé na mnoha faktorech. Hlavním faktorem je míra kontaminace území, od které se odvíjí další postup. Dekontaminaci povrchových vod vyžadující terénní úpravy je možno provádět až poté, kdy bude rozhodnuto o bezpečném vstupu na zasažené území, nebo budou stanoveny podmínky pro ochranu vyslaných pracovníků. V té době již část radioaktivního spadu bude odnesena s tekoucí vodou dále po povodí, část bude navázána na pevné látky v sedimentu či ve vodním sloupci. Konkrétní realizace dekontaminačních opatření v terénu musí vycházet ze znalosti hydrologických srážkovo-odtokových poměrů v zasaženém území. U neprůtočných vodních nádrží bez odtoku lze předpokládat, že veškerý radioaktivní spad bude zadržen ve vodním prostředí. U průtočných vodních nádrží je různá doba zdržení, tzn., doba za jak dlouho se voda v nádrži vymění. Toto zdržení může být v řádech dní až měsíců v závislosti na velikosti,

hloubce nádrže a velikosti přítoku do nádrže. Způsob dekontaminace bude pak závislý od doby, která uběhla od radiační havárie, a od aktuálních naměřených hodnot radioaktivity. Tam kde je to technicky možné, lze řízeně vypustit vodní zdroj a odvodněný kontaminovaný sediment ponechat v nádrži jako deponii materiálu. Sediment je možno překrýt vhodnou nekontaminovanou zeminou. U průtočných systémů je toto opatření nutno doplnit výstavbou obtoku (bypass), tak aby přitékající voda netekla do vodní nádrže, ale byla svedena stokovým či potrubním systémem do vhodné vodoteče.

Preventivní (předběžná) opatření:

Soustředění dostupných informací o území a správě vodních útvarů, zejména pak:

- Znalost odtokových poměrů zasaženého území; využití hydrologických modelů a digitálních modelů terénu, jimiž disponují příslušné instituce (např. VÚV TGM, podniky Povodí)
- Dostupné údaje o manipulačním řádu povrchových vod – nádrže, rybníky, apod.
- Dostupné údaje o charakteru sedimentů v povodí – zdroje smyvu (erozní ohrožení); mocnosti akumulovaných sedimentů a jejich charakteru (jílovité sedimenty x písčité) v nádržích

Příprava scénářů možné kontaminace vodních útvarů po radiační havárii

- Využití zkušeností, modelů a scénářů vývoje šíření radionuklidů vodním prostředím po nehodě v Černobyli (studie VÚV TGM, výzkumné projekty SÚRO apod.)

Následná opatření po radiační havárii:

- Zamezení důsledků sekundární kontaminace uvolněním radionuklidů z půdního prostředí (např. intenzivní srážky, povodeň). Nebezpečí představují i deponie radioaktivního odpadu vzniklého při dekontaminaci (povrchové i podzemní), transpozice půdních horizontů a půdy obecně, tzn. procesy, kdy se povrchové, vysoce kontaminované vrstvy půdy dostávají do větších hloubek.
- Kontrolovaný odtok vody z krajiny prostřednictvím budování technických opatření (systém hrází, příkopů, drenážních systémů, systémů podzemních bariér se sorbenty, apod.). Neúčinné se ukázalo přímé přidávání sorbentů do vodního prostředí – např. zeolitu.
- Podpoření sedimentačních procesů v tekoucích povrchových vodách (snížení průtoku vodního toku pomocí vhodných technických opatření)
- Snížení turbulentního proudění ve vodních tocích
- Odstranění kontaminované vrstvy půdy v bezprostředním okolí vodních toků a v záplavových územích
- Management sedimentů v říčních systémech i nádržích v souvislosti se zamezením dalšího šíření ¹³⁷Cs.
- V případě kontaminace průtočných nádrží tam, kde je to technicky možné, vybudovat obtok přitékající nekontaminované vody a vodní nádrž ponechat jako deponii kontaminovaného materiálu, který po většinovém odpaření vody je nutno překrýt vhodnou nekontaminovanou zeminou.
- U pitné vody nařízený zvýšený monitoring radionuklidů u vodárenských společností dle zavedených postupů, v případě překročení směrných hodnot zákaz konzumace

pitné vody, nahradit alternativnímu zdroji. Dle úrovně kontaminace (aktivit) specifikovat omezení na jednotlivé skupiny obyvatel (dospělí, kojenci), a účel využití pitné vody (pro konzumaci, jako užitková v domácnosti, mimo domácnost, průmyslová apod.)

- U čištění odpadních vod důsledné monitorování jednotlivých frakcí. Diferencované zacházení s vyčištěnou vypouštěnou vodou do recipientu, odstředěnou vodou a sedimentem (kalem) za účelem snížení kontaminace prostředí, zařízení a obsluhy. Předpoklad vyššího podílu aktivit v pevných sedimentovaných částech – kalu vyžaduje dopracování opatření a postupů k nakládání s tímto materiálem, v návaznosti na možnosti sušení, spalování, zpracování v bioplynových stanicích apod. V případě vypouštěné vyčištěné vody se vzhledem k velkým objemům v rámci kapacit ČOV nepředpokládají další opatření.
- Nejúčinnějším opatřením byl včasný zákaz požívání pitné vody a přechod na alternativní dodávky.
- Pro dekontaminaci vody se používá mnoho metod; k nejpoužívanějším patří iontová výměna, sorpce, reverzní osmóza, hydrobiocenóza, odpařování, extrakce rozpouštědly, sedimentace, chemického srážení atd. Obecně lze říci, že radioaktivní ionty projdou každou klasickou úpravou pitné vody v nezměněné podobě. Ani použití aktivního uhlí nezlepší významně kvalitu vody. Jediná účinná cesta je použití reverzní osmózy, která z upravované vody odstraní všechny ionty až na kvalitu destilované vody. Destilovaná voda však není vhodná pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou a proto by bylo nutno tuto vodu zase zpětně obohatit o vhodné ionty, tak aby kvalita pitné vody odpovídala příslušné legislativě.

Seznam zkratek

CLC	Corine Land Cover
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČR	Česká republika
ČOV	Čistírna odpadních vod
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
DF	Dekontaminační faktor
EEA	European Environmental Agency (Evropská agentura pro životní prostředí)
EPSG	European Petroleum Survey Group; EPSG geodetic parameter dataset
ESA	European Space Agency (Evropská kosmická agentura)
ETE	Elektrárna Temelín
FDNPP	Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (Jaderná elektrárna Fukušima)
GIS	Geografické informační systémy
HAVAR/ HARP	HAzardous Radioactivity Propagation
HRL	High Resolution Layers
IAEA	International Atomic Energy Agency (Mezinárodní agentura pro atomovou energii)
ICA	Intensive Contamination Area (Oblast intenzivní kontaminace v oblasti FDNPP)
k. ú.	katastrální území
LC	land cover (krajinný pokryv)
LMS	Letecké měřické snímky
MÚ	městský úřad
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index (Normalizovaný rozdílový vegetační index)

NIR	blízká infračervená část elektromagnetického spektra (700 – 1200 nm)
RAO	Radioaktivní odpady
RED	viditelná červená část elektromagnetického spektra (600 – 700 nm)
T_k	Transferový (přestupový) koeficient
SDZ	Special Decontamination Zone (Speciální dekontaminační zóna v oblasti FDNPP)
SHP	Shapefile – datový formát pro ukládání vektorových dat
TTP	Trvalý travní porost
UAV	Unmanned Aeiral Vehicle (bezpilotní systém)
UTM	Universal Transverse Mercator
WGS-84	World Geodetic System 1984

1 Problematika zeleně v urbánním prostoru

Kritická rešerše kontaminace intravilánu a vodních ploch vychází z principů chování radionuklidů v systému půda – voda – vegetace.

1.1 Městská zeleň

Městská zeleň je chápána jako zelená prostranství v sídelních jednotkách, tzn. parky, lesoparky, městské a příměstské lesy, aleje, stromy a keře v ulicích, zahrádky a zahrady, trávníky, rumiště apod. Z hlediska problematiky zeleně v kulturní krajině můžeme zeleň specifikovat a klasifikovat podle vzhledu, využití a přístupnosti, rozšíření, funkce apod. Zakládání a obhospodařování zeleně v obcích a městech je územně vymezeno zpravidla intravilánem příslušné sídelní jednotky a schváleným plánem péče, či generelem zeleně. Jedním z ukazatelů společenského významu sídla je hodnota sadovnických úprav (Wagner 1990). Podle „Zásad a pravidel územního plánování“ (Knop a Krampl 1981) je na jednoho obyvatele doporučena plocha 8 – 12 m² veřejné zeleně, 14 – 19 m² zeleně v obytných souborech, 6 – 9 m² ploch zeleně pro občanskou vybavenost a 22 – 35 m² ostatní zeleně.

Intravilán je vymezen ve stavebním zákoně 183/2006 Sb. § 2 odst. 1d jako zastavěné území vymezené územním plánem nebo postupem podle tohoto zákona; nemá-li obec takto vymezené zastavěné území, je zastavěným územím zastavěná část obce vymezená k 1. září 1966 a vyznačená v mapách evidence nemovitostí (dále jen "intravilán"). Zahrnuje samotné zastavěné plochy a k nim přiléhající plochy – zahrady, pozemní komunikace, soukromou a veřejnou zeleň, vodní toky a vodní plochy. Hranice mezi intravilánem a extravilánem je obvykle vedena po společném vnějším obvodu zastavěných a přiléhajících ploch. Do intravilánu obvykle nejsou zahrnovány osamělé budovy, menší osady, osamocené průmyslové a zemědělské budovy či areály. Intravilán zpravidla vyplňuje vnitřek katastrálního území dané obce, extravilán pak zbytek, většinou po obvodu katastrální hranice. Původní půdní typ v prostředí intravilánu je obtížné stanovit, především v souvislosti s rozrušováním půdních horizontů stavební činností. V intravilánu převládají antropozemě, případně urbánní oblasti bez specifikace půdních typů (dle Půdní mapy ČR 1: 250 000; Česká zemědělská univerzita).

Generel zeleně je dokument řešící rozvoj a budoucí charakter ploch zeleně v sídelních jednotkách. Tento dokument je základní koncepcí pro správu, tedy pro stávající stav a následné zakládání a údržbu zeleně v sídlech. Cílem generelu zeleně je vytvořit funkční, pokud možno vzájemně propojený systém ploch zeleně tak, aby byl v souladu s ostatními plochami jiným způsobem využití, respektive v rámci nich (Rozmanová a kol. 2013).

Z běžně prováděných pracovních operací v rámci údržby veřejné zeleně je možné na příkladu města České Budějovice během roku či vegetační sezóny uvést sečení, vyhrabávání a průběžnou péči. Celosezónní údržba zeleně pak zahrnuje především (Magistrát města České Budějovice, 2019):

Sečení ploch

Sečení ploch probíhá během celé vegetační sezóny, avšak podle různé intenzity. Od nízké intenzity (2x ročně) až po vysokou intenzitu (cca 10 ročně).

Vyhrabávání travnatých ploch

1 x jarní vyhrabání zbytků listí a stařiny, větviček z travnatých ploch, uložení shrabků na hromady, naložení na dopravní prostředek, odvoz;

2 x podzimní shrabání spadaneho listí ze všech ploch zeleně (travníky, keřové patro), naložení na dopravní prostředek, odvoz do 20 km (z ekonomického hlediska je větší vzdálenost nevýhodná) se složením na určeném místě.

Údržba keřových výsadeb solitérních keřů

1 x ročně odstranění přestárlých a suchých větví, případně zmlazení nebo radikální zmlazení (ořezání keře na výšku cca 20 cm od země) na jedné polovině plochy keřových výsadeb, s uložení na hromady, štěpkování, naložením na dopravní prostředek, odvozem do 20 km se složením. U souvislých keřových výsadeb 2 x ročně pletí, nakládka a odvoz na skládku.

Údržba živých plotů

2 x ročně řez a tvarování živých plotů (ze třech stran) se složením odpadu na hromady, štěpkování, naložením na dopravní prostředek, odvozem do 20 km se složením.

Péče o trvalky

jarní odhrnutí (odstranění ochrany rostlin před mrazem), odpíchnutí okrajů záhonu (odstranění přerostlého drnu, který vrůstá do záhonu, s naložením odpadu na dopravní prostředek, odvozem do 20 km a se složením), odstranění zbytků květů (odstranění odkvetlých a odumřelých částí rostlin s naložením na dopravní prostředek, odvozem do 20 km a se složením), minerální hnojení, okopávka, odplevelení (odplevelení výsadeb s nakypřením, naložením odpadu na dopravní prostředek, odvozem do 20 km a se složením), zálivka.

1.2 Voda v městském prostředí

V prostředí intravilánu se vyskytuje i celá řada vodních těles. Vodní plochy lze klasifikovat z mnoha hledisek, víceméně všechny se mohou objevit v městském prostředí:

- a) Podle vzniku – přírodní x umělé
- b) Podle průtočnosti – průtočné x neprůtočné
- c) Podle umístění v terénu – údolní x vrcholové; podzemní x povrchové
- d) Podle funkce – zásobní, ochranné, sedimentační, ovlivňující kvalitu vody, ovlivňující průtok, rekreační
- e) Podle rozlohy a hloubky
- f) Podle délky cyklu výměny vody

Vymezení pojmů ve spojitosti s vodními útvary lze nalézt v §2 zákona č. 254/2001, vodní zákon. Specifickou problematiku pak zahrnují i vodohospodářské stavby a vodní díla, které ovlivňují a usměrňují odtokový režim či akumulaci vody (§55).

Voda ve městě se dá rozdělit do různých kategorií podle toho, k jakému účelu je využívána.

Pitná voda slouží pro zásobování obyvatel vodou. Pitná voda se v České republice v naprosté většině případů získává úpravou surové vody z povrchových nebo podzemních zdrojů.

Pitná voda je systémem vodovodních přivaděčů a řadů (vodovody) rozváděna do obcí a měst až ke spotřebitelům. Kontrola pitné vody je prováděna jak v úpravě vody, tak v distribučním systému, vodojemech a také přímo u spotřebitelů.

Odpadní voda je odváděna pomocí odvodňujících systémů (kanalizační stoky) na čistírnu odpadních vod. Všechny tyto vody jsou vedeny v trubkách.

Dešťová voda, která dopadne na zpevněné povrchy, je v případě jednotné kanalizace svedena do kanálů, kde se promíchává v kanalizaci s odpadní vodou. V případě oddílné kanalizace, a pokud jsou vhodné místní podmínky a dostatečně propustné podloží, je vhodné srážkovou vodu nechat vsakovat.

Péče o vodu ve městě

O vodní plochy a prvky v majetku města se stará příslušná městská organizace, ať už to jsou technické služby či městské společnosti starající se o lesy a rybníky, které mají ve své dikci péči o vodu.

1.3 Principy chování radionuklidů v systému půda – voda – vegetace

Pro stanovení vhodných postupů pro obnovu území po radiační mimořádné události je nutné znát principy chování radionuklidů v prostředí, především v systému půda – voda - vegetace. Byla provedena kritická rešerše literárních údajů o chování vybraných radionuklidů v prostředí půd, vod a vegetace. Následně byly několika sezónním měřením a sledováním upřesněny hodnoty aktivit těchto radionuklidů v jednotlivých složkách prostředí.

1.3.1 Literární rešerše

Literární zdroje je možné rozdělit na přibližně tři okruhy:

- 1) dokumenty Mezinárodní agentury pro atomovou energii (IAEA),
- 2) odbornou literaturu, vztahující se k haváriím jaderných zařízení v Černobylu a Fukušimě,
- 3) další nezařazené publikované odborné materiály (např. Journal of Environmental Radioactivity apod.).

Výsledky rešeršní činnosti ukazují na důležitost výzkumu šíření radionuklidů po havárii jaderné elektrárny v Černobylu, vzhledem k dlouhé době sledování. Hlavními kontaminanty (v 30 km zóně černobylské jaderné elektrárny) jsou: ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Pu , ^{239}Pu a ^{240}Pu , dále ^{241}Am , ^{154}Eu , ^{238}Pu , a ^{144}Ce . Z rešerše vyplývá důležitost sledování ^{137}Cs a ^{90}Sr , které jsou v prostředí po radiační havárii přítomny přibližně ve 100x vyšší koncentraci než zbylé vyjmenované radionuklidy, které mají navíc většinou díky vysoké atomové hmotnosti výrazně menší migrační potenciál. Celkové aktivity v 30 km ochranné zóně černobylské elektrárny k roku 2000 byly $2,9 \cdot 10^{15} \text{ Bq u } ^{137}\text{Cs}$ a $8,1 \cdot 10^{14} \text{ Bq u } ^{90}\text{Sr}$ (Kashparov 2002).

^{137}Cs má poločas rozpadu 30,17 let, je relativně těkavé a rozšířilo se jako jemný aerosol velikosti $< 1 \mu\text{m}$. Proto je kontaminace jeho spadem dálková a nerovnoměrná, závislá na meteorologické situaci v době spadu, někde vytváří tzv. „cesium spots“ (Bugai et al. 1996).

Aktivita ^{137}Cs v blízkém okolí černobylské jaderné elektrárny, mající původ především v palivových částicích, vzrostla během prvních 2-6 let po havárii (Kashparov 2002). ^{137}Cs je relativně silně fixováno sorpcí v půdách a substrátech s obsahem jílu a organických látek, pak je mobilní pouze cca 1 % jeho obsahu.

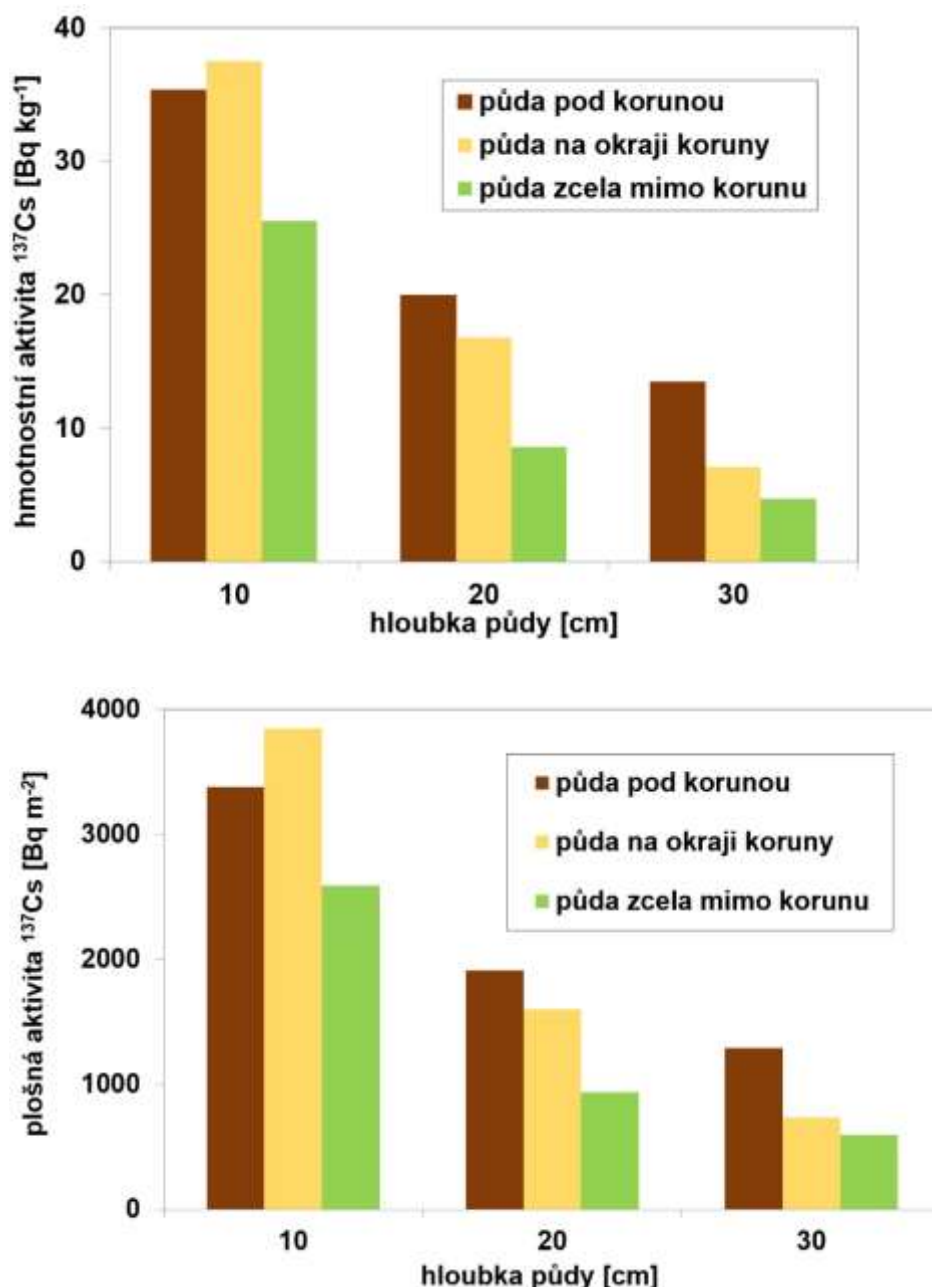
^{90}Sr má poločas rozpadu 28,9 let, je v prostředí ve formě větších částic $> 100 \mu\text{m}$ (Bugai et al. 1996). Proto je většina jeho spadu omezena na menší území; v případě Černobylu z 60-70 % ve 30 km zóně, cca 40 kBq m^{-2} (Kashparov 2002). Jeho uvolňování do prostředí je dále řízeno rozpadem palivových částic, zvyšuje se především s nižším (kyselejším) pH. Až 70 % ^{90}Sr v půdním prostředí je ve formě vysoce mobilních chemických forem a je méně fixováno sorpcí v půdách (Bugai et al. 1996). Podrobnější informace o chování radionuklidů v půdách, vodě a vegetaci jsou obsahem Přílohy 2, včetně tabulek a obrázků.

1.3.2 Výsledky vlastního výzkumu

Předchozí kapitola shrnuje principy chování ^{137}Cs v půdách a vegetaci, která jsou založena na měřeních a analýze vzorků z lokalit, mimo území ČR. Pro přesnější specifikaci bylo nezbytné analyzovat vzorky vegetace a půdy z prostředí intravilánu českých měst. Jako modelové lokality byla vybrána města Třeboň a České Budějovice. Na základě odběrů a rozborů vzorků půd, biomasy, sedimentů a vody na ČOV, byly zobecněny poznatky o chování ^{137}Cs v komplexu půdy a rostlin v lokálních podmínkách. Pro zjištění aktivit sledovaného radionuklidu v půdách a biomase zeleně intravilánu tak byly odebrány vzorky vrstev půd v různých vzdálenostech od rostoucích dřevin a biomasa listů z těchto dřevin a travní biomasy. Sedimenty byly odebrány ze dvou rybníků. V průběhu let 2017 až 2019 byly průběžně odebírány vzorky vody s kalem po odstředivce z ČOV Třeboň. Dále byly analyzovány vzorky na nátoky a odtoky z čistírny. Odtok byl rovněž analyzován na ČOV v Českých Budějovicích. Podrobný popis všech provedených odběrů a zjištěných hodnot v obou městech je součástí Přílohy 3.

Chování v prostředí půdy

Vzhledem k rešeršním výsledkům chování hlavního radionuklidu ^{137}Cs v půdě byla provedena měření jeho obsahu v různých vrstvách půdy, jak pod vzrostlou stromovou vegetací, tak na volném prostranství na území města Třeboně. Výsledky potvrdily pokles aktivity se zvyšující se hloubkou půdy (5 cm) o 2/3 až jednonásobek (Obr. 1). Tento princip poklesu se projevuje velmi obdobně pro míru aktivity v půdě jak u kmene, pod okrajem koruny, tak ve volném prostoru. Aktivity se dále mezi sebou liší v absolutní míře podle toho, kde se půda nachází právě ve vztahu k vzrostlé stromové vegetaci. Nejvyšších aktivit dosahuje u kmene, nižších pod okrajem koruny, nejnižších ve volném prostoru. Tento efekt lze vysvětlit tím, že při depozici radionuklidu došlo k jeho zachycení na povrchu dřeviny, který je výrazně větší než povrch průmětu koruny, proto bylo i zachyceného radionuklidu více. Po jeho depozici na plochu průmětu po opadu listů a smyvu srážkami pak kontaminace pod kmenem a korunou vykazují vyšší hodnoty.



Obr. 1 Distribuce aktivity ^{137}Cs v různých hloubkách středně propustných půd.

Chování v prostředí rostlin

Pro posouzení míry přestupu aktivity ^{137}Cs byly experimentálně stanoveny přestupové koeficienty pro typické dřeviny, vyskytující se na sledovaném území na různých stanovištích. Z výsledků vyplývá, že přestupové koeficienty (T_k) jsou závislé především na vlastnostech půdy, zdravotním stavu a druhu rostliny a ročním období. Nejnižší T_k ukázal sledovaný platan, který byl ve špatném zdravotním stavu, obklopen blízkými zpevněnými plochami s malou listovou plochou, proto jeho transport vody a látek k listům byl omezen a ty tak neakumulovaly takové množství radionuklidu, jako jiné dřeviny. Lípa v arboretu na stanovišti s lepšími půdními podmínkami a v dobrém zdravotním stavu vykázala výrazně vyšší T_k . Nejvyšší T_k byl zjištěn u dubu na stanovišti dobře zásobeném vodou, s velkou listovou

plochou a schopností transportu velkého množství vody. Na rozdílech v T_k se zřejmě projevuje i půdní pH. Radionuklid ^{137}Cs je v půdách poměrně pevně vázán na jílovitých a organických složkách, při zvyšující se kyselosti je ale snáze z těchto vazeb uvolňován. V půdách s nižším pH je ^{137}Cs mobilnější a snáze dostupný pro transport do rostlin. Tomuto principu odpovídají i zjištěné výsledky, kdy se T_k s klesajícím pH zvyšuje (Tab. 1 a Tab.).

Tab. 1 Měřené přestupové koeficienty pro stromovou vegetaci – jaro
[T_k] = [$\text{Bq kg}^{-1} / \text{Bq m}^{-2}$] = [$\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$] pro ^{137}Cs .

Transferový koeficient ^{137}Cs - jaro (květen) 2018					
strom - lokalita	aktivita půdy [Bq/m^2]	aktivita listí [Bq/kg]	TK [m^2/kg]	%	výměnná pH
dub - hrobka	5600	21.8	3.89E-03	0.389185062	5.43
lípa - arboretum	5300	2.8	5.19E-04	0.05190999	5.75
platan - městský park	3200	0.4	1.31E-04	0.013055943	6.28

Tab. 2 Měřené přestupové koeficienty pro stromovou vegetaci – podzim
[T_k] = [$\text{Bq kg}^{-1} / \text{Bq m}^{-2}$] = [$\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$] pro ^{137}Cs .

Transferový koeficient ^{137}Cs - podzim (říjen) 2018					
strom - lokalita	aktivita půdy [Bq/m^2]	aktivita listí [Bq/kg]	TK [m^2/kg]	%	Výměnná pH
dub - hrobka	5600	19.3	3.44E-03	0.343843304	5.43
lípa - arboretum	5300	2.1	3.98E-04	0.039827835	5.75
platan - městský park	3200	0.3	8.73E-05	0.008733835	6.28

Chování ve vodním prostředí a v sedimentu

Intravilány obcí a měst jsou zpravidla z větší části tvořeny zastavěnými, resp. zpevněnými a nepropustnými povrchy. Voda z těchto ploch je ve většině případů jímána do kanalizace, která je, až na výjimky, společná pro splaškové i dešťové vody. Proto je pro stanovení splachu cesia a jeho aktivity ze zpevněných ploch města uvažováno se vzorkováním na odtoku z čistírny odpadních vod (ČOV). Na základě provedených analýz bylo zjištěno, že kal (při obsahu sušiny 19%) má 50 x vyšší aktivitu nežli odstředěná voda a 240 x vyšší aktivitu nežli vyčištěná voda odtékající z ČOV. Největší část aktivity ovšem odtéká s velkým objemem vyčištěné vody (Tab. 3).

Tab. 3 Výsledek měření po odstředivce z ČOV Třeboň

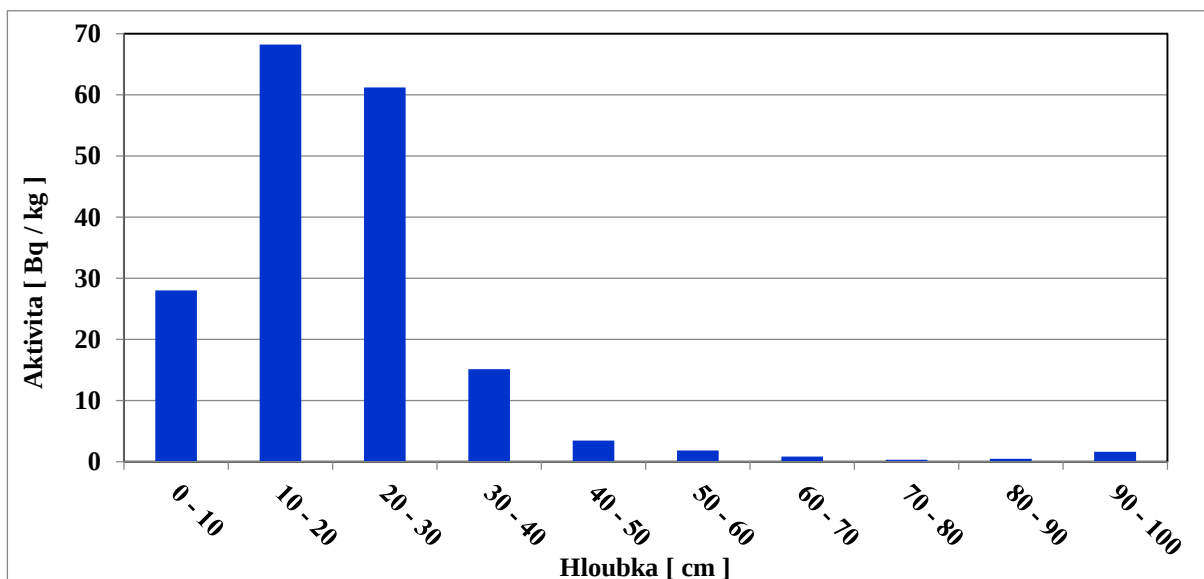
			^{137}Cs		^{40}K	
			Aktivita	Nejistota	Aktivita	Nejistota
Pevná složka (kal)	8.3 g	Bq	0.026	0.016	22.1	0.8
Voda	25 l	Bq	0.26	0.01	133	4
Pevná složka (kal)	1 kg	Bq/kg	3.1	1.9	2660	97
Voda	1 l	Bq/l	0.011	0.00052	5.3	0.15

V České republice je monitorování radiační situace zajišťováno prostřednictvím monitorovacích sítí (viz <https://www.sujb.cz/monitorovani-radiacni-situace/>). V rámci tohoto monitoringu je sledován mj. i obsah radionuklidů ve vodních tocích, nádržích, rybnících, pitné vodě. Výsledky jsou každoročně publikovány ve výročních zprávách (např. Zpráva o výsledcích činnosti SÚJB při výkonu státního dozoru nad jadernou bezpečností jaderných zařízení a radiační ochranou za rok 2019; <https://www.sujb.cz/dokumenty-a-publikace/vyrocní-zpravy/>). V této zprávě je konstatováno, že objemové aktivity ^{137}Cs v povrchových vodách jsou ve všech sledovaných odběrových profilech velmi nízké a hodnoty jsou na úrovni tisíců Bq/l, popřípadě pod mezí detekce. Ve sledovaných produkčních rybnících situovaných v okolí města Třeboně byly naměřeny srovnatelně nízké hodnoty koncentrace ^{137}Cs ve vzorcích vody.

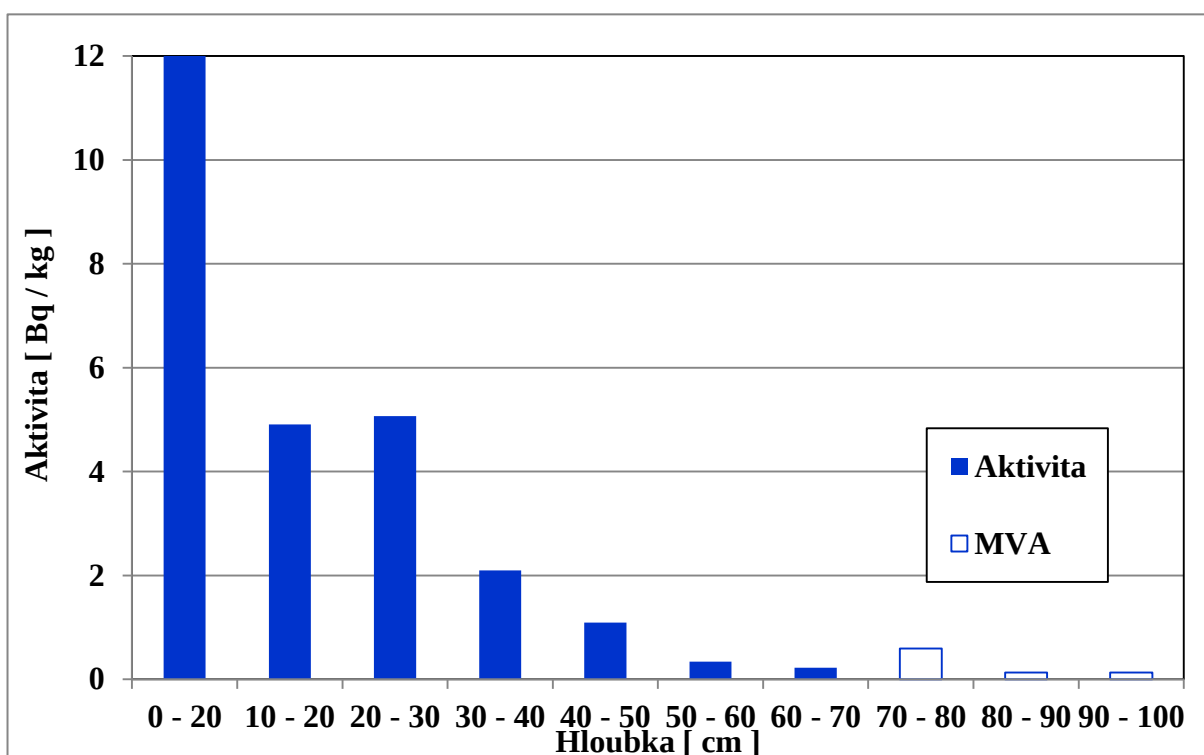
Při kontaminaci vodního prostředí je většina ^{137}Cs vázána na jílovité částice ve vodě, tzn. na sedimenty. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v eutrofních rybníčních sedimentech se pohybovala od 0,3 Bq/kg do 70 Bq/kg (viz Tab. 4, Obr. 2, Obr. 3). V rozmezí hloubek 20 – 80 cm klesá aktivita ^{137}Cs v sedimentu exponenciálně. SÚJB ve svých zprávách dlouhodobě uvádí hodnoty aktivity ^{137}Cs v sedimentech vodních nádrží v rozmezí od 9 do 71 Bq/kg sušiny.

Tab. 4 Aktivita (v Bq/kg sušiny) ^{137}Cs , ^{40}K a ^{210}Pb v sedimentu z rybníku Svět.

Popis	^{137}Cs Bq/kg		^{40}K Bq/kg		^{210}Pb Bq/kg	
	Aktivita	Nejistota	Aktivita	Nejistota	Aktivita	Nejistota
Hloubka odběru						
0 – 10	28.0	1.4	222	11	22.4	10
10 – 20	68.2	3.8	403	23	51.1	14
20 – 30	61.2	3.1	501	26	76.1	20
30 – 40	15.1	0.8	473	27	< 33	
40 – 50	3.47	0.2	514	26	70.3	23
50 – 60	1.83	0.1	533	28	43.0	20
60 – 70	0.84	0.1	551	28	55.8	19
70 – 80	0.31	0.04	545	28	37.5	16
80 – 90	0.51	0.04	548	28	40.2	17
90 – 100	1.64	0.1	544	29	49.8	14



Obr. 2 Aktivita ^{137}Cs v odebraných vrstvách sedimentu rybníku Svět.



Obr. 3 Aktivita ^{137}Cs v odebraných vrstvách sedimentu rybníku Nový u Soběslavi. Vrstva 0-20 cm byla silně zvodnělá, proto se nepodařilo odebrat vrstvu 0 – 10 cm.

1.3.3 Souhrn poznatků o principech chování hlavních radionuklidů v prostředí půd, rostlin a vody

Z výše uvedené rešerše i vlastních analýz odebraných vzorků vyplývají následující poznatky o chování radionuklidů v prostředí půdy a rostlin, využitelné při návrhu postupů obnovy území v závislosti na úrovni kontaminace:

- Pro vzdálené šíření prostředím (především půdním a vodním) jsou důležité radionuklidy ^{137}Cs a ^{90}Sr .
- Šíření ^{90}Sr je řízeno do značné míry propustností půd pro vodu (koeficientem filtrace), obsahem vápenatých kationtů a jílovitých částic, kdy mobilita ^{90}Sr s rostoucí propustností půd a obsahem vápenatých kationtů roste a s obsahem jílovitých částic klesá.
- Šíření ^{137}Cs je řízeno především sorpcí na jílovitých a organických částech půdní hmoty obsahem draselných kationtů a hodnotou pH, kdy mobilita ^{137}Cs se snižujícím se pH a rostoucím obsahem draselných iontů roste a s rostoucím podílem jílovitých částic klesá. Výsledky rešerše i vlastního výzkumu ukázaly, že kontaminace do 30 cm hloubky půdních vrstev přibližně lineárně klesá s hloubkou s každými 5 až 10 cm na 2/3 až jednonásobek hodnoty povrchové aktivity. Velikost těchto poměrů je zatížena obsahem jílovitých a organických podílů hmoty v půdních vrstvách.
- Přestup ^{137}Cs do rostlin kořenovým systémem je relativně malý, ale pohybuje se v rozmezí až tří řádů (10^{-3} až 10^{-5} Bq kg $^{-1}$ / Bq m $^{-2}$) a řídí se především druhem a zdravotním stavem rostliny a mocností jejího vodního provozu a dále vlastnostmi půdy pro mobilitu ^{137}Cs , tedy pH a obsahem jílovitých a organických podílů hmoty v půdních vrstvách.
- Ze všech výše uvedených poznatků vyplývá, že pro strategii obnovy území je podstatné v dostatečném časovém horizontu zabránit či omezit šíření především ^{90}Sr a ^{137}Cs odtokem podzemních i povrchových vod a zabránit sekundární kontaminaci okolí.
- Aktivita ^{137}Cs v tekoucí vodě je, na rozdíl od ^{90}Sr velmi nízká, pod mezí detekce; většina ^{137}Cs je vázána v jílovitých sedimentech, do hloubky 30 cm.

1.4 Analýza možností řešení dekontaminace intravilánu. Zkušenosti z radiačních havárií ve světě

1.4.1 Zkušenosti z radiační havárie v Černobylu

Dekontaminace sídel byla, na základě zkušeností v havárii v Černobylu, jedním z hlavních opatření, které byly realizovány v počáteční fázi dekontaminačních prací. Jejich účelem bylo odstranění zdrojů záření distribuovaného v městském prostředí obývaném lidmi na izolovaná nebo alespoň odlehlá místa. Výsledky a efektivitu různých dekontaminačních postupů v městském prostředí shrnují např. Roed et al. (1995). V katalogu uvádějí přehled dostupných metod pro různé typy městského prostředí a jejich účinnost ve smyslu dekontaminačních faktorů. Tyto odhady byly založeny na experimentální práci s cílem posoudit účinek aplikovaných opatření snižujících dávku v oblastech kontaminovaných radioaktivním materiálem uvolněným při havárii v Černobylu, a to 9 let po události. Dekontaminační práce probíhaly bezprostředně po havárii v letech 1986 – 1989. Tyto činnosti byly obvykle prováděny vojenskými složkami a zahrnovaly především omývání budov vodou nebo speciálními roztoky, čištění obytných oblastí, odstraňování kontaminované půdy a biomasy, čištění a mytí silnic a dekontaminaci otevřených vodních zdrojů/vodních ploch. Během rozsáhlé dekontaminační kampaně v letech 1986-1989 bylo ošetřeno asi tisíc osad, desítky tisíc obydlených a společenských budov, více než tisíc zemědělských farem. V závislosti na dekontaminačních technologiích byl dávkový ekvivalent na různých plochách snížen o faktor 1,5 až 15. Vysoké náklady na tuto činnost však bránily úplné dekontaminaci celého sídelního území. Tzn. zejména okolním polím, lukách i lesům nebyla věnována taková pozornost. Vzhledem k těmto podmínkám byla skutečná účinnost ročního snížení zevního ozáření po odstranění horní vrstvy půdy v intravilánu obvykle 10 až 20 %. Výsledky analýz provedených v dalších letech po havárii (Roed et al. 1996 a 1998) poskytují tyto zobecňující závěry, které jsou důležité pro volbu dekontaminační strategie a metod:

- 10 let po radiační havárii je hlavním zdrojem dávky záření kontaminovaná půda. Příspěvek dávky ze silnic a stromů/vegetace prakticky zmizí během prvních pěti let.
- Hlavním příspěvkem dávky uvnitř domů byla nejen kontaminovaná půda kolem domů, ale i střechy. Záření ze zdí lze považovat za poměrně nevýznamné.
- Více než 90% aktivity v půdě se hromadí v horní 10 cm vrstvě.

V případě suché depozice jsou čištění ulic, odstraňování stromů a keřů a přerývání půdy účinnými a levnými prostředky, vedoucími ke snížení dávky. Ačkoliv jsou střechy významnými dávkovými zdroji záření, náklady na jejich dekontaminaci jsou poměrně vysoké, stejně tak dekontaminace zdí budov. Na rozdíl od střešních ploch, bývá účinnost dekontaminace zdí poměrně nízká (viz Kapitola C Souhrnné výzkumné zprávy tohoto projektu). V případě mokré depozice jsou dekontaminační práce směřovány primárně na zatravněné plochy, zahrádky a půdu a efektivita prací, vedoucí k významnému snížení dávky, se může pohybovat okolo 60 %. Na základě zkušeností byl formulován následující soubor hlavních dekontaminačních postupů:

1. Odstranění horní vrstvy 5-10 cm půdy (záleží na hloubkovém rozdělení aktivity) v okolí budov. Odstraněná nejvíce kontaminovaná vrstva půdy je umístěna do vykopaných jam a překryta čistou vrstvou půdy či pískem. Taková technologie nepředpokládá vytváření zvláštních úložišť radioaktivního odpadu.
2. Pro plochy městské zeleně i zahrad je doporučena hluboká orba, případně odstranění horní vrstvy půdy 5–10 cm. Distribuce aktivity v půdě bude rovnoměrně rozložena do hloubky 20-30 cm.
3. Překrytí dekontaminovaných oblastí vrstvou čistého písku, nebo, je-li to možné, vrstvou šterku pro zmírnění zbytkového záření (viz bod 1).
4. Čištění střech nebo jejich výměna (dekontaminace střechy by měla být provedena před dekontaminací povrchu půdy).

Souhrnné informace a porovnání účinnosti, nákladů a přínosů různých technik pro dekontaminaci či snížení dávky různých typů prostředí poskytuje zpráva Roed at al. (1995). Údaje vycházejí z monitoringu v regionu Novozybkov, který patřil po havárii v Černobylu k jednomu z nejvíce zasažených. Kontaminace ^{137}Cs zde překračovala hodnoty $1,5 \text{ MBq/m}^2$. V Příloze 4 jsou uvedeny příklady průměrné dávky v různých typech míst v intravilánu před dekontaminací, dále pak přehled o účinnosti, realizační technologii, potřebném vybavení, finančních i časových nákladech, množství radioaktivního odpadu a dalších parametrech dekontaminačních postupů.

1.4.2 Zkušenosti z radiační havárie ve Fukušimě

Havárie jaderné elektrárny Fukushima Dai-ichi (FDNPP) v březnu 2011 ovlivnila téměř $10\,000 \text{ km}^2$. V rámci tohoto území byla vyčleněna tzv. speciální dekontaminační zóna (SDZ) o rozloze 1117 km^2 , ve které bylo vysídleno 11 obcí s počáteční kontaminací ^{137}Cs více než $100\,000 \text{ Bq/m}^2$. Tzv. oblast intenzivní kontaminace $7\,836 \text{ km}^2$ (ICA) nebyla sice evakuována, nicméně byla zasažena významnou úrovní radioaktivity. Dekontaminační činnosti se zaměřovaly převážně na zemědělskou krajinu a obytné oblasti. Ve většině zalesněných oblastí (75 % rozlohy regionu) nebyly uskutečněny žádné významné dekontaminační aktivity. Významným faktorem rovněž bylo zdůraznění nutnosti provádět dekontaminační aktivity na úrovni povodí, aby se zabránilo opakované kontaminaci odtokových vod po dokončení sanačních prací. V prosinci 2011 měly jednotlivé obce v zasažené zóně k dispozici „Pokyny pro dekontaminaci“. Účelem těchto pokynů bylo vysvětlit průběh dekontaminačních prací konkrétním a přehledným způsobem.

Pokyny jsou rozděleny do čtyř částí:

- i) Pokyny pro metody zkoumání a měření stavu znečištění životního prostředí v oblastech intenzivního průzkumu kontaminace;
- ii) Pokyny týkající se dekontaminace a dalších opatření;
- iii) Pokyny týkající se shromažďování a transportu odstraněného materiálu,
- iv) Pokyny týkající se skladování odstraněného materiálu.

Tabulky vycházejí z materiálů (IAEA 2013, Evrard et al. 2019) a uvádějí přehled jednotlivých dekontaminačních prací pro různé typy městského prostředí. Bylo zjištěno, že účinnost dekontaminačních metod je následující:

- 60 – 80 % zametání povrchu
- 40 – 80 % vysokotlaké čištění vodou
- do 60 % sečení
- 40 – 80 % úprava povrchové vrstvy půdy
- 70 – 100 % nahrazení kontaminované půdy (v případech extrémně vysoké kontaminace)

Způsoby dekontaminace zasaženého území FDNPP jsou uvedeny v Příloze 5.

Nakládání s kontaminovaným odpadem - biomasou

Při nakládání s kontaminovanou biomasou je prvořadým úkolem zmenšení objemu pro následné skládkování.

- V případě kmenů a větví je využíváno drtičů, které redukují objem s účinností 7 – 90 %.
- V případě biomasy typu podrost, listí, tráva je preferováno:
 - a) spalování při teplotách 800 – 890 °C. Standardními metodami lze zlikvidovat cca 45kg/hod, s účinností redukce objemu 96 – 99 %. Těžší částice, tzv. spodní popel, se shromažďují na dně pece, lehčí částice přecházejí do vakového filtru, s teplotami 250 – 300 °C. Zde se shromažďuje jemný popílek a odpařené ¹³⁷Cs. Plyny se dále filtrují, aby se zachytily zbytky velice jemných částic. Bylo zjištěno, že aktivita ¹³⁷Cs ve vypouštěných plynech je pod detekčním limitem.
 - b) Sušení při teplotách 250 – 400 °C; účinnost je 75 – 90 %.

Podle doporučení IAEA (2003, 2006) je preferovanou metodou spalování, které je schopno redukovat množství odpadu o několik řádů. Více o možnostech zpracování radiačně kontaminované biomasy je uvedeno v Kapitole F Souhrnné závěrečné zprávy tohoto projektu, případně ve výstupech projektu „Likvidace radiačně kontaminované biomasy po havárii JE-distribuce v krajině, logistika sklizně, využití bioplynovou technologií“ (VI20172020098).

Stupeň kontaminace zbytkového odpadu je rozhodujícím faktorem pro další postup skládkování. Např. japonská legislativa stanoví hranici kontaminace odpadu, který lze uložit na skládky, 8000 Bq/kg. V případě vyšších hodnot kontaminace nad 8000 Bq/kg je nutno odpad umístit na speciálně navržená úložiště, případně využít i dočasná skladovací zařízení.

Tato úložiště by měla splňovat bezpečnostní opatření: stínění a izolace

- prevence dalšího šíření odpadu vzduchem
- prevence dalšího šíření odpadu infiltrací do povrchových vod – např. instalace nepropustných fólií
- pokud existuje riziko, že v důsledku rozkladu organických látek může vznikat hořlavý plyn, musí být provedena opatření k zabránění požárům, zápachu atd.
- pozornost věnovat výběru lokality – zohlednit topografii, land use/land cover (využití území / krajinný pokryv), geologické podmínky, poloha vůči sídlům, dopravní dostupnost

Pro skládkování lze využít tři základní typy úložišť:

- a) nadzemní
- b) podzemní
- c) polozapuštěná do země

Postup prací při budování úložiště:

1. skryvka
2. konstrukce okrajových bariér
3. izolace podloží
4. drenážní systémy
5. protierozní opatření
6. umístění kontaminovaného odpadu (pytle)
7. instalace nepropustné svrchní fólie
8. zahrnutí půdou
9. nepropustný povrchový materiál

Deponovaný kontaminovaný odpad je nezbytné kontinuálně monitorovat z hlediska:

- Výchozích skládkovacích parametrů
- Měření dávky, hmotnosti atd.
- Ke každému kontejneru/pytli je připojena značka pro správu záznamů, která umožňuje identifikaci původu, typu a povahy dekontaminačního odpadu, místo skladování atd.

1.5 Analýza možností řešení dekontaminace vodních ploch. Zkušenosti z radiačních havárií ve světě

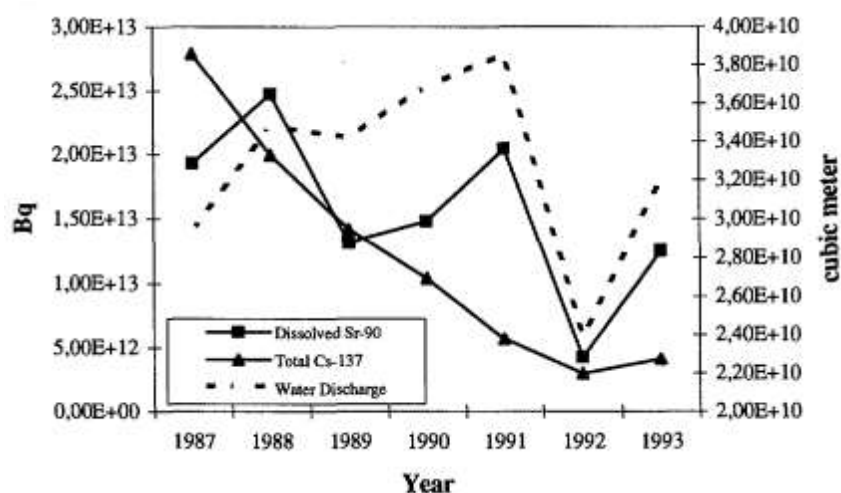
1.5.1 Šíření radionuklidů vodním prostředím

Po radiačních haváriích se radionuklidy uvolňují do povrchových vod přímo nebo atmosférickým spadem. Vysoké riziko představuje jejich migrace do podzemních vod a nebezpečí sekundární kontaminace rozsáhlých oblastí díky transportu radionuklidů v rámci povodí (Voitsekhovitch et al. 1996). Kontaminace řek a jezer je obvykle vyšší než u pobřežních oblastí (Voronina et al. 2019). ^{137}Cs ve vodních ekosystémech bývá v kationtové formě absorbováno na suspendovaných pevných látkách a ukládáno v sedimentech, kde se koncentruje a hromadí (Misaelides 2010). ^{90}Sr je v přírodních vodách přítomno především ve formě mobilních sloučenin s nízkou molekulovou hmotností přímo ve vodním sloupci. Bývá odstraněno především naředěním ve vodním prostředí, následným odtokem a přirozeným radioaktivním rozpadem. Pouze malá část ^{90}Sr je vázána na dnové sedimenty (Misaelides 2010). Extrakce ^{90}Sr z vody je velmi obtížná. V povrchových vodách je cca 6 % průměrné koncentrace ^{90}Sr vázáno na rozpuštěné organické látky a 10 – 12 % na organogenní koloidy a suspenze (Spasonova et al 2006); zbytek připadá na samotný vodní sloupec.

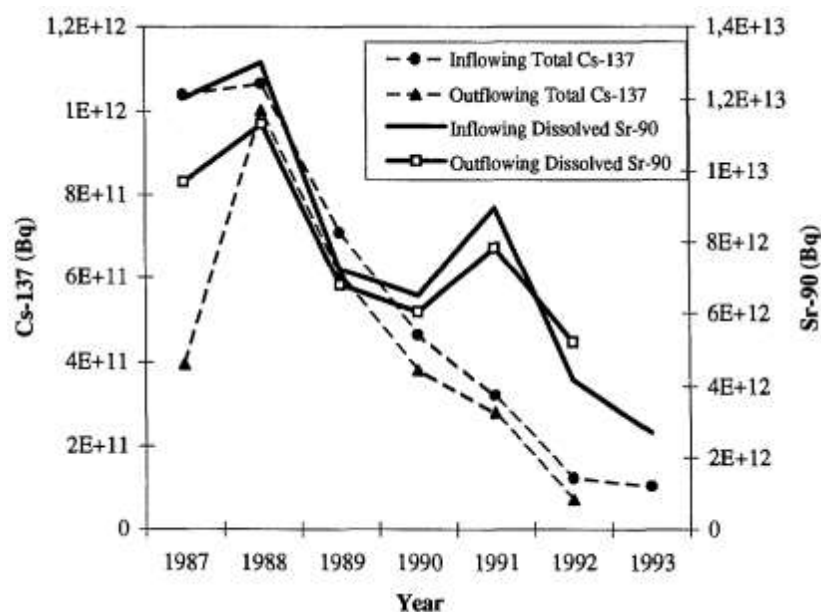
Problematika kontaminace povrchových a podzemních vod a šíření kontaminace povodím, byla řešena především ve spojitosti s havárií v Černobylu a povodím řeky Dněpr. Velká pozornost byla věnována především zamezení sekundárnímu šíření kontaminace řekou Pripjať, která odvodňuje bezprostřední okolí elektrárny. Nejvyšší úroveň radioaktivity ve vodě řeky Pripjať byla pozorována v průběhu roku, kdy došlo k havárii. Údaje ukazují, že od roku 1987 do roku 1994 došlo k snížení obsahu radionuklidů v řece. Hodnoty koncentrace ^{137}Cs jsou nižší než pro ^{90}Sr , které jsou lineárně závislé na průtoku vody. Byl nalezen úzký vztah mezi koncentrací ^{90}Sr a průtokem vody ($r^2 = 51\%$); zvýšené koncentrace byly tedy spojeny s hydrologickými událostmi jako tání sněhu, povodně. Oproti tomu koncentrace ^{137}Cs nejsou na povrchovém odtoku příliš závislé (Obr. 4). Většina ^{137}Cs pocházející z povodí řek Pripjať a Dněpr se hromadí v dnových sedimentech nádrže Kyjev (Obr. 5). Radioaktivní kontaminace kaskády Dněpru je tedy způsobena především přímou interakcí povrchových vod s kontaminovanými půdami, přičemž kontaminace ze zdrojů podzemních vod se odhaduje na pouhých 2 – 5 %.

Po havárii byla učiněna následující opatření pro zamezení kontaminace vodního prostředí, která proběhla ve třech fázích:

- nouzová fáze (2-3 měsíce po havárii);
- raná fáze (od léta 1986 do roku 1988);
- pozdější přechodná fáze (od roku 1989 do roku 1991)



Obr. 4 Závislost koncentrace ^{137}Cs a ^{90}Sr (Bq) na objemu přítoku (m^3) do Kyjevské nádrže (řeka Pripjať) v letech 1987 - 1993 (Voitsekhovitch et al. 1996).



Obr. 5 Porovnání koncentrace ^{137}Cs a ^{90}Sr na přítoku a odtoku z Kakhovské vodní nádrže (Voitsekhovitch et al. 1996).

Během první fáze (2 – 3 měsíce po havárii) byla provedena následující opatření:

- pokusy regulovat průtok kontaminované vody přes přehradní nádrž Kyjev;
- zvýšení využívání zdrojů podzemních vod pro účely obcí (minimalizace využití povrchových zdrojů vody)
- hloubení nových studní;
- snaha o čištění pitné vody v čistírnách odpadních vod

V této fázi se ukázala jako slabý článek prováděných opatření nedostatečná znalost pohybu radionuklidů ve vodním prostředí a jejich interakce s kapalnou a pevnou (sedimenty) složkou. Byla tak provedena řada neefektivních opatření (např. přidávání zeolitu do řek, uzavření spodního nátoky do Kyjevské nádrže, které umožnilo šíření kontaminace prostřednictvím povrchové vrstvy vodního sloupce; hlubší voda je totiž ve fázi bezprostředně po havárii čistší, než povrchové vrstvy apod.).

Ve druhé fázi (léto 1986 – 1988) byly během léta 1986 podél řeky Pripjať postaveny ochranné hráze o délce několika km s cílem zachytit odtok kontaminovaného materiálu z měst Černobylu a Pripjať. Tyto akce však nebyly účinné pro kontrolu odtoku z okolní krajiny. Ve stejném období (jaro-léto) byly v dnové části koryta řeky Pripjať vyhloubeny příčné kanály, a to za účelem snížení rychlosti proudění v řece a zvýšení sedimentace. Následující výzkumy však ukázaly neúčinnost těchto opatření, a to díky vysoké jemnosti sedimentů, vysokým průtokům v řece a turbulentním podmínkám proudění. Mezi další opatření jako prevence úniku dalších kontaminovaných povrchových i podzemních vod z okolí reaktoru patří vybudování:

- drenážního systému
- systému podzemních bariér naplněných jílem
- systému příkopů naplněných zeolitem (později se ukázala jejich nízká účinnost 5 – 10 %)

V roce 1987 se projevila vysoká kontaminace podzemních vod, která byla způsobena zakopanou kontaminovanou biomasou (především borovice z oblasti „Červeného lesa“),

půdou a odpadním radioaktivním materiálem z elektrárny. Tato skutečnost se ukázala jako velký a dlouhodobý problém pro sanaci a obnovu životního prostředí.

Třetí fáze (1989-1991) je spojena především se sekundární kontaminací vod, především ^{90}Sr , způsobenou povodněmi v létě 1988. Byla vyvinuta řada hydrologických modelů a scénářů pro šíření kontaminace ve vodním prostředí. Jako ochranné opatření byl vybudován systém hrází v okolí elektrárny, byla zintenzivněna dekontaminace půdy.

V dalších letech se k těmto opatřením přidala regulace odtoku z mokřadních oblastí v okolí elektrárny a prevence požárů rašelinišť, konstrukce mechanických i geochemických bariér v okolí úložiště radioaktivního odpadu elektrárny.

V případě havárie elektrárny Fukušima, představovalo díky poloze blízko u pobřeží, šíření radioaktivity vodním prostředím méně závažný problém, než v případě elektrárny Černobyl.

V případě elektrárny Fukušima byla věnována velká pozornost říčním sedimentům. Bylo zjištěno, že koncentrace ^{137}Cs se mění s hloubkou, místní rychlostí toku, hustotou vodních rostlin a mikrofotografií vodního koryta. Především závisí na složení sedimentu, tzn. poměru hlinité, jílovité, organické a písčité frakce.

Byly navrženy tyto postupy pro snížení kontaminace okolí vodních toků:

- v okolí řek, především v říční nivě se doporučuje odstranění 5 cm svrchní vrstvy půdy a následné osázení povrchu travou;
- následuje odstranění sedimentů ze samotného vodního toku, a to z hloubky 15 – 35 cm, v závislosti na vertikální distribuci ^{137}Cs (doporučené měření NaI scintilačním detektorem)

1.5.2 Dekontaminační metody vody

Výše uvedená řešení popisují situaci pro zamezení kontaminace povrchových vod a její šíření povodím. Četná opatření prováděná v měsících a letech po havárii, prováděná na ochranu vodních systémů byla celkově neúčinná a nákladná. Nejúčinnějším opatřením byl včasný zákaz používání pitné vody z povrchových i podpovrchových zdrojů a přechod na alternativní dodávky.

Pro dekontaminaci vody se používá mnoho metod; k nejpoužívanějším patří iontová výměna, sorpce, reverzní osmóza, hydrobiocenóza, odpařování, extrakce rozpouštědly, sedimentace, chemického srážení atd. (Ipek a kol. 2002; Spasonova a kol. 2006; Voronina a kol. 2019, Misaelides 2010). Obecně lze říci, že radioaktivní ionty projdou každou klasickou úpravou pitné vody v nezměněné podobě. Ani použití aktivního uhlí nezlepší významně kvalitu vody. Jediná účinná cesta je použití reverzní osmózy, která z upravované vody odstraní všechny ionty až na kvalitu destilované vody. Destilovaná voda však není vhodná pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou a proto by bylo nutno tuto vodu zase zpětně obohatit o vhodné ionty, tak aby kvalita pitné vody odpovídala příslušné legislativě.

Proces **srážení** se používá především v kombinaci s pokročilejšími technikami separace radionuklidů (Misaelides 2010). Rana a kol. (2012) shrnují výsledky využití různých membránových technologií pro úpravu vody kontaminované radioaktivními látkami. **Sorpce** patří mezi jednu z nejpoužívanějších metod dekontaminace vodního prostředí (Voronina a kol. 2019). V případě statického vodního prostředí je sorbent přidáván přímo do vodního

tělesa; v dynamických podmínkách jsou využívány filtry naplněné sorpčním materiálem. Pro deaktivaci cesia a stroncia v přírodních vodních plochách se využívají především přírodní hlinitokřemičitany (aluminosilikáty), jako je zeolit, vermikulit nebo klinoptilolit (Tsitsishvili a kol. 1985; Misaelides a kol. 1999; Dyer a kol. 2006). Po havárii v Černobylu byly tyto materiály (především zeolity a silikagely) za účelem minimalizace rozpuštěných radionuklidů v řece Pripjať, rozprašovány z vrtulníků. Za účelem minimalizace kontaminace říčních i jezerních systémů, byly v drahách, kde docházelo ke zvýšenému odtoku kontaminované vody, budovány hráze se sorbenty. K dekontaminaci vody ve studních a rybnících byly použity přírodní klinoptilolit a ferokyanidový sorbent (Polyakov et al. 1991).

Betenkov a kol. (1977) navrhli použití tenkovrstvých anorganických sorbentů pro selektivní sorpci radionuklidů. Sorbent na bázi netkaných materiálů a aluminosilikátů může být např. použit pro dekontaminaci radioaktivní vody s různým obsahem solí. Tyto sorbenty kombinují sorpční charakteristiky tenkých povrchů a hygienické kvality nosného materiálu (Voronina et al. 2019). Pshinko a kol. (2018) studovali sorpci ^{137}Cs z vodního prostředí pomocí hexakyanidoželezitanu draselného. Tento sorbent vykazoval při dekontaminaci přírodní vody vysokou selektivitu (99,8%). Nejvyšší efektivita sorpce ^{137}Cs byla dosažena při počátečním pH v rozmezí 5,0 - 9,0. Yang a kol. (2016) zjistili, že sorbent založený na bázi pruské modři odstraňuje radioaktivní cesium z kontaminované vody s účinností více než 99,7%. Kamelik a Sebesta (2003) uvádějí jako nejvhodnější měnič iontů pro separaci cesia ve slaném roztoku hexakyanidoželezitanu draselného. Pshinko a kol. (2016) prokázali možnost jeho použití pro dekontaminaci vody obsahující radionuklidy ^{137}Cs a ^{90}Sr . Tento složený sorbent vedl k odstranění asi 99,8 % ^{137}Cs , avšak pouze 47,4 % ^{90}Sr . Křemičitanové materiály jako účinné měniče iontů potvrzuje Marinin a Brown 2000; Hobbs a kol. 2001; Sobra a kol. 2001. Bylo zjištěno, že krystalická a semikrystalická křemelina vykazovala silnou retenční schopnost pro ^{137}C v kyselém i zásaditém prostředí, s omezenou účinností u vysoce alkalických roztoků.

K přirozeným sorbentům dále patří jílové minerály. Vzhledem k extrémně malé velikosti jednotlivých částic, se však nedoporučuje jejich přímé použití v separačních zařízeních. Jíl se používá hlavně jako zásypový materiál v případě podzemních nádrží, k ochraně podzemních vod nebo jako dekontaminační prostředek pro povrchové vodní nádrže (Misaelides 2010).

Pro dekontaminaci vod v Černobylu byly použity i procesy biosorbce a bioakumulace (Spasonovou et al. 2006; Pohl a Schimmack 2006). Bylo zjištěno, že biosorbent i přírodní jílové minerály účinně odstraňují ^{137}Cs a ^{90}Sr z kontaminované vody. Koncentrace radionuklidů poklesla 3-4krát. Stupeň čištění dosáhl 90,5% pro ^{137}Cs a 90,2% pro ^{90}Sr . Pohl a Schimmack (2006) testovali čtyři druhy sinic (*Nostoc carneum*, *Nostoc insulare*, *Oscillatoria geminata*, *Spirulina laxissima*) a řasy druhu *Laminaria* na schopnost absorbovat ^{134}Cs , ^{85}Sr , ^{226}Ra a ^{241}Am za různých podmínek pH. Bylo zjištěno, že *Laminaria* může být účinně použita pro absorpci ^{85}Sr , ^{226}Ra a ^{241}Am při pH 3-10. Sinice byly dobrým absorbérem pro ^{85}Sr a ^{226}Ra při vyšším pH. Vanhoudt et al. (2018a); Dhir a kol. 2009; Sharma a kol. 2015; Vanhoudt a kol. 2018b ověřovali možnost využití makrofyt (*Lemna minor*, *Spirodela sp.*, *Eichhornia crassipes* a *Pistia stratiotes*) a procesu fytořemediace/rhizofiltrace pro odstranění radionuklidů z vodního prostředí a odpadních vod. Účinnost makrofyt byla potvrzena především pro ^{60}Co , v případě rhizofiltrace a čištění odpadních vod je účinnost nepotvrzena.

Micheev a kol. (2017) navrhli zavedení mobilních plovoucích bioplošin pro dekontaminaci povrchových vod. Biotická složka plošiny byla složena především z kukuřice, ječmene, bojínku (*Phleum pratense*), kostřavy (*Festuca rubra*), hrachu a ovsa. Bylo zjištěno, že účinnost dekontaminace vody pomocí bojínku a hrachu činila 97-98 %.

2 Strategie obnovy území v závislosti na úrovni kontaminace

Návrh postupů obnovy území v závislosti na úrovni kontaminace navazuje na zprávu projektu č.6/2018 „Návrh zásad krizového řízení v období po radiační havárii v České republice“ a na Národní radiační havarijní plán. Soustředíme se na období po radiační havárii, tzn. fázi po ukončení úniku a návratu zařízení do bezpečného stavu. Tato fáze zahrnuje dvě období:

a) přechodné (trvání až několik týdnů nebo několik měsíců po nehodě), během něhož je znalost skutečného stavu kontaminace různých složek životního prostředí stále nepřesná a riziko chronického ozáření obyvatelstva je stále vysoké

b) pozdní (trvání až několik let nebo i několik desetiletí po nehodě), vyznačuje se trvalou kontaminací zasaženého území a nižším, ale přesto přetrvávajícím rizikem ozáření obyvatelstva

Více informací o vymezení oblastí určených k obnově je uvedeno v Kapitole D Souhrnné výzkumné zprávy tohoto projektu. Metodika měření stanovených úrovní kontaminace zasaženého území je obsahem Kapitoly B.

2.1 Postupy vedoucí k obnově území - půda

Podmínky šíření radionuklidů ^{90}Sr a ^{137}Cs (viz kapitola 0) jsou klíčovými parametry pro stanovení časového a místního měřítka postupu obnovy území. Z hlediska časového měřítka by obnova území měla být vzhledem k rychlosti šíření ^{90}Sr (především ve vodním prostředí) provedena v krátkém čase, aby bylo zabráněno jeho rozšiřování a sekundární kontaminaci půdního prostředí. Z hlediska místního měřítka je zřejmé, že péče (management) o půdní prostředí intravilánu je klíčová z hlediska celkové aktivity, neboť ^{137}Cs je ve vrchních vrstvách půdy dobře poutáno. Vzhledem ke známým přibližným poměrům zachytávání a kontaminace ^{137}Cs v jednotlivých vrstvách půdy by měl být postup managementu zasažených půd následující:

1. Rozsáhlé měření aktivity (plošné i hmotnostní).
2. Na základě předpokládaných poměrů o rozložení aktivity ve vrstvách půdy (viz výše) sestavení celkového přehledu distribuce aktivit radionuklidů v půdě zasaženého území (např. v prostředí geografických informačních systémů).
3. Kontrola rozložení aktivity ve vrstvách půdy odběry vzorků vrstev půdy (viz kapitola 0), zvláště v místech s vyšší koncentrací radionuklidů
4. Na základě těchto měření stanovení cílové úrovně aktivity po obnově území, a tedy stanovení hloubky, do které budou půdy podrobeny zásahu, vytvoření plánu vlastního zásahu.
5. Určení technik zásahu, vhodných pro různá místa na základě terénu, vlastností půd a míry kontaminace.
6. Provedení zásahu.

7. Ověření úspěšnosti zásahu kontrolním měřením aktivity.

V počáteční fázi po havárii bude téměř všechno ^{137}Cs na povrchu; v pozdní fázi bude naopak velká část očekávané aktivity v půdě soustředěna do 15 až 30 cm pod povrchem. Na základě měření je třeba určit, do jaké hloubky bude zásah proveden. Vlastní dále popsané techniky zásahu pro půdy lze rozdělit na skytí, odvoz a uložení půd, převrácení půdních vrstev (ukrytí kontaminovaných vrstev do větších hloubek) a překrytí kontaminovaných půdních vrstev.

a) Skrytka a uložení kontaminované půdy

Manuální odstraňování půdního povrchu do stanovené hloubky ručními nástroji, nutné ve složitých terénních podmínkách, jako jsou místa u kořenových náběhů dřevin a v bezprostřední blízkosti neodstranitelných nemovitých věcí, nebo takových odstranitelných nemovitých věcí, u kterých nebude o odstranění rozhodnuto (např. u zpevněných cest a budov).

Strojové odstraňování půdního povrchu do stanovené hloubky v podmínkách ploch, které rozlohou umožní techniku použít. Velikost technického prostředku k odstranění vrstvy půdy je volena v měřítku k volné rozloze ošetřované plochy.

Pro menší plochy přichází v úvahu použití *bagrů* různých velikostí, kombinovaných s výškově stavitelnou radlicí, umožňující skytí vrstvy půdy a se lžicí pro nakládku odvážené půdy.

Pro největší rozlohy lze užít stroje s radlicí pro srovnávání terénu při stavbách pozemních komunikací (*grejdry*) s výškově stavitelnými a otočnými radlicemi, které lze na stroj podle typu umístit i v páru. Pro těžké utužené půdy na větších plochách lze uvažovat o použití *škrabače (skrejpru)* s nožovými rozrývači.

Odebraný půdní materiál, uložený do vaků o objemu cca 1 m^3 je dočasně nebo trvale uložen na deponii, nebo skládce. Vzhledem ke značnému objemu odebraného kontaminovaného půdního materiálu je třeba jeho uložení v blízkosti jeho odběru pro zamezení vzdálených převozů. Materiál lze deponovat na povrch i pod povrch.

Uložení vyžaduje dodržení podmínek pro ukládání materiálu s aktivitou. Při vzniku radiační mimořádné události vzniká problém s vysokým objemem materiálu s vyšší aktivitou, považovaného za radioaktivní odpad. Koncepce nakládání s radioaktivními odpady a vyhořelým jaderným palivem v České republice (Koncepce RAO) počítá s tím, že i při vzniku radiační mimořádné události bude do stávajících úložišť radioaktivního odpadu ukládán radioaktivní odpad tak, že bude vysoce zpracován a bude splňovat podmínky přijatelnosti k uložení. Stávající technologie zpracování jsou schopny zpracovat odpad v předvídatelných objemech. Při radiační mimořádné události však objem odpadu není předvídatelný, navíc jeho objem, zvláště v případě značného plošného rozsahu zasažených půd může dalece přesahovat dopravní a úložné možnosti systému. V takových případech i Koncepce RAO (kap 7.4 Koncepce RAO) připouští zřízení skládek a deponií kontaminovaného materiálu.

U takového způsobu nakládání s kontaminovanou půdou (uložení pod povrch a na povrch) připadá v úvahu využít technických požadavků na parametry skládek odpadu ostatního skupiny S-OO3 nebo nebezpečného odpadu skupiny S-NO v souladu se zákonem č. 185/2001

Sb., o odpadech, v platném znění (Zákon o odpadech) a s vyhláškou č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (Vyhláška o skládkování). Tedy vyhloubení prostoru propočtených dimenzí, jeho vybavení kontrolovaným drenážním a odplyňovacím systémem, vodonepropustným těsněním celého objemu uložené půdy (bentonitové vrstvy, extruzivně svařované vrstvy fólií vysokohustotního polyethylenu HDPE s kontrolou nepropustnosti) a překrytí objektu stínícím materiálem. Podrobné parametry takových úložišť lze odvodit tak, aby byly v souladu se Zákonem o odpadech, Vyhláškou o skládkování a technickými požadavky, stanovenými především předpisy:

ČSN 83 8030 Skládkování odpadů – Základní podmínky pro navrhování a výstavbu skládek

ČSN 83 8032 Skládkování odpadů – Těsnění skládek

ČSN 83 8033 Skládkování odpadů – Nakládání s průsakovými vodami ze skládek

ČSN 83 8034 Skládkování odpadů – Odplynění skládek

ČSN 83 8035 Skládkování odpadů – Uzavírání a rekultivace skládek

ČSN 83 8036 Skládkování odpadů – Monitorování skládek

Při uložení na povrch odpadá hloubení vlastního úložného prostoru. Uložení na povrch se tedy jeví jako technologicky, časově i finančně méně náročné. Zároveň však může být v určitých ohledech spatřováno jako méně sofistikované. Při hloubení úložného prostoru lze využít vyhloubený materiál jako stínící materiál pro překryv kontaminovaného materiálu v úložném prostoru, případně (v případě vhodných půdních vlastností některých vrstev půdy) k přeryvu ploch, z nichž byla skryta kontaminovaná půda, uložená v deponii.

b) Převrácení vrstev kontaminované půdy

Vzhledem k průniku kontaminace především ^{137}Cs do hloubky typicky nízkých desítek centimetrů je druhou možností omezení aktivity povrchu po radiační depozici převrácení půdního profilu a tím ukrytí povrchových vrstev do větších hloubek. Tento proces lze provést orbou. Vzhledem k požadavku korektního převrácení vrstev půdy o 180 stupňů je vhodná technika orby *radličným* (nikoliv *talířovým*) pluhem. Hloubku orby je třeba volit podle předchozích předpokladů průniku aktivity do hloubky půdy, plošného povrchového i místního hloubkového měření aktivity a podle požadavku na cílovou aktivitu při povrchu. Pro techniku převrácení vrstev půdy pro účely omezení aktivity povrchu není vhodná orba *podmítkou* (7 – 14 cm hloubky) a *mělkou orbou* (14 – 18 cm hloubky), u kterých je riziko spíše promísení vrstev půdy než relativně kompaktní převrácení jejich vrstev. Vhodnější jsou techniky *střední a hluboké orby* (18 – 30 cm hloubky). Při vyšších aktivitách povrchových vrstev půdy a potřebě převrácení větší hloubky půdního profilu lze použít techniku *velmi hluboké orby* (nad 30 cm hloubky) a *rigolování* (až 60 cm hloubky) *dvouvrtvným rigolovacím pluhem*, který zajistí uložení svrchních vrstev na dno.

c) Překrytí vrstev kontaminované půdy a kombinace technik skryvky, převrácení půdního profilu a jeho překrytí

Překrytí vrstev kontaminované půdy lze provést objemem půdy, vyhloubeným na vhodném místě z hloubek nezasažených radiační depozicí. Vzhledem k předpokládaným značným

objemům půdy, potřebným pro takový postup se jako vhodné v takovém případě jeví kombinace všech tří uvedených postupů:

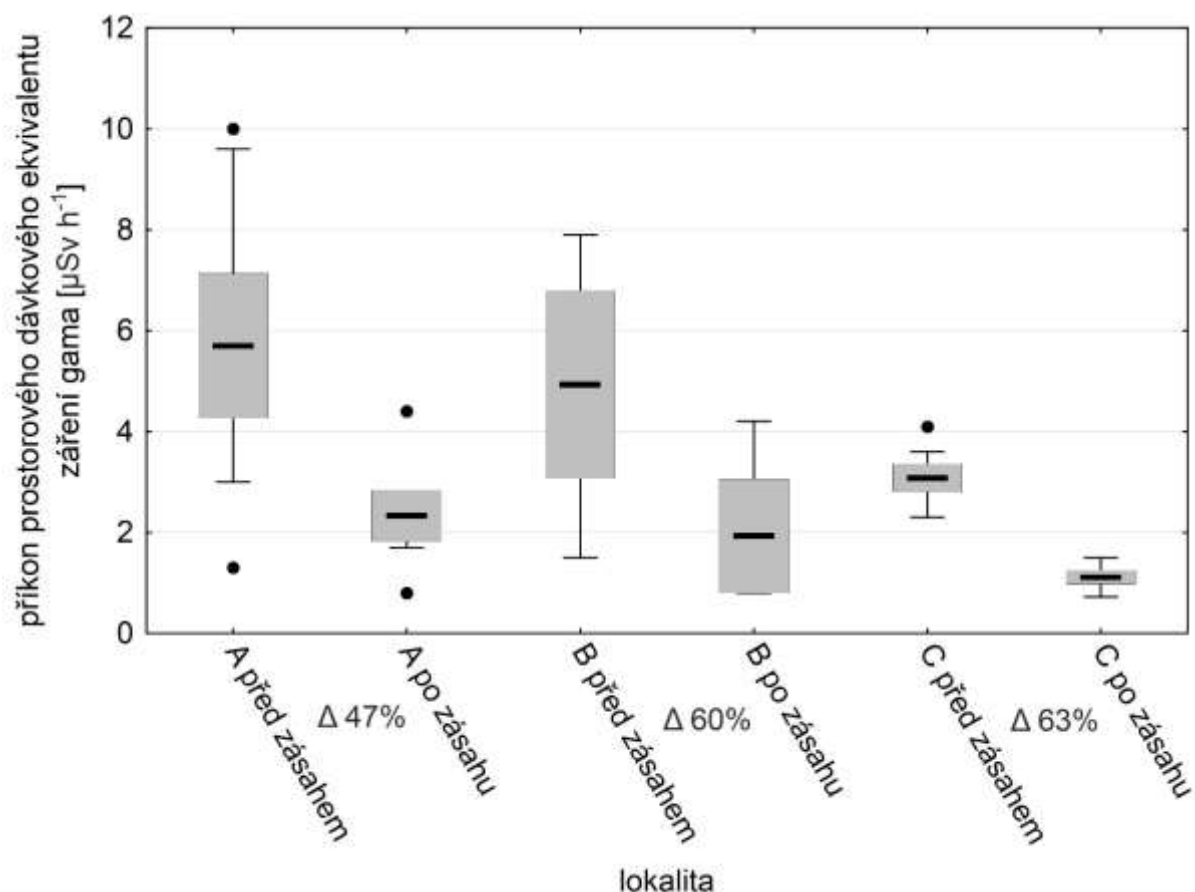
1. Vyhlobení prostoru trvalého podpovrchového úložiště, deponie jeho svrchních kontaminovaných vrstev na oddělené deponii a nekontaminovaného objemu půdy na jiné deponii.
2. Příprava vyhloubeného prostoru pro zřízení technického zabezpečení skládky.
3. Skrytí a uložení kontaminovaného objemu půd z ošetřovaných ploch a současně z povrchových vrstev deponie, dokončení tělesa skládky a jeho překrytí a technické zabezpečení.
4. Převrácení půdních vrstev ošetřovaných ploch do potřebné hloubky orbou.
5. Překrytí převrácených půdních vrstev ošetřovaných ploch půdní vrstvou z dočasné oddělené deponie nekontaminovaného materiálu.

Způsob a postup prací s půdními vrstvami je tak třeba volit podle úrovně kontaminace s přihlédnutím k obvyklým poměrům, ve kterých se aktivita v různých hloubkách půdy ukládá. Vzhledem k tomu, že ošetřené plochy budou obsahovat neoživené hlubší půdní vrstvy, bude v prvních letech po zásahu značně omezen růst vegetace, který bude nutné podpořit osetím např. travními směsmi a aplikací minerálních hnojiv, neboť je předpoklad, že v zasaženém území budou organická hnojiva v prvních letech po zásahu v nedostatku.

V zasaženém území budou ošetřené plochy v hlubších půdních vrstvách (především ty plochy, které byly ošetřeny orbou) vykazovat vyšší úroveň aktivity, která v budoucnu vyloučí zásah do těchto vrstev, nebo jej zkomplikuje zvláštním způsobem nakládání s takovým územím. Pro ošetřené plochy tak musí být vyhotoveny mapové podklady, které budou obsahovat informace o předpokládané aktivitě v hlubších vrstvách půdy v budoucnu. Bylo by vhodné, aby se tyto mapové podklady staly jedním ze zdrojů informací o území a měly by po provedení opatření být včleněny do územně plánovacích dokumentací a územních plánů v procesu územního plánování podle zákona č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, v platném znění (Stavební zákon).

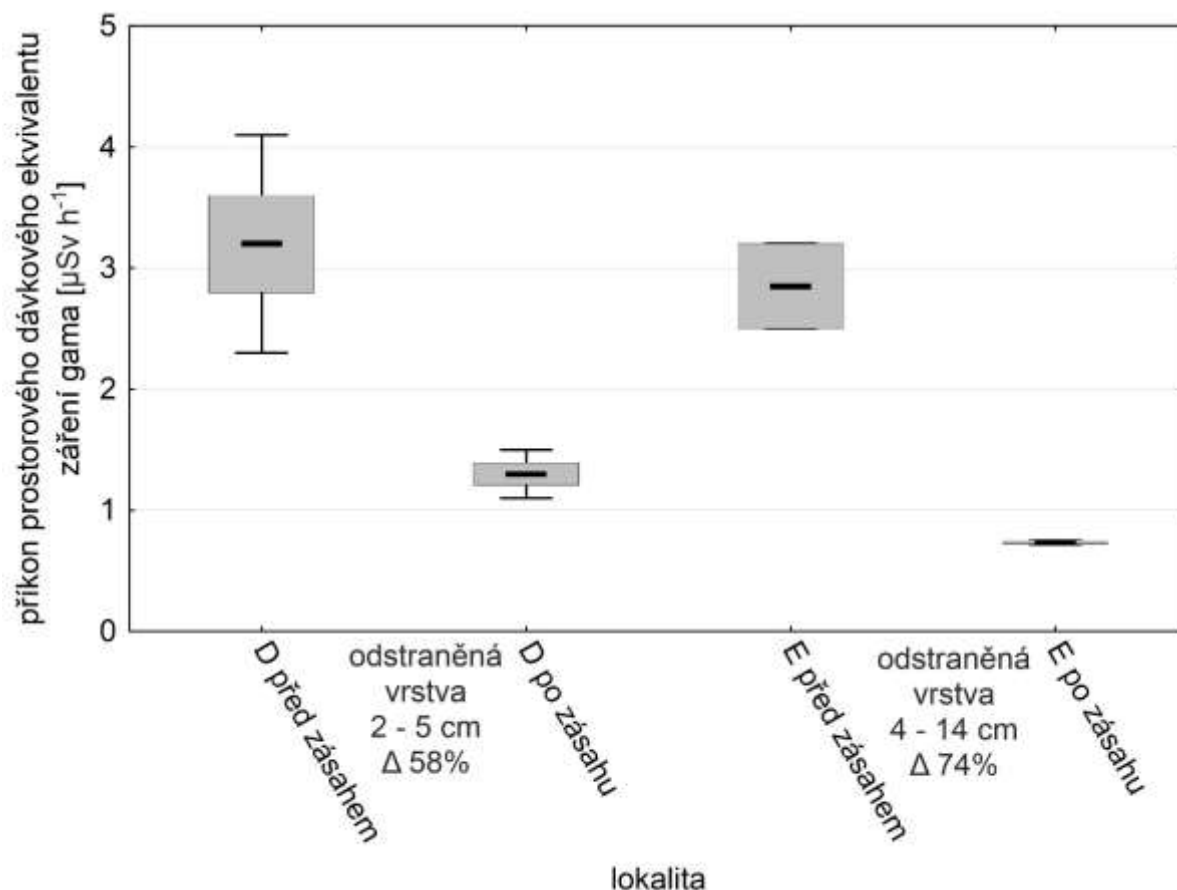
Účinnost opatření

Účinnost popsaných opatření vedoucí k obnově území celkově pro vegetaci a půdu dosahuje podle literárních zdrojů (Kawase 2012, Kato 2012, Kihara 2012), popisujících reálné zkušenosti s dekontaminačními pracemi typicky středních až vyšších desítek procent (Obr. 6). Typicky lze reálně počítat s průměrným snížením příkonu prostorového dávkového ekvivalentu v intervalu 50 až 70 %. Na plochách s provedenými opatřeními se též sníží rozptyl hodnot dávkového příkonu a území se radiačně homogenizuje.



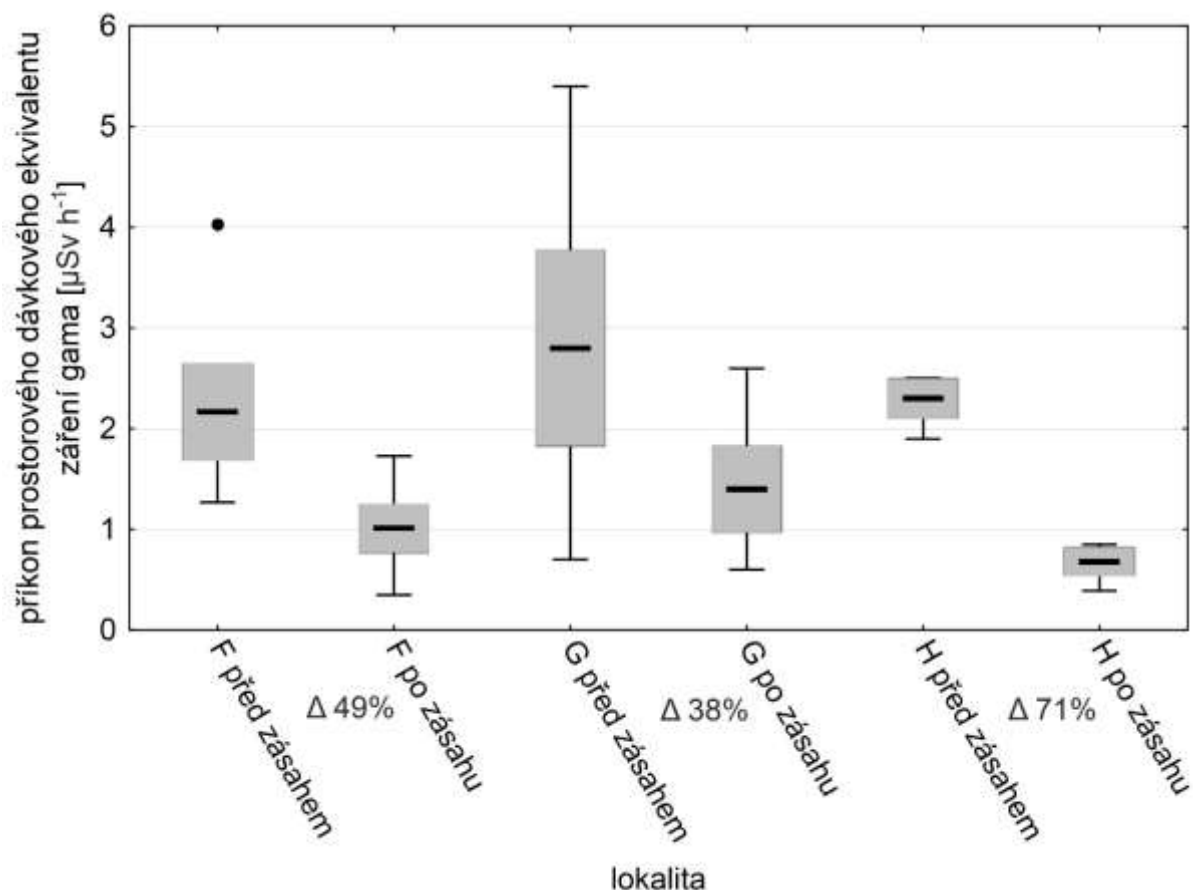
Obr. 6 Snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, rozsah neodlehlych hodnot, odlehle hodnoty) a míra jeho poklesu (%) na lokalitách ošetření vegetace a půdy podle postupu A, B a C v oblasti havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě. Zdroje primárních dat: Kawase 2012 (A), Kato 2012 (B) a Kihara 2012 (C).

Účinnost závisí ve větší míře na intenzitě opatření a kumulaci jednotlivých typů opatření. Jak ukazuje Kihara (2012), tak při odstranění svrchní vrstvy půdy do hloubky 2 až 5 cm došlo ke snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu o 58%, kdežto při odstranění vrstvy 4 až 14 cm byl tento příkon snížen až o 74% (Obr. 7). Zároveň se značně snížil rozptyl naměřených hodnot do jen velmi úzkého intervalu. Výrazně tak vedle účinnosti vzrostla i jistota snížení příkonu v rámci celého ošetřeného souboru hmoty.



Obr. 7 Snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, rozsah hodnot, odlehlé hodnoty) a míra jeho poklesu (%) na lokalitách D (odstranění 2 – 5 cm svrchní vrstvy půdy) a E (odstranění 4 - 14 cm svrchní vrstvy půdy) v oblasti havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě. Zdroje primárních dat: Kihara 2012.

V případě území nadzemních a podzemních deponií odebraných svrchních vrstev půdy je účinnost snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu na místě vytvoření deponie oproti předchozímu stavu více variabilní (Obr. 8). Je zřejmé, že účinnost snížení příkonu roste s množstvím stínícího materiálu a dále v případě podzemních deponií, díky uložení tělesa deponie pod povrch a masivnímu odstínění velkým množstvím hmoty.



1. Obr. 8 Snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, rozsah neodlehlych hodnot, odlehlé hodnoty) a míra jeho poklesu (%) na lokalitách deponií materiálu vegetace a půdy F, G a H v oblasti havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě. Zdroje primárních dat: Kihara 2012.

2.2 Expertní odhad množství kontaminované biomasy veřejné i soukromé zeleně; nakládání s kontaminovanou biomasou

Pro přechodnou i pozdní fázi nápravy území v intravilánu je nezbytné mít k dispozici řadu kvalitních podkladových dat, které umožní expertní odhad kontaminované biomasy veřejné i soukromé zeleně. Z tohoto důvodu je nezbytné aktualizovat a udržovat databázi, která poslouží v rámci zvládání radiační mimořádné události jako zdroj informací o aktuálním stavu městské zeleně. A to nejen pro případy samotného řešení radiační mimořádné události, ale především pro následné řešení jejího dopadu na intravilán v rámci zavádění dlouhodobých opatření na ochranu obyvatel a likvidaci následků havárie.

2.2.1 Datové zdroje

Pro odhad biomasy na zasaženém území v intravilánu je nezbytné mít k dispozici podklady, umožňující kvantifikaci rozlohy zastavěných, zelených a vodních ploch. Přehled vektorových

i rastrových dat, která jsou nezbytná pro systém monitoringu zemědělské krajiny, byl řešen v rámci projektu VG20122015100 (Vinciková a kol. 2016). Kvalita, aktuálnost a dostupnost různých typů dat o městském prostředí často závisí na jednotlivých odborech, pod které spadá správa geografického informačního systému daného území.

V případě hodnocení městského prostředí se doporučuje využití vektorových i rastrových datových podkladů, které je možno zpracovávat v rámci geografických informačních systémů či analýzy obrazu (data dálkového průzkumu Země). V Příloze 6 je uveden jejich přehled.

2.2.2 Způsoby odhadu množství kontaminované biomasy

Data pro odhad množství kontaminované biomasy v intravilánu lze získat několika způsoby, a to na základě:

- a) reálných dat o sklizené biomase
- b) vektorových a rastrových dat
- c) družicových rastrových dat
- d) využití specializovaného softwaru Urban Green Sarca

V Příloze 7 jsou uvedeny způsoby odhadu množství kontaminované biomasy, včetně modelových případů pro města Třeboň a České Budějovice.

2.2.3 Způsoby odstraňování kontaminované biomasy městské zeleně

Při depozici materiálu s obsahem radionuklidů je tento materiál zachycen na povrchu rostlin – větvích, listech. Následným smyvem případnými srážkami dojde ke smytí části aktivního materiálu. S postupem vegetační sezóny a příchodem podzimu vlivem degradace povrchu borky dřevin a opadu listů u opadavých rostlin dojde k přenesení velké většiny aktivity na povrch půdy, kde je poutána (případně mobilizována) výše uvedeným způsobem. Kontaminovaný materiál biomasy je možné odstranit několika technikami, které jsou dále popsány.

Odstranění rostoucí bylinné a drobné dřevinné vegetace

V obtížně přístupném terénu (ve svahu a v těsném okolí kmenů stromů) je nutné provést odstranění rostoucí bylinné a drobné dřevinné vegetace ručními nástroji (ruční motorové kosačky a křovinořezy). V plochem terénu lze použít mechanizaci, s volbou její velikosti podle rozsahu plochy a členitosti jejích hranic. Pro kosení lze použít lištové sekačky se sběračem na malých traktorech, pro odstranění nejdrobnější křovinné vegetace pak traktorová zařízení „hammer knife“.

Odstranění volně ležící odumřelé biomasy

Opadané listy a jiné rostlinné orgány, včetně drobných lodyh a větviček je možné odstranit z povrchu v dobře přístupném terénu i v terénu náročném (svažitém, nebo mezi stromy a keři) ručními nástroji, nebo velkokapacitními odsavači s průměrem vysávací trouby 10 až 20 cm. Určitou výhodou vysávání drobné volně ležící povrchové biomasy může být fakt, že je s ní

odsávána podle místních podmínek i drobná vrstva povrchové půdy, která typicky obsahuje nejvyšší koncentraci kontaminantu.

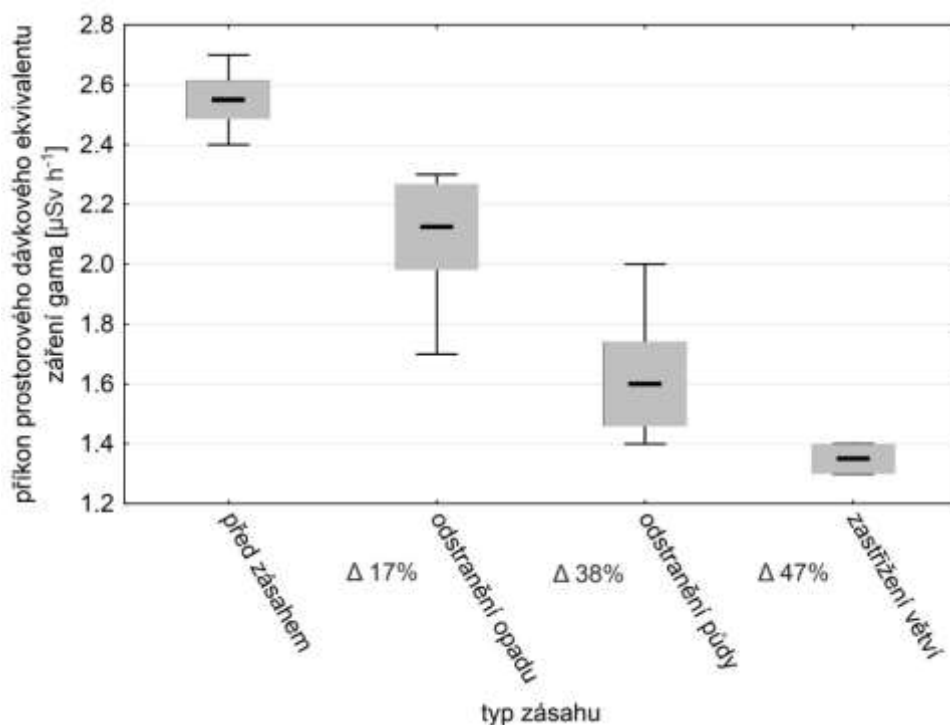
Ošetření stromové vegetace

Kontaminace vzrostlých opadavých dřevin je značně závislá na tom, ve které části vegetačního období k depozici radioaktivního materiálu došlo. Povrch opadavé dřeviny v plné vegetační sezóně se díky růstu listů mnohonásobně zvětší a zachytí tak výrazně větší množství depozice. Navíc je na rozdíl od bylinné vegetace třeba rozhodnout, zda jedince zcela odstranit, odstranit pouze některé části rostliny, očistit ji, nebo pouze odstranit opadané listí. Celkové kácení není obecně doporučováno (Ito 2012), provádí se pouze u stromů ve špatném zdravotním stavu. Alternativou ke kácení může být prořezání povrchu koruny jehličnatých dřevin, na kterém, zvláště v případě podstatně hustého pokryvu jehlic je zachycena velká část kontaminantu. Prořezání povrchu koruny se alternativně provádí u jehličnatých dřevin, u listnatých stromů je většina kontaminantu z plochy koruny odstraněna po opadu listí jeho povrchových sběrem. Omývání kmenů není doporučeno pro minimální účinek ve vztahu k náročnosti techniky. Naopak zásadní je odstranění opadaného listí a svrchní vrstvy půdy.

Odstraněná biomasa z rostlin je komprimována pro nutnost výrazného snížení objemu. V úvahu přicházejí drtiče větví a štěpkovače.

Účinnost opatření

Účinnost popsanych opatření managementu vegetace dosahuje podle literárních zdrojů (Kihara 2012), popisujících reálné zkušenosti s dekontaminačními pracemi typicky nižších až středních desítek procent (Obr. 9). Omývání kmenů obecně nebylo doporučeno, neboť na kmenech byl zjištěn záchyt pouze cca 1 % depozice kontaminantu. Naopak na povrchu a v objemu koruny byl tento záchyt cca 50%, stejně jako v případě opadaného materiálu a svrchní vrstvy půdy (Ito 2012).



Obr. 9 Snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, rozsah hodnot) a míra jeho poklesu (%) na lokalitách ošetření vegetace a půdy v oblasti havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě. Zdroje primárních dat: Kihara 2012. Pokles příkonu v procentech uvádí vždy hodnotu poklesu po daném zásahu se započtením poklesu předchozího zásahu oproti původní hodnotě před zásahem.

Vlastnímu zpracování radiačně kontaminované biomasy je věnována Kapitola F Souhrnné výzkumné zprávy tohoto projektu, která stanovuje především referenční úrovně pro třídění kontaminovaného odpadu. Možnosti využití bioplynových stanic pro toto zpracování jsou předmětem výstupů projektu „Likvidace radiačně kontaminované biomasy po havárii JE-distribuce v krajině, logistika sklizně, využití bioplynovou technologií (VI20172020098).

2.3 Postupy vedoucí k obnově území - voda

Radioaktivní kontaminace se po úniku do atmosféry šíří ve formě radioaktivního mraku především navázaná na částice aerosolů a v molekulární formě. Míra depozice radioaktivní kontaminace z mraku je závislá na meteorologické situaci, především na teplotně-tlakových podmínkách, a na srážkové aktivitě. Obecně platí, že nejúčinnějším depozičním procesem je vymývání radioaktivního aerosolu z atmosféry dešťovými srážkami.

Kontaminace povrchových vodních ploch je spojena s atmosférickým spadem. Ve fázi bezprostředně po havárii, dochází ke kontaminaci horních vrstev vodního sloupce. Z těchto důvodů se doporučuje nahradit využívání povrchových zdrojů vody podzemními a zohlednit i manipulační řády v nádržích (regulace tzv. horní a spodní vody). V ČR je 51,7 % pitných vod pokryto z povrchových zdrojů, které jsou při havárii jaderného zařízení radioaktivním spadem zranitelné a kontaminace vodních zdrojů tak představuje významnou bezpečnostní hrozbu státu.

Zkušenosti z případů radiační kontaminace krajiny ukázaly, že je nutné zabývat se možnostmi zachycení radionuklidů v zasaženém území, nejen pro případné havárie, ale i v rámci prevence. Vzhledem k poločasům rozpadu dvou hlavních kontaminantů radiační havárie na jaderném zařízení (cca 30 let), radioizotopů ^{137}Cs , ^{90}Sr , přetrvávají tyto látky v přírodním prostředí po řadu desetiletí a představují riziko pro životní prostředí. Z tohoto hlediska představuje nebezpečí i radionuklidy kontaminovaná voda, která šíří kontaminaci do dolních částí povodí.

V případě radiační mimořádné události je nezbytné zohlednit různé způsoby chování ^{137}Cs a ^{90}Sr ve vodním prostředí, což determinuje následný způsob kontaminačních prací.

Způsoby dekontaminace vodního prostředí jsou závislé na mnoha faktorech. Hlavním faktorem je míra kontaminace území (viz. Kapitola D Souhrnné výzkumné zprávy tohoto projektu), od které se odvíjí další postup. Je důležité si uvědomit, že dekontaminaci povrchových vod vyžadující terénní úpravy je možno provádět až poté, co odpovědné úřady vydají rozhodnutí o bezpečném vstupu na zasažené území. V té době již část radioaktivního spadu bude odnesena s tekoucí vodou dále po povodí, část bude navázána na pevné látky v sedimentu či ve vodním sloupci. Konkrétní realizace dekontaminačních opatření v terénu musí vycházet ze znalosti hydrologických srážkovo-odtokových poměrů v zasaženém území. U neprůtočných vodních nádrží bez odtoku lze předpokládat, že veškerý radioaktivní spad bude zadržen ve vodním prostředí. U průtočných vodních nádrží je různá doba zdržení, tzn. doba, za jak dlouho se voda v nádrži vymění. Toto zdržení může být v řádech dní až měsíců v závislosti na velikosti, hloubce nádrže a velikosti přítoku do nádrže. Způsob dekontaminace bude pak závislý od doby, která uběhla od havárie a od reálných aktuálních naměřených hodnot radioaktivity. Tam, kde je to technicky možné, je možno řízeně vypustit vodní zdroj a odvodněný kontaminovaný sediment ponechat v nádrži jako deponii materiálu. Sediment je možno překrýt vhodnou nekontaminovanou zeminou. U průtočných systémů je toto opatření nutno doplnit výstavbou obtoku (bypass) tak, aby přitékající voda netekla do vodní nádrže, ale byla svedena stokovým či potrubním systémem do vhodné vodoteče.

Doporučení pro dekontaminační práce vodního prostředí:

- Znalost odtokových poměrů zasaženého území; doporučuje se využití hydrologického modelu a různých scénářů vývoje šíření radionuklidů
- Dostupné údaje o manipulačním řádu povrchových vod – nádrže, rybníky, apod.
- Dostupné údaje o charakteru sedimentů v povodí – zdroje smyvu (erozní ohrožení); mocnosti akumulovaných sedimentů a jejich charakteru (jílovité sedimenty x písčité) v nádržích
- Zamezení důsledků sekundární kontaminace uvolněním radionuklidů z půdního prostředí (např. intenzivní srážky, povodeň). Nebezpečí představují i deponie (povrchové i podzemní) radioaktivního odpadu vzniklého při dekontaminaci, transpozice půdních horizontů a půdy obecně, tzn. procesy, kdy se povrchové, vysoce kontaminované vrstvy půdy dostávají do větších hloubek.
- Kontrolovaný odtok vody z krajiny prostřednictvím budování technických opatření (systém hrází, příkopů, drenážních systémů, systémů podzemních bariér se sorbenty, apod.). Neúčinné se ukázalo přímé přidávání sorbentů do vodního prostředí – např. zeolitu

- Podpoření sedimentačních procesů v tekoucích povrchových vodách (snížení průtoku vodního toku pomocí vhodných technických opatření)
- Snížení turbulentního proudění ve vodních tocích
- Odstranění kontaminované vrstvy půdy v bezprostředním okolí vodních toků a v záplavových územích
- Management sedimentů v říčních systémech i nádržích v souvislosti se zamezením dalšího šíření ^{137}Cs
- V případě kontaminace průtočných nádrží, tam kde je to technicky možné, vybudovat obtok přitékající nekontaminované vody a vodní nádrž ponechat jako deponii kontaminovaného materiálu, který je nutno překrýt vhodnou nekontaminovanou zemínou.

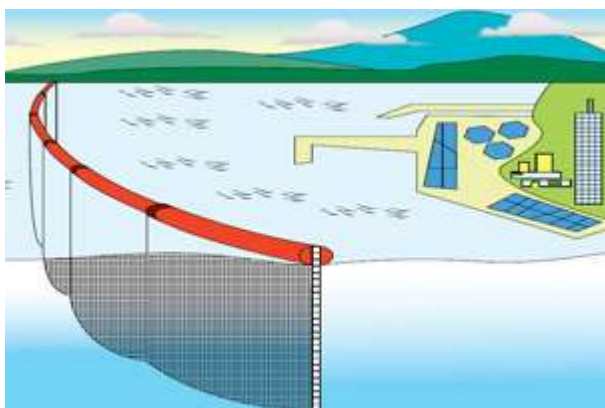
2.3.1 Zacházení se sedimenty v zasaženém území

Zanášení nádrží, vytváření a ukládání sedimentů v nich je důsledkem přirozených erozních a transportních procesů, které probíhají v povodí nádrží. Působením dešťových srážek a následného povrchového odtoku dochází v povodí k uvolňování a pohybu půdních částic. Současně se dávají do pohybu látky, které jsou vázány na povrchu půdních částic, nebo které jsou vymývány z povrchu půdy přímo do povrchového odtoku. Pohyb pevných a rozpuštěných látek z místa vzniku do hydrografické sítě je složitým transportním procesem, který je proměnný v prostorovém i časovém měřítku.

Přitékající nerozpuštěné látky postupně v nádrži sedimentují a o rychlosti sedimentace rozhoduje především velikost částic. Ani po usazení částic však nepřestává vzájemné spolupůsobení sedimentu a vody. Hranice mezi pevnou fází tj. sedimentem a vodním prostředím je značně nezřetelná a pouze obtížně definovatelná.

Sedimenty v rybnících se hromadí v lovišti, na nátoku a v hlubších částech rybníka a ve většině případů se jedná o sediment hlinitý až jílovitohlinitý s vysokým podílem organické hmoty na různém stupni rozkladu. Radionuklidy se dobře váží na půdy s vysokým obsahem jílu, jež jsou charakteristické vysokou sorpční schopností, vyšším obsahem humusu a pH. Naopak písčité a rašelinné substráty, s nízkým pH, nízkým obsahem živin a humusu se vyznačují vysokou mobilitou ^{137}Cs .

Ze zkušeností z černobylské havárie a z testů jaderných zbraní v 60-tých letech 20. století lze předpokládat, že v rybníčních ekosystémech může docházet ke kumulaci radionuklidů. Velká část ^{137}Cs zůstane převážně navázána na pevné částice přitékající do nádrže vlivem vodní eroze z okolních pozemků anebo na sediment na dně nádrží. V případě kontaminace rybníčního sedimentu radiačním spadem je mj. možno využít možnosti instalace norné stěny pod výpustním zařízením z rybníka (obr. 10). Kontaminovaný sediment zůstane překryt vodním sloupcem a není vystaven aerobním rozkladným procesům. Účelem norných stěn s kalovou clonou TenCate **Geotube**[®] je zabránit rozplavování nerozpustných látek a zamezit znečištění vody dále po toku. Jsou sestaveny z plováků, závaží a ukotvení, díky kterým kalová clona visí z vodní hladiny až ke dnu vodní plochy. Kalové clony jsou vyráběny ze speciální vysoce odolné tkané polyesterové textilie, která nabízí vynikající propustnost vody, zatímco usazeniny a další materiály zadržuje v prostoru bariéry. Výrobce garantuje až 99% úspěšnost zadržení nerozpuštěných látek. Standardně se používají geotextilní vaky, které mají velikost ok 250 μm .



Obr. 10 Příklad použití norné stěny z geotextilního materiálu pod výpustním zařízením rybníka

Možností odstranění sedimentů z vodních nádrží je jejich odtěžení tzv. suchou cestou, pomocí klasických zemních strojů. Tento způsob těžby je finančně výhodný. Rybník musí být před vlastní těžbou vypuštěn a sediment řádně odvodněn. Vytěžený sediment je možno uložit do rozměrově standardizovaných vaků dočasně nebo trvale na deponie nebo na skládce. Vzhledem k velkým objemům odebraného kontaminovaného sedimentu je třeba jeho uložení v blízkosti jeho odběru pro zamezení vzdálených převozů.

Dalším způsobem těžby je odtěžení sedimentu pomocí plovoucích sacích bagrů (tzv. mokrá cesta). Toto zařízení naruší a vysaje sediment ze dna vodní plochy bez nutnosti přerušování vodního díla. Vytěžený materiál je dopravován pomocí čerpadla do místa dalšího zpracování. Těžbu lze provádět z jakékoliv hloubky a vytěžený materiál čerpat do vzdálenosti několika km. Nejméně nákladné je odvodnit sediment v lagunách, nákladnější je centrifugace sedimentu. Vytěžený materiál může být aplikován do tzv. geotextilních vaků, kde dochází k jeho řádnému odvodnění.

2.3.2 Problematika čištění odpadních vod v městských čistírnách odpadních vod a zkušenosti s úpravou pitné vody

Ve městech je jen výjimečně oddělená kanalizace pro dešťovou vodu, většina měst má kanalizaci neoddělenou. Zásadní otázkou je, jak se rozděluje ^{137}Cs v běžném procesu ČOV s anaerobním aktivačním stupněm (provzdušňování podporující denitrifikaci) a oddělováním kalu od vody, která dále odtéká do recipientu. Na modelovém příkladu, který vychází z vlastních výsledků měření na ČOV Třeboň, ukazujeme výpočet distribuce ^{137}Cs v separovaném kalu a vodě.

Jaká část ^{137}Cs se váže do kalu a jaká část se vrací do toku (recipientu)

Měření na centrifuze v ČOV Třeboň ukázala, že pevná složka (kal) měla aktivitu $^{137}\text{Cs} = 3,1 \text{ Bq/kg}$, zatímco voda $0,011 \text{ Bq/l}$.

Denní bilance na ČOV Třeboň je následující:

Vstup na ČOV: z města přitéká na ČOV 3000 m^3 odpadní vody za den

Z ČOV vystupuje:

- a) 3 tuny odstředěného kalu za den (aktivita ^{137}Cs 3,1 Bq/kg sušiny), kal o sušině 19% má aktivitu 0,665 Bq/kg. Do kalu se denně váže 1800 Bq ^{137}Cs
- b) 50 m³ vody odstředěné z kalu za den (aktivita 0,011 Bq/l); do odstředěné vody se denně váže 550 Bq.
- c) 2950 m³ vody odtékající za den. Naměřená aktivita ^{137}Cs je velmi nízká $2,5 \times 10^{-3}$ Bq. Konečná hodnota při velkém objemu závisí na nepřesně změřené nízké hodnotě aktivity násobené vysokým objemem vody; $2950\,000 \times 0,0025 = 7375$ Bq ^{137}Cs .

Tab. 5 Vstupy a výstupy z čistírny Třeboň a průměrné množství

	Průměrné množství
Přítok odpadní vody	3000 m ³ /d
Odtok vyčištěné odpadní vody	2950 m ³ /d
Tekutá fáze po odstředění	50 m ³ /d
Odstředěný kal o sušině cca 19%	3 t/d
Shrabky, písek z mechanického předčištění	50 kg/d

Kal (při obsahu sušiny 19%) má 50x vyšší radioaktivitu nežli odstředěná voda a 240x vyšší aktivitu nežli vyčištěná voda odtékající z ČOV. Největší část aktivity ovšem odtéká s velkým objemem vyčištěné vody. Lze uvažovat o úpravách, vedoucím k ještě vyšší absorpci ^{137}Cs do kalu a tím chránit vodu. Lze předpokládat, že vyčištěná odpadní voda se zbaví části ^{137}Cs , když přijde do styku s jílovitými částicemi, například v nádrži s jílem ve vzhledu.

Literatura

- Ayabe, Y., Hijii, N., a Takenaka, C. (2017): Effects of local-scale decontamination in a secondary forest contaminated after the Fukushima nuclear power plant accident, Environ. Pollution 228, s. 344–353 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.041>, 201
- Baycan, T., Vreeker, R., & Nijkamp, P. (2004). Multidimensional Evaluation of Urban Green Spaces: A Comparative Study on European Cities. (Research Memorandum; No. 2004-17). Amsterdam: Faculty of Economics and Business Administration, Vrije Universiteit Amsterdam.
- Betenekov ND, Egorov YV, Medvedev VP (1977) Static criteria of sorption on microconstituents from aqueous solution. In: Volkhin VV (ed) Inorganic ion exchangers (synthesis, structure and characteristics). Zvezda, Perm
- Bugai, D., Waters, R.D., Dzhepo, S., Skalsky, A. (1996): Risks from radionuclide migration to groundwater in the Chernobyl 30-km zone. Health physics 1996.
- Bugai, D., Kashparov, V (2002): Strontium-90 transport parameters from source term to aquifer in the Chernobyl Pilot Site. Radioprotection, vol. 31.

Bugai, D., Skalskyy, A., Dzhepo, S., Kubko, Yu., Kashparov, V., Van Meir, N., Stammose, D., Simonucci, C., Martin-Garin, A. (2012): Radionuclide migration at experimental polygon at Red Forest waste site in Chernobyl zone. Part 1: Characterization of the waste trench, fuel particle transformation processes in soils, biogenic fluxes and effects on biota. *Applied Geochemistry* 27 (2012), 1348–1358.

Cooper J.A. (1975): *Photosynthesis and Productivity in Different Environments*. Cambridge University Press, 715 s.

ČSN 83 8030 Skládání odpadů – Základní podmínky pro navrhování a výstavbu skládek

ČSN 83 8032 Skládání odpadů – Těsnění skládek

ČSN 83 8033 Skládání odpadů – Nakládání s průsakovými vodami ze skládek

ČSN 83 8034 Skládání odpadů – Odplynění skládek

ČSN 83 8035 Skládání odpadů – Uzavírání a rekultivace skládek

ČSN 83 8036 Skládání odpadů – Monitorování skládek.

Dhir B, Sharmila P, Saradhi PP (2009) Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Crit Rev Environ Sci Technol* 39:754–781

Dyer A, Chimedtsogzol A, Campbell L, Williams C (2006) Uptake of caesium and strontium radioisotopes by natural zeolites from Mongolia. *Microporous and Mesoporous Materials* 95: 172 – 175

Evrard, O., Laceby, J.P., Nakao, A. (2019): Effectiveness of landscape decontamination following the Fukushima nuclear accident: a review. *Soil* 5, 333-350.

Haková, P., Křováková, K., Novotná, K., Vinciková, H., Procházka, J. (2015): Biomass production of selected grassland, wetland and cropland vegetation communities. *Applied Ecology and Environmental Research* 13 (4): 1015-1033.

Hobbs DT, Blume MS, Thacker HL (2001) Screening evaluation of alternative sorbents and methods for strontium and actinide removal from alkaine salt solution, Westinghouse Savannah River Company Technical Report WSRC-TR-2001-00072

IAEA- International Atomic Energy Agency (2003): *Radioactive Waste Management Glossary*, IAEA, Vienna, 2003.

IAEA - International Atomic Energy Agency (2006): *Application of Thermal Technologies for Processing of Radioactive Waste*, 1527, IAEA TECDOC 1527, Vienna, 2006.

IAEA - International Atomic Energy Agency (2010): *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*.

IAEA - International Atomic Energy Agency (2010b): Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments - Corrigendum.

IAEA - International Atomic Energy Agency (2013b): The Follow-up IAEA International Mission on Remediation of Large Contaminated Areas Off-site the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant,
available at: https://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/iaea-finalrep140123_en.pdf, (last access: 24 January 2019)

ICRP, 1983. Cost-Benefit Analysis in the Optimization of Radiation Protection. ICRP Publication 37. Ann. ICRP 10 (2-3).

ICRP, 1990. Optimization and Decision Making in Radiological Protection. ICRP Publication 55. Ann. ICRP 20 (1).

Ito M. (2012): Analysis and Evaluation of the Results of the Decontamination Model Projects. Meeting for Reporting the Results of the Decontamination Demonstration Model Project etc. (March 26, 2012 at Fukushima City Public Hall), Japan Atomic Energy Agency.
Jaafar, H.H., Ahmad, F.A., 2019. Time series trends of Landsat-based ET using automated calibration in METRIC and SEBAL: The Bekaa Valley, Lebanon. Remote Sens. Environ. S0034425718305947. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.033>

Kamenik J Šebesta F 2003 Comparison of some commercial and laboratory prepared caesium ion-exchangers, Czech J. Phys. 53, A571–576

Kato M. (2012): Overview of the Results of the Decontamination Model Project - Overview of the Results of Group B. Meeting for Reporting the Results of the Decontamination Demonstration Model Project etc. (March 26, 2012 at Fukushima City Public Hall), Japan Atomic Energy Agency.

Kavka, B., Malý, J. (1970): Krajinářské sadovnictví. 1. vyd. Nakladatelství SZN, 538 s.

Kawase K. (2012): Overview of the Results of the Decontamination Model Project - Overview of the Results of Group A. Meeting for Reporting the Results of the Decontamination Demonstration Model Project etc. (March 26, 2012 at Fukushima City Public Hall), Japan Atomic Energy Agency.

Kashparov V. (2002): Assessment of radiological situation resulted by the accidental release of fuel particles (Hodnocení radiační situace v důsledku nežádoucího uvolňování/rozkladu palivových částic). Radioprotection - Colloques, volume 37, C1 - 1061–1066.

Kihara S. (2012): Overview of the Results of Decontamination Demonstration Tests Conducted in Date City and Minami Soma City. Meeting for Reporting the Results of the Decontamination Demonstration Model Project etc. (March 26, 2012 at Fukushima City Public Hall), Japan Atomic Energy Agency.

Knopp, A., Krampl B. (1981): Zásady a pravidla územního plánování, VÚVA Brno, URBION Bratislava.

Koncepce RAO - Koncepce nakládání s radioaktivními odpady a vyhořelým jaderným palivem v České republice. Ministerstvo průmyslu a obchodu. Koncepce schválená 26. srpna 2019 usnesením vlády České republiky č. 597/2019.

Marinin DV, Brown GN (2000) Studies of sorbent/ion-exchange materials for the removal of radioactive strontium from liquid radioactive waste and high hardness groundwater. Waste Management 20, 545 – 553

Magistrát města České Budějovice (2020): Údržba veřejné zeleně na území města České Budějovice - webové odkazy na smlouvy dle jednotlivých sektorů a mapový podklad. Oddělení správy veřejné zeleně odboru SVS Magistrátu města České Budějovice. Dostupné na: <https://www.c-budejovice.cz/osvs>

Mikheev AN, Lapan OV, Madzhd SM (2017) Experimental foundations of new method for Rhizofiltration treatment of aqueous ecosystems from ¹³⁷Cs. Journal of Water Chemistry and Technology 39(4): 439 - 446

Misaelides P, Macasek F, Pinnavaia TJ, Colella 1999 Natural microporous materials in environmental technology. Kluwer, Dordrecht

Misaelides P 2010 Separation of cesium-137, Strontium-90 and actinides from water and wastewaters: a short review of the material and process.

Muller, H., Prohl, G., 1993. Ecosys-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents. Health Phys. 64, 232–252.

Olondo, C., Legarda, F., Herranz, M., Idoeta, R. (2017): Validating proposed migration equation and parameters' values as a tool to reproduce and predict ¹³⁷Cs vertical migration activity in Spanish soils. Journal of Environmental Radioactivity, 169-170, 40-47.

Polyakov AS, Mamaev LA, Galkin GA (1991) Characteristics of decontamination after the Chernobyl disaster. Moscow: Research Institute of Inorganic Materials (in Russian)

Pohl P, Schimmack W (2006) Absorption of radionuclides (¹³⁴Cs, ⁸⁵Sr, ²²⁶Ra, ²⁴¹Am) by extracted biomasses of cyanobacteria (*Nostoc carneum*, *N.insulare*, *Oscillatoria geminata* and *Spirulina laxissima*) and Phaeophyceae (*Laminaria digitata* and *L. japonica*; waste products from alginate production) at different pH. Journal of Applied Phycology 18: 135 – 143

Pröhl, G., 2003. Radioactivity in the terrestrial environment, in: Scott, E.M. (Ed.), Modelling Radioactivity in the Environment. Elsevier, Amsterdam; Boston, pp. 87–108.

Pshinko GN, Puzyrnaya, LN Shunkov VS, Kosorukov AA, Demchenkov VY (2016) Removal of Cesium and Strontium radionuclides from aqueous media by sorption onto magnetic potassium zinc hexacyanoferrate (II). Radiokhimiya 58(5): 424–429

Pshinko GN, Puzyrnaya, LN Shunkov VS, Kosorukov AA, Demchenkov VY (2018) Removal of radiocesium from aqueous media with zinc-aluminum layered double hydroxide intercalated with copper(II) hexacyanoferrate. *Radiochemistry* 60 (4): 395 – 399

Půdní mapa České republiky 1: 250 000 – klasifikace dle Taxonomického klasifikačního systému půd ČR (TKSP) a World Reference Base for Soil Classification (WRB). Hlavní půdní typy. Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra pedologie a ochrany půd. Dostupné jako WMS služba geoportálu INSPIRE: http://geoportal.gov.cz/arcgis/services/CENIA/cenia_typy_pud/MapServer/WmsServer?service=WMS&request=GetCapabilities nebo <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map>

Rana D., Matsuura T., Kassim MA, Ismail AF (2012): Radioactive decontamination of water by membrane processes – A review. *Desalination* 321, 77-92.

Ratliff, K., Mikelonis, A., Duffy, J. (2020): Characterizing cesium sorption in freshwater settings using fluvial sediments and characteristic water chemistries. *Journal of environmental management* 253, 109688.

Roed, J., Andersson, K.G. a Prip, H. (ed.) (1995): Practical Means for Decontamination 9 Years After a Nuclear Accident, Risø-R-828(EN). [online], [cit. 20. 4. 2020]
Online <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/209503>

Roed, J., Lange, C., Andersson, K.G., Prip, H., Olsen, S., Ramzaev, V.P., Ponomarjov, A.V., Barkovsky, A.N., Mishin, A.S., Vorobiev, B.F., Chesnokov, A.V., Potapov, V.N., . Shcherbak S.B. (1996): Decontamination in a Russian settlement. Riso-R-870(EN). Riso National Laboratory, Roskilde, Denmark. [online], [cit. 20. 4. 2020]
https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/27/053/27053487.pdf?r=1&r=1

Roed, J., Andersson, K.G., Barkovsky, A.N., Fogh, C.E., Mishine, A.S., Olsen, S., Ponomarjov, A.V., Prip, H., Ramzaev, V.P., Vorobiev B.F. (1998): Mechanical Decontamination Tests in Areas Affected by the Chernobyl Accident Riso-R-1029(EN). Riso National Laboratory, Roskilde, Denmark. [online], [cit. 20. 4. 2020]
<https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/310395>

Rouse Jr, J., Haas, R., Schell, J., Deering, D., 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS In Third Earth Resources Technology Satellite-1, in: Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium: The Proceedings of a Symposium Held by Goddard Space Flight Center at Washington, DC on December 10-14, 1973: Prepared at Goddard Space Flight Center. Scientific and Technical Information Office, NASA, pp. 309–317.

Rozmanová, Balabánová, P., Kyselka, I., Vorel, I., (2013): Principy a pravidla územního plánování. Kapitola C – Funkční složky, C. 5 Zeleň. Ústav územního rozvoje. Brno. 41 s. [online], [cit. 15. 4. 2020]
<http://www.uur.cz/images/5-publikacni-cinnost-a-knihovna/internetove-prezentace/principy-a-pravidla-uzemniho-planovani/kapitolaC/C5-2013.pdf>

Sharma S, Singh B, Manchanda VK (2015) Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environ Sci Pollut Res* 22:946–962

Spasonova LN, Tobilko V, Kornilovich B, Gvozdyak P, Schevchenko O (2006) in: *Integrated Urban Water Resources Management*, edited by P. Hlavine, T. Kukharchyk, J. Marsalek and I. Mahrikova (Springer, The Netherlands, 2006) pp. 211–218

Solbra S, Allison N, Waite S, Mikhalovsky SV, Bortun AI, Bortun AM, Clearfield A (2001) Cesium and strontium ion exchange on the framework titanium silicate $M_2Ti_2O_3SiO_4 \cdot nH_2O$ ($M = H, Na$), *Environ. Sci. Technol.* 35, 626–629

Stavební zákon - Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, v platném znění.

Tsitsishvili GV, Andronikashvili TG, Kirov GN (1985) *Natural zeolites, chemistry*. USSR, Moscow

Vanhoudt N, Ginneken PV, Nauts R, Hees MV (2018a) Potential of four aquatic plant species to remove ^{60}Co from contaminated water under changing experimental conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 27187 - 27195

Vanhoudt N, Vandenhove H, Leys N, Janssen P (2018b) Potential of higher plants, algae, and cyanobacteria for remediation of radioactively contaminated waters. *Chemosphere* 207:239–254

Vinciková, H., Hesslerová, P., Nedbal, V., Křováková, K., Procházka, J., Pechar, L. and Pokorný, J. (2016): Systém monitoringu zemědělské krajiny a aktualizace databáze plodin v zóně havarijního plánování jaderné elektrárny The monitoring of agricultural landscape and update of crop database in emergency planning zone of the nuclear power plant, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, ENKI, o.p.s., Lesnická práce, s.r.o., České Budějovice, Třeboň.

Voronina AV, Betenkov ND, Semenishchev VS (2019) Water decontamination of radioactively contaminated lands. *Remediation Measures for Radioactively Contaminated Areas*. pp 223-244

Voitsekhovitch, O., Sansone, U., Zheleznyak, M., Bugai, D.A. (1996): *Water Quality Management of Contaminated Areas and its Effects on Doses from Aquatic Pathways*. In: "The radiological consequences of the Chernobyl accident" Minsk, Belarus 18 – 22 March 1996. Karaoglou, G. Desmet, G. N. Kelly and H. G. Menzel (Eds.). p. 401 – 410.

Vyhláška č. 155/2011 Sb., o profilech povrchových vod využívaných ke koupání

Vyhláška č. 238/2011 Sb., Vyhláška hygienických požadavků na koupaliště, sauny a hygienické limity písku v pískovištích hracích ploch

Vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, v platném znění.

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

Wagner, B. (1990): Sadovnická tvorba. 1. vyd. 2. díl. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1990. 328 s. ISBN 80- 209- 0032- 2.

Yang, H.-M., Jang, S.-C., Hong, S.B., et al., J. Alloys Compd., 2016, vol. 657, pp. 387–393.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách, v platném znění.

Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví ve znění pozdějších předpisů (především zákona č. 151/2011 Sb.)

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

Zákon o odpadech - Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech, v platném znění.

Seznam obrázků a tabulek

Obr. 1 Distribuce aktivity ^{137}Cs v různých hloubkách středně propustných půd.....	14
Obr. 2 Aktivita ^{137}Cs v odebraných vrstvách sedimentu rybníku Svět.	17
Obr. 3 Aktivita ^{137}Cs v odebraných vrstvách sedimentu rybníku Nový u Soběslavi. Vrstva 0-20 cm byla silně zvodnělá, proto se nepodařilo odebrat vrstvu 0 – 10 cm.	17
Obr. 4 Závislost koncentrace ^{137}Cs a ^{90}Sr (Bq) na objemu přítoku (m^3) do Kyjevské nádrže (řeka Pripjat') v letech 1987 - 1993 (Voitsekhovitch et al. 1996).	23
Obr. 5 Porovnání koncentrace ^{137}Cs a ^{90}Sr na přítoku a odtoku z Kachovské vodní nádrže (Voitsekhovitch et al. 1996).	24
Obr. 6 Snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, rozsah neodlehklých hodnot, odlehklé hodnoty) a míra jeho poklesu (%) na lokalitách ošetření vegetace a půdy podle postupu A, B a C v oblasti havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě. Zdroje primárních dat: Kawase 2012 (A), Kato 2012 (B) a Kihara 2012 (C).....	32
Obr. 7 Snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, rozsah hodnot, odlehklé hodnoty) a míra jeho poklesu (%) na lokalitách D (odstranění 2 – 5 cm svrchní vrstvy půdy) a E (odstranění 4 - 14 cm svrchní vrstvy půdy) v oblasti havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě. Zdroje primárních dat: Kihara 2012.	33
Obr. 8 Snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, rozsah neodlehklých hodnot, odlehklé hodnoty) a míra jeho poklesu (%) na lokalitách deponií materiálu vegetace a půdy F, G a H v oblasti havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě. Zdroje primárních dat: Kihara 2012.	34
Obr. 9 Snížení příkonu prostorového dávkového ekvivalentu (aritmetický průměr, směrodatná odchylka, rozsah hodnot) a míra jeho poklesu (%) na lokalitách ošetření vegetace a půdy v oblasti havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě. Zdroje primárních dat: Kihara 2012. Pokles příkonu v procentech uvádí vždy hodnotu poklesu po daném zásahu se započtením poklesu předchozího zásahu oproti původní hodnotě před zásahem.	37
Obr. 10 Příklad použití norné stěny z geotextilního materiálu pod výpustním zařízením rybníka.....	40
Tab. 1 Měřené přestupové koeficienty pro stromovou vegetaci – jaro	15
Tab. 2 Měřené přestupové koeficienty pro stromovou vegetaci – podzim	15
Tab. 3 Výsledek měření po odstředivce z ČOV Třeboň	15
Tab. 4 Aktivita (v Bq/kg sušiny) ^{137}Cs , ^{40}K a ^{210}Pb v sedimentu z rybníku Svět.	16
Tab. 5 Vstupy a výstupy z čistírny Třeboň a průměrné množství.....	41

Přehled příloh:

Příloha 1: Doplnující údaje pro úvodní souhrnnou kapitolu

Příloha 2: Principy chování radionuklidů v systému půda – voda – vegetace. Literární rešerše.

Příloha 3: Zpráva SÚRO 29/2020: Stanovení aktivity radionuklidů ve vzorcích životního prostředí v rámci projektu BV MV v části řešené společností ENKI, o.p.s.

Příloha 4: Zkušenosti z jaderných událostí ve světě

Příloha 5: Způsoby dekontaminace zasaženého území

Příloha 6: Datové zdroje

Příloha 7: Způsoby odhadu množství kontaminované biomasy. Případové studie Třeboň a České Budějovice. Výpočetní modul Urban Green Sarca

Příloha 1

Doplňující údaje pro kapitulu Souhrn.

Autoři přílohy

ENKI, o.p.s.: Petra Hesslerová, Jakub Brom

Tab. 1 Přehled různých typů volně dostupných dat, umožňující kvantifikaci rozlohy různých typů zeleně v intravilánu a vodních ploch.

Název dat	Typ dat	Charakteristika	Poskytovatel dat	Dostupnost dat
Digitální geografický model území ČR Data 50	vektorová	Digitální geografický model ČR odvozený z kartografické databáze pro Základní mapu ČR 1:50 000; Data zahrnují osm tematických oblastí – sídelní, kulturní a hospodářské objekty, komunikace, produktovody a elektrické vedení, vodstvo, hranice územních jednotek, vegetace a povrch, terénní reliéf a popis.	ČÚZK	https://geoportal.cuzk.cz
CORINE Land Cover 2018	vektorová	Informace o krajinném pokryvu a využití území v měřítku 1:100 000; minimální mapovací jednotka 25 ha, 100 m šíře liniových objektů; 44 tříd krajinného pokryvu	European Environmental Agency a CENIA, česká informační agentura životního prostředí	https://geoportal.gov.cz/web/guest/eshop/gallery
Urban Atlas 2012	vektorová	Informace o krajinném pokryvu a využití území v měřítku 1:10 000 pro sídla nad 50 000 obyvatel	European Environmental Agency a CENIA, česká informační agentura životního prostředí	https://geoportal.gov.cz/web/guest/eshop/gallery
Hydrologické podklady HEIS VÚV TGM	vektorová	Informace o větších útvech vodních ploch a toků	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i.	https://heis.vuv.cz/
High Resolution Layers (HRL) 2015	rastrová	Obsahují data o čtyřech základních typech povrchu - nepropustnosti povrchu, lesních porostech, vodních plochách a zamokření, trvalých travních porostech. Zdrojem dat jsou družicové snímky z různých senzorů v prostorovém rozlišení 20 m. Každá základní datová sada obsahuje další datové produkty s doplňkovými informacemi. Využity vrstvy: stupeň nepropustnosti povrchů, dominantní typ porostu, trvalý travní porost; mokřady a zamokření. Aktualizováno každé 3 roky v rámci evropského programu Copernicus pro monitoring území.	European Environmental Agency	https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers
Družicová data Sentinel 2A, 2B	rastrová	Tandem družic snímá území střední Evropy cca každé 3 dny (pokud není oblačnost). Počet spektrálních pásem je 13(4 viditelná část spektra; 7 NIR; 2 SWIR) a prostorové rozlišení 10 m (R,G,B, NIR) 20 m (red edge, NIR, SWIR) a 60 m (Coastal, NIR). Pomocí klasifikace obrazu lze získat informace o krajinném pokryvu; výpočet spektrálních indexů umožní odhad	European Space Agency – Copernicus	https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home

Tab. 2 Průměrná roční produkce biomasy pro různé typy vegetace v intravilánu

Typ vegetace	Průměrná roční produkce suché biomasy (kg/m ²)	Průměrná roční produkce zelené biomasy (kg/m ²) při 32 % sušiny
Listnatý strom	0,5 – 1,5	1,56 – 4,69
Jehličnatý strom	0,5 – 1,5	1,56 – 4,69
Suchý trvalý travní porost (sečeno 2x/rok)	0,2 – 0,3	0,6 – 0,94
Mokrý trvalý travní porost (sečeno 2x/rok)	0,3 – 1,3	0,94 - 4
Mokřadní vegetace	1 - 3	3,13- 9,4
křoviny	0,3 - 1	0,94 – 3,13
pšenice	2	6,25
kukuřice	2,5	7,8
řepka	1	3,13
Specifické typy povrchů (dle různých typů dat)		
záhony	0,2	0,6
hřbitov	0,1	0,3
Zahrady a sady (směs trvalých travních porostů, keřů a stromů v různém poměru)	0,5 (pro TTP) 1 (pro stromy a keře)	1,56 3,13
Louky	0,6	1,88
Sportovní a rekreační plochy	0,3	0,94
Zemědělské oblasti s přirozenou vegetací	0,7	2,19
Nízký podrost v lese	0,5	1,56
Zamokřené plochy	2,5	7,8
Plochy městské zeleně	0,5	1,56
Orná půda	1,5	4,69
Společenstva bylin	0,5	1,56

Kvantifikovaný odhad daného typu biomasy lze provést následovně:

*Hmotnost (suché x zelené) typu biomasy (kg/ rok) = rozloha typu povrchu (m²) * průměrná roční produkce (suché x zelené) daného typu biomasy (v kg/m²)*

Hmotnost (suché x zelené) biomasy (kg/ rok) =
 $\sum$ *Hmotnost (suché x zelené) všech typů biomasy (kg/ rok)*

V případě potřeby kvantifikace biomasy pro jednotlivé měsíce, navrhujeme použít korekční koeficient, který vychází z odhadu množství biomasy v jednotlivých měsících, provedené na základě družicových dat Sentinel 2A,B. Jedná se o přibližný (díky absenci dat za měsíc únor) procentuální podíl daného měsíce na roční produkci biomasy, vycházející z modelového příkladu odhadu biomasy pro město Třeboň v roce 2018 podle indexu NDVI.

Tab. 3 Koeficienty pro měsíční aproximaci odhadu hmotnosti biomasy z ročních dat

	leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	listopad	prosinec
Koef.	0,034	0,01	0,008	0,062	0,143	0,205	0,156	0,133	0,133	0,064	0,016	0,036

Odhady hmotnosti biomasy na základě družicových dat

V případě potřeby odhadu biomasy pro jednotlivé dny, či měsíce, lze využít družicová data Sentinel 2A, 2B. Tato data jsou momentálně jediným volně dostupným zdrojem operativního typu dat s vysokým prostorovým rozlišením. Data jsou pro střední Evropu k dispozici každý třetí den (v závislosti na stupni oblačnosti). Pro odhad množství biomasy lze využít jeden z nejpoužívanějších spektrálních indexů - Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Index koreluje s obsahem zelené biomasy v pixelu, je indikátory fotosyntetické aktivity vegetace a lze jím hodnotit změny vegetace v různých fenologických fázích či zdravotní stav. Výpočet je založen na vztahu:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

NIR – odrazivost v blízké infračervené části spektra; RED - odrazivost v červené části viditelného spektra.

Hodnoty indexu nabývají hodnot -1 až +1, přičemž interval -1 až 0,2 indikuje holé povrchy; 0,2 – 0,4 středně hustou vegetaci; 0,5 – 0,7 hustou vegetaci; velmi hustá vegetace nabývá hodnot 0,7 až 1. K jednotlivým kategoriím indexu byly přiřazeny hodnoty biomasy (Tab. 4).

Tab. 4 Odhady produkce biomasy g/m² pro 4 kategorie indexu NDVI a jednotlivé měsíce

Typ vegetace / hodnota NDVI	Řídká vegetace 0,2 – 0,3		Středně vegetace 0,3 – 0,5		hustá Hustá vegetace 0,5 – 0,7		Velmi hustá vegetace 0,7 -1	
	Suchá biomasa g/m ²	Zelená biomasa g/m ²	Suchá biomasa g/m ²	Zelená biomasa g/m ²	Suchá biomasa g/m ²	Zelená biomasa g/m ²	Suchá biomasa g/m ²	Zelená biomasa g/m ²
leden	2,5	7,8	10	31,25	25	78	500	1562
únor	2,5	7,8	10	31,25	25	78	500	1562
březen	5	15,6	20	62,5	50	156	500	1562
duben	10	31,25	50	156	200	625	500	1562
květen	15	46,9	100	312,5	400	1250	800	2500
červen	25	78	150	469	500	1562,5	1200	3750
červenec	20	62,5	100	312,5	300	937,5	1000	3125
srpen	20	62,5	150	469	300	937,5	1000	3125

září	15	46,9	50	156	200	625	1000	3125
říjen	10	31,25	25	78	150	469	800	2500
listopad	5	15,6	20	62,5	100	312,5	700	2187,5
prosinec	5	15,6	15	46,9	50	156	500	1562

Kvantifikovaný odhad hmotnosti biomasy pro danou kategorii indexu pro den, kdy byl snímek pořízen, lze provést následovně:

*Hmotnost (suché x zelené) dle kategorie indexu (g/m^2) = rozloha povrchu dané kategorie indexu (m^2) * produkce (suché x zelené) biomasy pro daný měsíc (g/m^2).*

Další možnost zpracování družicových dat představuje využití modulu Urban Green SARCA. Jedná se o softwarový GIS nástroj vytvořený pro účely odhadu depozice radionuklidu na povrchu vegetace a půdy, respektive ploch bez vegetace v časně fázi radiační havárie. Modul umožňuje odhadnout kontaminaci vegetačního krytu prostřednictvím satelitních snímků, podkladů o celkové depozici radionuklidu a na základě informace o úhrnu srážek v průběhu depozice radionuklidu v zájmovém území. Výpočet je tedy prováděn pro podmínky suché i mokré depozice radionuklidu. Vzhledem k tomu, že modul umožňuje výpočet jednotlivých proměnných s využitím podrobných satelitních dat, je využití modulu vhodné zejména pro urbánní území a pro území, kde nejsou k dispozici informace o jednotlivých typech zeleně (vegetace) nebo je identifikace zeleně značně komplikovaná. Modul je koncipován tak, aby minimalizoval množství vstupů a zároveň poskytoval dostatečné množství výstupů důležitých pro následné rozhodování v oblasti radiační ochrany urbánních území.

Z důvodu zajištění nezávislosti a okamžité použitelnosti byl modul vytvořen jako zásuvný modul pro OpenSource software QGIS, který je k dispozici zdarma pro všechny běžně používané platformy (MS Windows, MacOS, Linux, BSD a Android). QGIS lze stáhnout ze stránek projektu (<https://www.qgis.org>). Modul je k dispozici na stránkách ENKI o.p.s. (<https://www.enki.cz>). Na portálu GitHub (<https://github.com/JakubBrom>), případně v repozitáři zásuvných modulů QGIS koncem roku 2020.

Zohlednění depozice – stupně kontaminace

Pro zohlednění různého stupně kontaminace biomasy opět využijeme datový soubor NDVI z družic Sentinel 2A,B pro příslušný termín. Pro zohlednění depozice lze využít např. data z modelu HAVAR/HARP pro elektrárnu Temelín. Vypočtená rastrová vrstva má výsledný rozměr cca 200 x 200 km a prostorové rozlišení 100 m. Cílem hodnocení je odhadnout

množství kontaminované biomasy různou depozicí. Depozici klasifikujeme na předem zvolený počet kategorií.

Byl zvolen následující metodický postup:

1. Sjednocení souřadnicových systémů rastrových dat - vrstvy depozice Cs (kBq) a indexu NDVI a sjednocení výřezů modelu depozice na velikost modelového území z dat Sentinel.
2. Z rastrové vrstvy NDVI pro daný termín vytvořit vektorové vrstvy SHP pro jednotlivé kategorie NDVI (-1 až 0,2 holé povrchy; 0,2 – 0,4 řídká vegetace; 0,4 – 0,5 středně hustá vegetace; 0,5 – 0,7 hustá vegetace a 0,7 – 1 velmi hustá vegetace).
3. Použití zonální statistiky v prostředí softwaru QGis pro kvantifikaci plochy jednotlivých kategorií indexu NDVI nad rastrem depozice. Stanovení kumulativní hodnoty ploch kategorií NDVI v 5 kategoriích depozice.
4. Výpočet hmotnosti suché/zelené biomasy v jednotlivých kategoriích depozice pro hodnoty indexu NDVI (dle Tab. 4)

Zohlednění depozice – stupně kontaminace je rovněž součástí modulu Urban Green SARCA.

Příloha 2

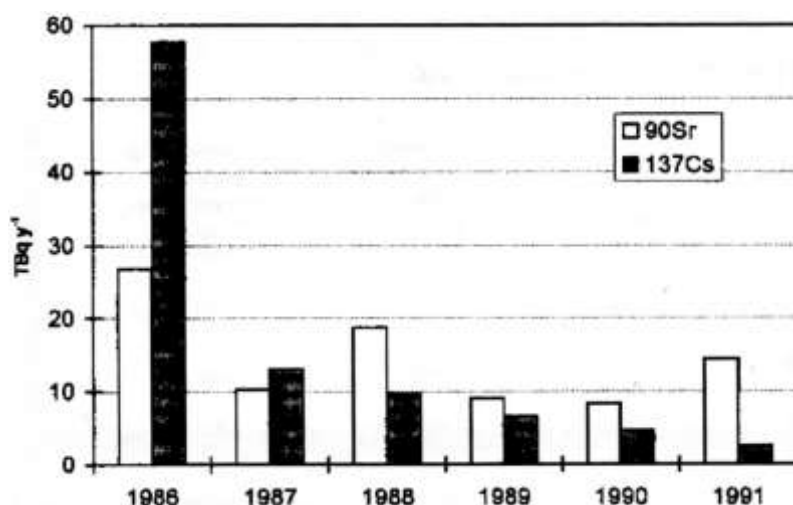
**Principy chování radionuklidů v systému půda – voda – vegetace.
Literární řešerše.**

Autor přílohy

ENKI, o.p.s.: Václav Nedbal

1 Chování v prostředí půdy a podzemních vod

Popsaným vlastnostem odpovídá i pohyb radionuklidů ^{137}Cs a ^{90}Sr v prostředí půd a zvodní. ^{137}Cs je vázáno v půdních vrstvách, které jeho sorpcí zabraňují jeho dalšímu pohybu i v relativně propustných půdách a substrátech. ^{90}Sr naopak může pronikat zvodněným prostředím do větších vzdáleností po delší dobu (Obr. 1) a jeho migrační schopnost je většinou řízena nejen sorpcí, ale významně i propustností horninového prostředí.

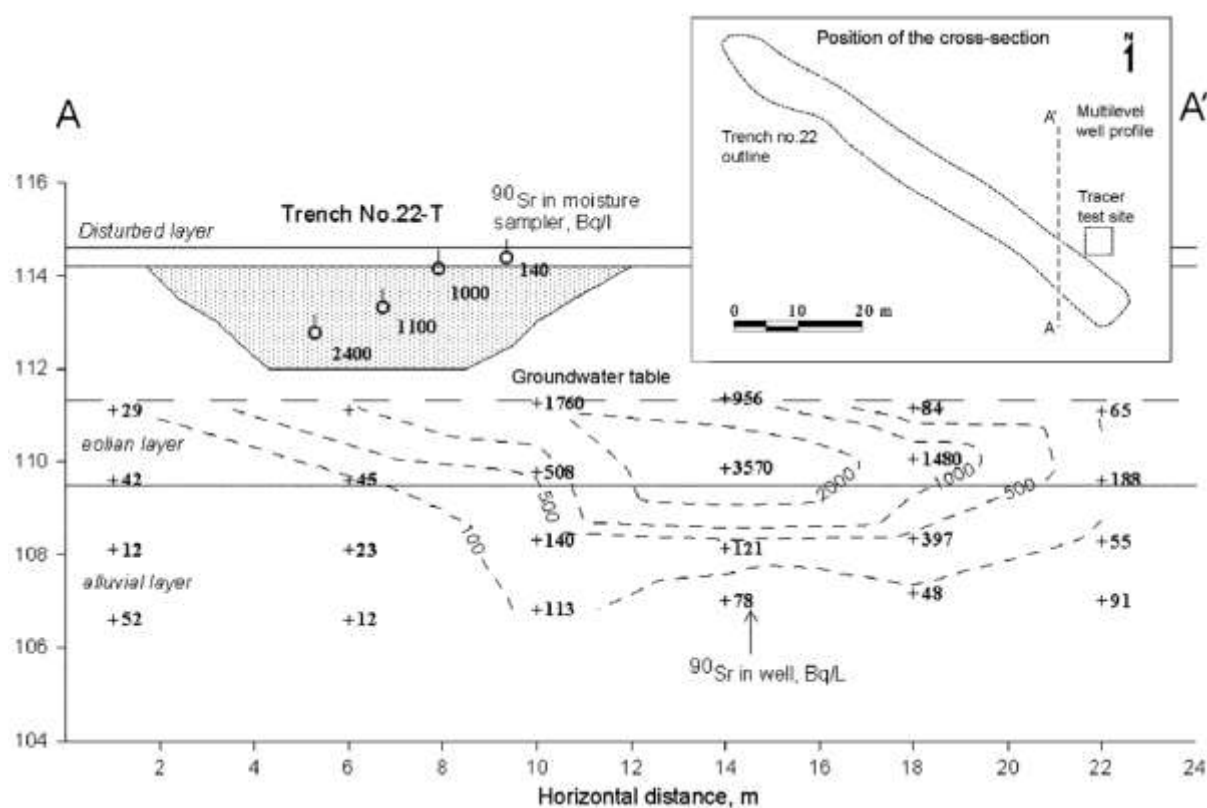


Obr. 1 Transport radionuklidů do Kyjevské přehrady v letech 1986 až 1991 (Bugai et al. 1996).

Konkrétní hodnoty, odpovídající tomuto principu byly zjištěny pokusem v černobylské kontaminované zóně, sledující aktivitu ^{90}Sr v monitorovacích studních v závislosti na vzdálenosti od zdroje kontaminace („pohřbeného“ radioaktivního materiálu), propustnosti a sorpčních schopnostech půdy a horninového prostředí. Byla zjišťována mobilita ^{90}Sr (obsah ve vzorcích vody v pozorovacích studních) v různě propustných horninových prostředích. Byla tak zjištěna poměrně vysoká rychlost migrace ^{90}Sr v případě dobře propustných hornin (koeficient filtrace 3 – 5 m/den) a malým sorpčním potenciálem (sorpční distribuční koeficient 3 ml g⁻¹). Mobilita ^{90}Sr v takových půdách tak může činit 7 - 9 % daného koeficientu filtrace (Bugai et al. 2012, Obr. 2):

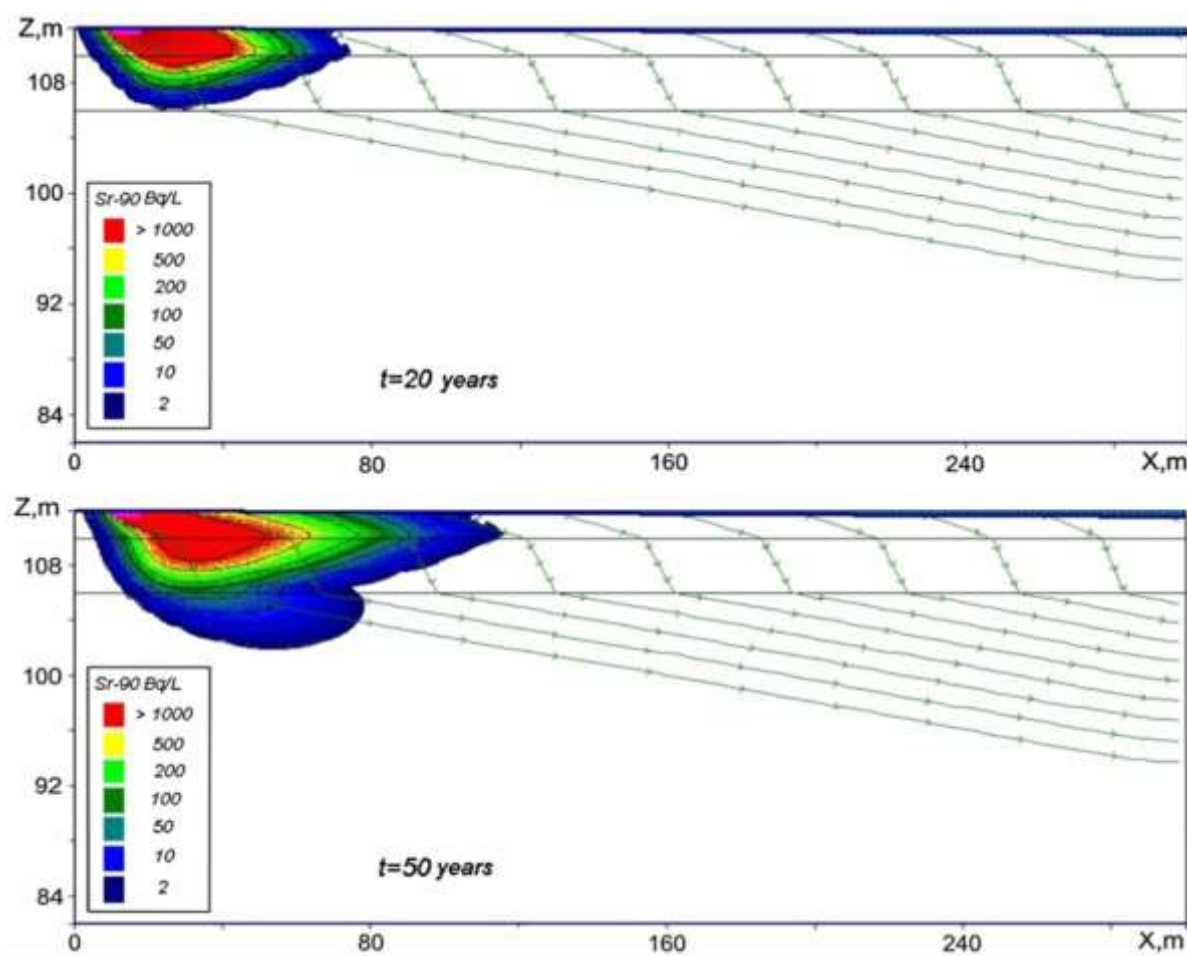
Tab. 1 Mobilita ^{90}Sr v různých horninových prostředích (Bugai a Kashparov 2002).

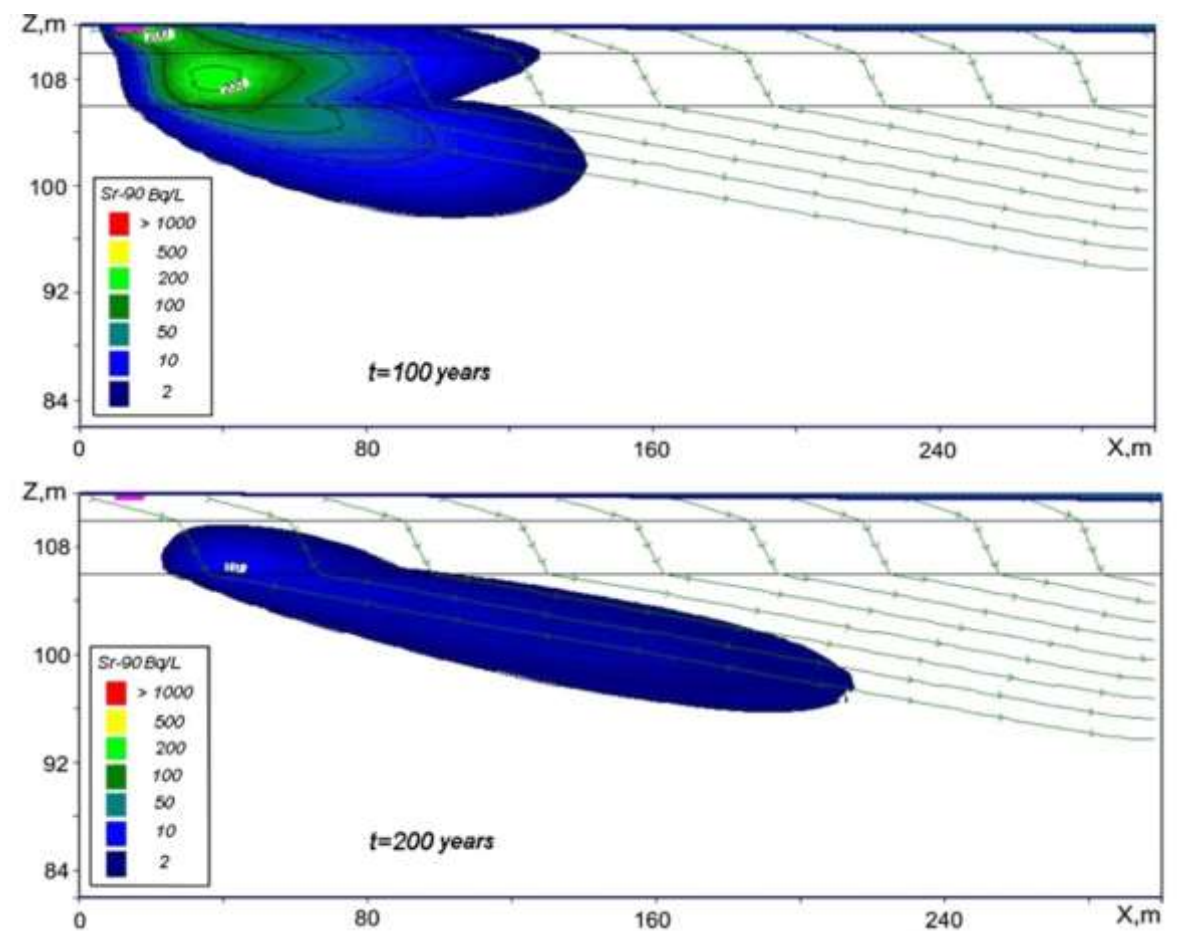
Parametr	eolické (naváté) sedimenty	aluviální (naplavené) sedimenty
koeficient filtrace horniny: K_f [m s^{-1}]	$3 \cdot 10^{-5} - 6 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-7} - 5 \cdot 10^{-7}$
koeficient filtrace horniny: K_f [m den^{-1}]	3 – 5	0,02 – 0,05
obsah jílovitých částic v hornině: Q [%]	1-2	10-20
sorpční distribuční koeficient horniny: K_d [ml g^{-1}]	3	10
mobilita ^{90}Sr pro 7% z K_f horniny [m s^{-1}]	$2 \cdot 10^{-6} - 4 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-8} - 3,5 \cdot 10^{-8}$
mobilita ^{90}Sr pro 7% z K_f horniny [m den^{-1}]	0,17 – 0,3	0,0012 – 0,003
mobilita ^{90}Sr pro 7% z K_f horniny [m rok^{-1}]	62 - 110	0,44 – 1,1
mobilita ^{90}Sr pro 9% z K_f horniny [m s^{-1}]	$3 \cdot 10^{-6} - 5 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-8} - 4,5 \cdot 10^{-8}$
mobilita ^{90}Sr pro 9% z K_f horniny [m den^{-1}]	0,26 – 0,43	0,0015 – 0,004
mobilita ^{90}Sr pro 9% z K_f horniny [m rok^{-1}]	95 - 157	0,5 – 1,5



Obr. 2 Transport ^{90}Sr v různých podmínkách horninového prostředí, vyjádřený jako aktivita ^{90}Sr [Bq l^{-1}] (Bugai et al. 2012). Křížkové značky uvádějí objemovou aktivitu [Bq l^{-1}] pro ^{90}Sr v podzemní vodě v profilu půdy a horniny v propustných navátých píscích (eolian layer - koef. filtrace 10^{-5} m s^{-1}) a méně propustných naplaveninách (alluvial layer - koef. filtrace 10^{-7} m s^{-1}) ve směru odtoku podzemních vod od příkopu pohřbeného radioaktivního materiálu (Trench no. 22).

Přes velký vliv propustnosti hornin má na mobilitu ^{90}Sr vliv i obsah iontů v roztoku, které konkurují při sorpci se ^{90}Sr . Vzhledem k elektronové konfiguraci je to především Ca^{2+} . V černobylské zóně tak byl mezi lety 1998 a 2004 pozorován pokles Ca^{2+} v půdním roztoku z 80 mg l^{-1} na 10 mg l^{-1} , který způsobil nárůst schopnosti sorpce ^{90}Sr v hornině z $0,9 \text{ ml g}^{-1}$ na 14 ml g^{-1} (Bugai et al. 2012). V současné době je proto v oblasti Černobylu problémem spíše aktivita a pohyb ^{90}Sr , postupně uvolňovaného z palivových částic (kontaminace a přestup do rostlin, současně povrchových a podzemních vod) – příklad (Obr. 3) („Drinking standard“ na Ukrajině pro ^{90}Sr je 2 Bq l^{-1}).





Obr. 3 Časový model transportu ^{90}Sr v časovém horizontu 20-200 let v různých podmínkách horninového prostředí, vyjádřený jako aktivita ^{90}Sr (Bugai et al. 2012). Barevná škála označuje predikovanou objemovou aktivitu [Bq l^{-1}] pro ^{90}Sr v podzemní vodě v profilu půdy z území pohřbeného radioaktivního materiálu (Obr. 2) ve směru odtoku podzemních vod.

^{90}Sr uvolňované z částic radioaktivního paliva tak představuje kontaminant, který, na rozdíl od prvotního spadu způsobuje nárůst aktivity v prostředí v několika následujících letech. Vrchol aktivity představují tyto částice obecně ve 2 až 25 letech po nehodě, v závislosti na půdních podmínkách (pH), rychlosti degradace palivových částic a přestupu do rostlin. Kontaminace rostlin je cca 2,5 x nižší, než v případě prvotního (kondenzačního) spadu (Kashparov 2002). V současnosti by měla takto způsobená aktivita spíše klesat.

Aktivita ^{137}Cs v blízkém okolí jaderné elektrárny v Černobylu, mající původ především v palivových částicích vzrostla během prvních 2-6 let po nehodě. 50% z celkového možného transferu aktivity cesia přešlo do celých rostlin trvalé vegetace během zmíněných 4 let (70% během 10 let, 90% za dobu 30 let) (Kashparov 2002). Nyní, dá se říci, nemigruje.

Ve srovnání s uvedenými příklady se souhrnné literární údaje o sorpci a rychlosti pohybu v půdním prostředí pohybují ve větším rozptylu hodnot (Tab. 2 a Tab. 3). Uváděné rychlosti migrace jsou nižší, pravděpodobně u nich hraje velkou roli mnohem vyšší sorpční distribuční koeficient.

Tab. 2 Hodnoty sorpčního distribučního koeficientu K_d [ml g^{-1}] a migrační rychlosti v [cm a^{-1}] (cm/rok) popisující chování radionuklidu ^{90}Sr v půdách. $[K_d] = [\text{Bq g}^{-1} / \text{Bq ml}^{-1}] = [\text{ml g}^{-1}]$ (IAEA 2010, 2010b).

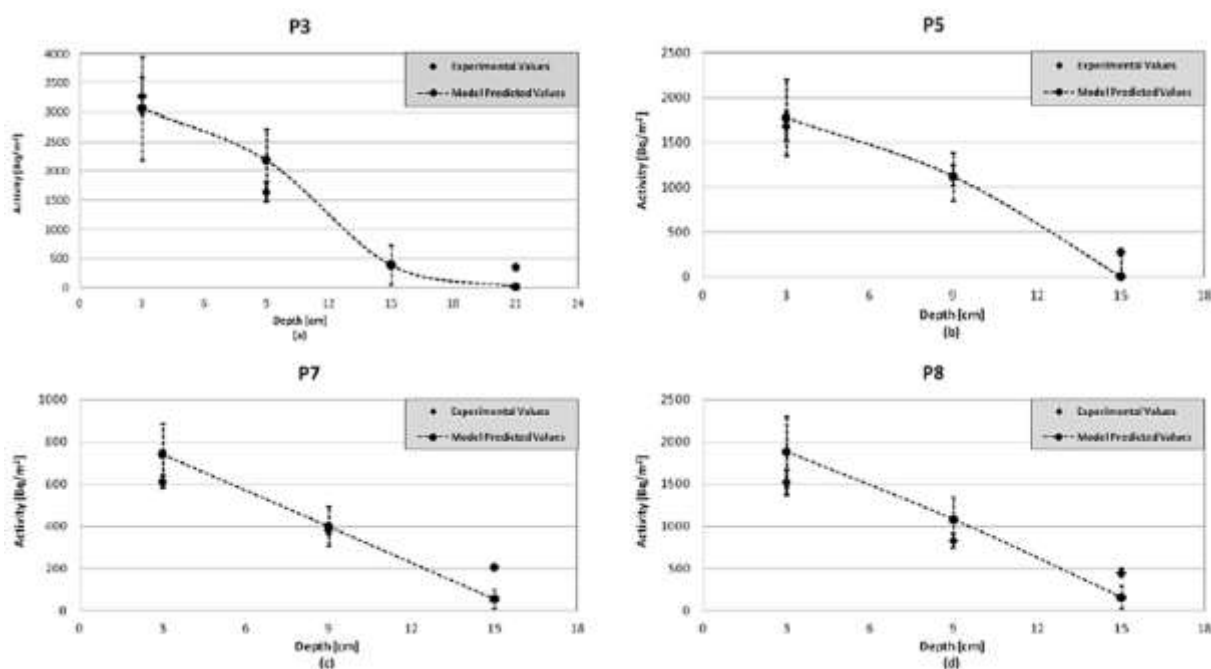
půda	K _d [ml g ⁻¹]	K _d min/max [ml g ⁻¹]	v [cm a ⁻¹]	v min/max [cm a ⁻¹]
střední hodnota	52	0,4 - 6 500	0,48	0,12 - 1,54
písčité	22	0,4 - 2 400		
hlinitá	69	2 - 6 500		
jílovitá				
organozem				

Tab. 3 Hodnoty sorpčního distribučního koeficientu K_d [ml g^{-1}] a migrační rychlosti v [cm a^{-1}] (cm/rok) popisující chování radionuklidu ^{137}Cs v půdách. $[K_d] = [\text{Bq g}^{-1} / \text{Bq ml}^{-1}] = [\text{ml g}^{-1}]$ (IAEA 2010, 2010b).

půda	K_d [ml g^{-1}]	K_d min/max [ml g^{-1}]	v [cm a^{-1}]	v min/max [cm a^{-1}]
střední hodnota	1 200	4,3 - 380 000	0,31	0,07 - 10
písčité	530	9,6 - 35 000	0,23	0,08 - 1,2
hlinitá	3 700	39 - 380 000	0,35	0,07 - 2
jílovitá			0,17	0,08 - 0,6
organozem	270	4,3 - 95 000	0,82	0,14 - 8,7

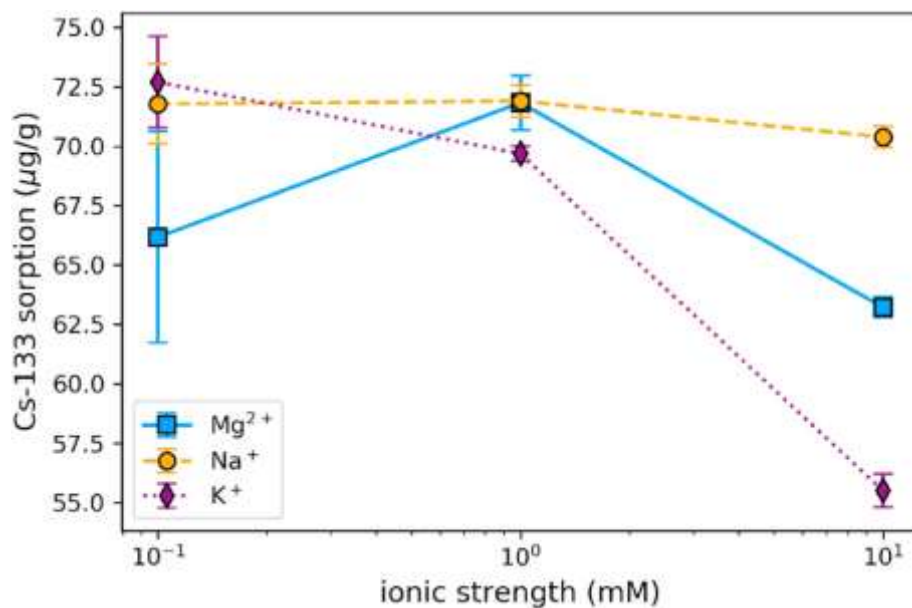
^{137}Cs je sorpcí relativně silně fixováno v půdách a substrátech s obsahem jílu a organických látek, pak je mobilní pouze cca 1 % jeho obsahu i v relativně propustných půdách a substrátech (Tab. 3). Vzhledem k této své vlastnosti je velká část depozice ^{137}Cs zachycena sorpcí v horních vrstvách půdy a se zvyšující se hloubkou půdního profilu se jeho průnik, a tedy i obsah snižuje. Míra tohoto snížení závisí ve větší míře na půdních vlastnostech, např.

na pH. Se snižujícím se pH se sorpční schopnost půd pro ^{137}Cs snižuje, a to je pak mobilnější. ^{137}Cs je v různých hloubkách půdy zachycováno v obdobných poměrech (Olondo et al. 2017), jedná-li se o půdy s běžnou propustností (nikoliv o půdy skeletovité, kde díky vysoké propustnosti může ^{137}Cs pronikat do hlubších vrstev). V první cca 5 cm vrstvě půdy bývá zachyceno o 2/3 více ^{137}Cs , než ve vrstvě do 10 cm, někdy může jít až o dvojnásobek. Ve stejném poměru je pak obsah ^{137}Cs mezi vrstvou 10 cm a 15 cm hloubky půdy (Obr. 4).



Obr. 4 Distribuce aktivity ^{137}Cs v různých hloubkách středně propustných půd (Olondo et al. 2017).

Sorpce na půdních částicích je u ^{137}Cs ovlivněna vzhledem k elektronové konfiguraci také kationty K^+ . Jako konkurenční sorpční kation K^+ se svou zvyšující se koncentrací v půdním roztoku snižuje sorpci ^{137}Cs , které je pak mobilnější. Např. Ratliff et al. (2020) uvádějí snížení sorpce ^{133}Cs (jako stabilního analogu pro ^{137}Cs) o 19 % po zvýšení koncentrace K^+ v půdním roztoku z 1 na 10 mmol (Obr. 5).



Obr. 5 Sorpce ¹³³Cs z půdního roztoku pro různé koncentrace iontů v půdním roztoku (Ratliff et al. (2020).

2 Chování v prostředí rostlin

Při depozici materiálu s obsahem radionuklidů na listových a jiných vegetačních orgánech dochází k jejich zachycení a poutání, kdy následným smyvem případnými srážkami dojde k vymytí jen menšiny aktivního materiálu. S postupem vegetační sezóny a příchodem podzimu vlivem degradace povrchu borky dřevin a opadu listů u opadavých rostlin dojde k přenesení velké většiny aktivity na povrch půdy, kde je poutána (případně mobilizována) výše uvedeným způsobem. V následujících desítkách vegetačních sezón přechází menší část aktivity z půdy do rostlin (root uptake), dále do koncových asimilačních orgánů a jejich opadem zpět do půdy. Přestup do rostlin popisují přestupové koeficienty (literárně zpracované jsou některé uvedené v

Tab. 4 a Tab. 5.

Tab. 4 Přestupové koeficienty pro vegetaci. $[T_{ag}] = [Bq\ kg^{-1} / Bq\ m^{-2}] = [m^2\ kg^{-1}]$ pro ^{90}Sr (IAEA 2010, 2010b).

Species	Wood		Needles/leaves		N
	Geometric mean	Range	Geometric mean	Range	
Alder	9.5×10^{-4}	—	5.7×10^{-3}	—	1
Fir tree	4.4×10^{-5}	—	1.3×10^{-2}	—	1
Pine	1.6×10^{-3}	$5.7 \times 10^{-4} - 1.0 \times 10^{-2}$	4.9×10^{-3}	$1.5 \times 10^{-3} - 3.0 \times 10^{-2}$	5
Oak	1.3×10^{-3}	$4.7 \times 10^{-4} - 2.8 \times 10^{-3}$	4.2×10^{-3}	$1.9 \times 10^{-3} - 1.0 \times 10^{-2}$	3
Aspen	2.1×10^{-3}	—	1.7×10^{-2}	—	1
Birch	2.4×10^{-3}	$5.8 \times 10^{-4} - 6.2 \times 10^{-3}$	1.8×10^{-2}	$4.3 \times 10^{-3} - 7.8 \times 10^{-2}$	5

Tab. 5 Přestupové koeficienty pro vegetaci. $[T_{ag}] = [Bq\ kg^{-1} / Bq\ m^{-2}] = [m^2\ kg^{-1}]$ pro ^{137}Cs (IAEA 2010, 2010b).

Species	Wood		Needles/leaves		N
	Geometric mean	Range	Geometric mean	Range	
Spruce	1.5×10^{-3}	$2.8 \times 10^{-4} - 3.9 \times 10^{-3}$	8.6×10^{-3}	$5.7 \times 10^{-4} - 5.2 \times 10^{-2}$	7
Fir tree	1.2×10^{-4}	—	—	—	1
Pine	1.7×10^{-3}	$1.1 \times 10^{-4} - 2.1 \times 10^{-2}$	1.0×10^{-2}	$2.4 \times 10^{-4} - 9.2 \times 10^{-2}$	22
Oak	8.6×10^{-4}	$1.1 \times 10^{-4} - 3.8 \times 10^{-3}$	1.2×10^{-2}	$1.1 \times 10^{-2} - 1.2 \times 10^{-2}$	3
Beech	7.2×10^{-4}	$1.8 \times 10^{-4} - 1.6 \times 10^{-3}$	2.5×10^{-3}	$2.3 \times 10^{-3} - 2.7 \times 10^{-3}$	3
Birch	9.4×10^{-4}	$2.4 \times 10^{-4} - 3.8 \times 10^{-3}$	8.7×10^{-3}	$2.8 \times 10^{-3} - 3.0 \times 10^{-2}$	3
Willow	2.5×10^{-5}	$1.0 \times 10^{-5} - 6.8 \times 10^{-5}$	2×10^{-2}	—	4

Z rešerše vyplývá obecně potřeba orientace pozornosti na radionuklid ^{137}Cs a jeho šíření přestupem do rostlin (v časných fázích jaderné události) a trvalou fixací v půdě a dále na radionuklid ^{90}Sr a jeho šíření podzemními vodami půdním prostředím. Tyto poznatky jsou dále rozšířeny a zpřesněny vlastním výzkumným materiálem v domácím prostředí v konkrétně zkoumaných materiálech zájmového území.

Zpráva č. 29/2020

**Stanovení aktivity radionuklidů ve
vzorcích ŽP v rámci projektu BV MV
v části řešené společností ENKI, o.p.s.**

Autoři:

**P. Rulík
L. Dragounová
R. Možnar
T. Doksanská
L. Kröpfelová**

V Praze, 18. prosince 2020

Výtisk č. 1

Zpráva SÚRO 29/2020

Stanovení aktivity radionuklidů ve vzorcích ŽP v rámci projektu BV MV v části řešené společností ENKI, o.p.s.

Autoři zprávy

SÚRO: P. Rulík, L. Dragounová, R. Možnar, T. Doksanská

ENKI: L. Kröpfelová

Projekt BV „Strategie řízení nápravy území po radiační havárii“

Část 5 - Stanovení různých postupů obnovy území v závislosti na úrovni kontaminace vycházející ze zkušeností v EU a ve světě

Kapitola 5.2 - Problematika zeleně v urbánním prostředí – analýza možností řešení kontaminace intravilánu a vodních ploch

Řešitel části 5: ENKI (doc. RNDr. Jan Pokorný, CSc.)

Koordinátor SÚJB části 5: Eva Šindelková

Obsah

Zkratky	4
1. Úvod.....	4
2. Celkový počet analýz vzorků dle komodit a období.....	6
3. Analýza vzorků půd v okolí stromů a listí stromů.....	6
3.1. Aktivita v půdě v okolí stromů.....	7
3.2. Aktivita v listí.....	31
3.3. Transferové koeficienty.....	38
3.4. Porovnání aktivity v listech s aktivitou v aerosolech a ve spadech.....	40
4. Analýza vzorků z ČOV Třeboň a České Budějovice.....	45
5. Posypový materiál – kamenivo a písek.....	49
6. Travní biomasa.....	49
6.1. Odběry půdy v místě sklizené trávy	52
7. Sedimenty z rybníků	56
7.1. Rybník Rod.....	56
7.2. Rybník Nový u Soběslavi.....	56
7.3. Rybník Svět v Třeboni	60
8. Dřevo z poraženého dubu a smrku.....	65
8.1. Dřevo z poraženého dubu.....	65
8.2. Dřevo z poraženého smrku.....	67
8.3. Odběry půdy v okolí poraženého dubu	71
9. Závěr	73
10. Literatura	73
11. Příloha - Půdní výluhy - pH	74

2 Zkratky

ČOV	čistička odpadních vod
Dub-N	označení „nového“ dubu (odběry v 2018-2019)
Dub-S	označení „starého“ dubu (odběry v 2017)
NVA	nejmenší významná aktivita
RN	radionuklid
TK	transferový koeficient

1. Úvod

Tato zpráva shrnuje výsledky analýz vzorků odebraných v rámci kapitoly 5.2 projektu BV MV „Strategie řízení nápravy území po radiační havárii“ řešeného v letech 2017 až 2019.

Jednalo se o vzorky životního prostředí, které ve většině případů odebrala společnost ENKI o.p.s. Měření a vyhodnocení výsledků byla provedena na Odboru monitorování SÚRO v Praze.

Zadání úkolu – citace ze zadávací dokumentace.

Část 5: Stanovení různých postupů obnovy území v závislosti na úrovni kontaminace vycházející ze zkušeností v EU a ve světě.

Kapitola 5.2 - Problematika zeleně v urbánním prostředí – analýza možností řešení kontaminace intravilánu a vodních ploch

Veřejná zeleň (neboli parková zeleň), ať už ve městech nebo na venkově, zahrnuje zpravidla přístupná prostranství, mezi která lze zařadit - městské parky, parčíky a parková náměstí a pásy, sídlištní zeleň, uliční stromořadí a doprovodnou zeleň komunikace, zeleň u významných budov, zeleň pietních území, zeleň dětských hřišť a sportovních areálů, veřejné historické parky a parkové lesy, doprovodnou zeleň vodotečí a technických děl. Mezi zeleň v urbánním prostředí je potřeba počítat i soukromou zeleň, která veřejně přístupná zpravidla nebývá, zahrnující především trávníky, různé druhy dřevin a záhony s pěstovanými plodinami. U všech těchto typů urbánní zeleně je potřeba uvažovat o preventivních a následných opatřeních při možné radiační kontaminaci, přičemž zastoupení této zeleně se v našich podmínkách dosti různí. Např. v hlavním městě Jihočeského kraje, do kterého spadá Jaderná elektrárna Temelín, v Českých Budějovicích, zabírá parková zeleň 3,2% z celkové plochy města, což je v

republikovém měřítku jen mírně nadprůměrný stav, pokud započteme i městské lesy, jedná se o 10,3% celkové rozlohy pozemků města. Ve srovnání třeba Karlovy Vary mají přes 20% parkové zeleně a s městskými lesy tvoří zeň téměř polovinu rozlohy města. V případě nutné dekontaminace území je tedy třeba s touto zelení bezpochyby počítat.

Na rozdíl od technogenních ploch se zelené plochy v průběhu roku do značné míry mění. Proto je potřeba volit vhodná opatření nejenom vzhledem k typu zeleně, ale i k aktuálnímu stavu či ročnímu období, pro které je opatření navrhováno.

Podobně nelze vynechat vodní plochy, kdy třeba zmiňované České Budějovice na svém území mají nadprůměrný podíl vodních ploch, ať už jde o vody tekoucí (Vltava, Malše) či stojaté (např. Vrbenské rybníky). I tyto plochy bude potřeba do budoucna řešit jako možné problémové v případě kontaminace vzhledem k tomu, že se nacházejí v těsné blízkosti lidských obydlí. Bude provedena kritická rešerše řešení kontaminace intravilánu a vodních ploch.

Spad po havárii JE Černobyl

V Atlasu počernobylské kontaminace (De Cort) je pro ČR uvedena průměrná hodnota 5 kBq/m² (zřejmě aritmetický průměr - AP). Podrobnou analýzou dat ČR byla odhadnuta průměrná hodnota spadu v ČR v 1986 na 2 163 Bq/m² (geometrický průměr – GP) s GSD 3,4 (Timková, Zpráva SÚRO 2015). Použitím těchto hodnot GP a GSD byl získán odhad AP z parametrů LN-rozdělení ve výši 4 570 Bq/m², což je hodnota velmi blízká 5 kBq/m².

Spad z Černobylu se v ČR lokálně lišil (až do 100 kBq/m²), spad z testů jaderných zbraní v atmosféře v 60. letech 20. století. byl v ČR cca rovnoměrný.

V současné době se v půdě nachází cca $\frac{1}{2}$ ¹³⁷Cs z Černobylu a $\frac{1}{4}$ ¹³⁷Cs z testů jaderných zbraní. Protože z testů činil průměrný spad cca 5 kBq/m² (uplynuly 2 poločasy) a spad z Černobylu (dle našeho nového odhadu) byl 4,6 kBq/m² (uplynul 1 poločas), bude celková průměrná aktivita v půdě cca 1,2+2,3 = 3,5 kBq/m²; s využitím GP by o bylo cca 1,2+1 = 2,2 kBq/ m² (spad z testů byl rovnoměrný pro celou ČR, takže přibližně GP = AP).

2. Celkový počet analýz vzorků dle komodit a období

Tabulka Přehled počtu analyzovaných vzorků.

Vzorek	2017	2018	2019	Celkem
Půdy v okolí stromů	54	24	-	78
Listí jarní	-	3	3	6
Listí podzimní	3	3	9	15
Plody stromů	-	2	3	5
ČOV - odebráno vzorků	3	4	8	15
ČOV - počet analýz po zpracování (např. filtr a filtrát z 1 vzorku)	7	8	22	37
Posypový materiál a smetky	-	2	3	5
Biomasa - kompost, travní porost	1	8	14+1	24
Půda pod travním porostem	-	-	9	9
Sedimenty rybníky	4	11	10	25
Strom - dřevo	-	1	1	2
Strom - dřevo - počet změřených vzorků po zpracování (děleno po obdobích růstu)	-	14	5	19
Celkem	69	75	73	223

Poznámka: na 2020 již odběry vzorků nebyly plánovány, ale vzhledem k významně vyšším srážkám v 2020 byl odebrán ještě 1 travní porost (vzorek je započten do r. 2019).

3. Analýza vzorků půd v okolí stromů a listí stromů

Informace z ENKI (V. Nedbal, J. Pokorný) k odběrům půd v okolí stromů a listí.

Listnaté stromy vytvářejí kořenový systém, který víceméně má stejný půdorys jako koruna, přestože se vzdáleností od stromu se může efektivita zisku živin měnit. Zde byla použita velikost plochy kořenového systému stejná, jako je půdorys koruny. Množství listí vychází z vizuálního odhadu. Odhad listové biomasy se opírá o dlouhodobé zkušenosti s exaktním určováním pokryvnosti listoví a rostlinné biomasy. Jde o odborný odhad na základě posouzení výšky stromu, olistění, zdravotního stavu a průchodu světla. Maximální primární produkce v našich podmínkách dosahuje 2kg sušiny na m² za rok, včetně podzemní biomasy. Listnatý strom dostatečně zásobený vodou vyprodukuje nejvýše necelý 1kg biomasy listí na m² za rok. Při odběrech listí v roce 2017 z dubu rostoucího na hrázi došlo k velkému odnosu listí větrem, a tím ke ztíženému odhadu objemu koruny a pokryvnosti listoví. Proto bylo rozhodnuto změnit odběrové místo výběrem jiného dubu. Zvolen byl samostatně stojící mohutný dub v parku u Schwarzenberské hrobky. Důvodem změny byly i nekonzistentní výsledky v aktivitě půdy, kde byl zjištěn velký rozdíl mezi aktivitou „na kraji koruny“ a „mimo korunu“, které by vyžadovaly opakování odběru půdy. Odběrová místa „na kraji koruny“ a „mimo korunu“ se

přítom nacházela jen několik metrů od sebe. Ve výsledcích analýzy nebyla zjištěna chyba; důvod nekonzistentnosti nebyl dále šetřen. V odběrech z okolí nového dubu v 2018 již tato nekonzistentnost zjištěna nebyla. Podrobnosti viz dále v textu.

Lípa - Lázně Aurora

- hmotnost listů na stromě (sušina) 47 kg
- průměr koruny (půdorys) 11 m tj. 95 m²
- výška 9 m

Dub (z 2017) - Hráz rybníka Svět (starý; značeno „Dub-S“)

- hmotnost listů na stromě (sušina) 39 kg
- průměr koruny (půdorys) 10 m tj. 79 m²
- výška 18 m

Platan - Komenského sady

- hmotnost listů na stromě (sušina) 88 kg
- průměr koruny (půdorys) 12 m tj. 113 m²
- výška 14 m

Dub (z 2018) – park u Schwarzenberské hrobky (nový; značeno „Dub-N“)

- hmotnost listů na stromě (sušina) 124 kg
- průměr koruny (půdorys) 16 m tj. 201 m²
- výška 12 m

3.1. Aktivita v půdě v okolí stromů

V roce 2017 (12. 7. 2017) byly odebrány vzorky půd v okolí 3 stromů (lípa, dub-S, platan) ve 3 vzdálenostech od kmene - cca 0,5 m od kmene (tj. pod korunou, kde by mohl být větší „spadový stín“; dále je někdy používán termín „u kmene“ a někdy „pod korunou“), na kraji koruny (tj. okraj průmětu koruny do horizontální roviny, kde by mohl být zvýšený okap vody) a mimo korunu. Půda byla odebírána v 6 vrstvách po 5 cm v hloubce 0 až 30 cm. Odběry z hloubek 0-20 cm jsou standardní; ¹³⁷Cs se většinou i v současné době nachází do této hloubky, kde je zachyceno především na jílovitých částicích a pro tuto půdní vrstvu jsou většinou stanovovány i transferové koeficienty (TK). Hloubky 20-30 cm byly zvoleny z důvodu, aby bylo možno posoudit, jaká část Cs mohla proniknout do hloubek větších než 20 cm (může se jednat o Cs pocházející z testů jaderných zbraní).

Celkem bylo odebráno 3 x 3 x 6 = 54 vzorků. Odběrová plocha činila 18 x 18 cm (324 cm²). Půda byla proseta sítím oddělujícím částice do průměru 4 mm (před prosetím větší hrudky

hlíny byly rozmělněny). Měřena byla část s velikostí částic do 4 mm. Byly stanovovány hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v Bq/kg; aktivita byla vztažena na sušinu.

Plošná aktivita byla stanovena z hmotnostní aktivity dle vztahu

$$A_S = \frac{A_M \times M_\Sigma}{S}$$

kde

A_S plošná aktivita v Bq/m²

A_M hmotnostní aktivita v Bq/kg

M_Σ součet hmotnosti sušiny celého odebraného prosetého a neprosetého vzorku

S plocha odběru v m²

Neprosetá část byla tvořena kamínky a kořínky, u kterých se předpokládá, že nejsou primárním zdrojem radionuklidů (RN) pro biomasu sledovaných dřevin. Protože však nevíme, jakou měla neprosetá část půdy konzistenci a čím byla přesně tvořena, provedli jsme stanovení plošné aktivity jak pro celkovou hmotnost vzorku, tak pro prosetou část. Vztah pro přepočet plošné aktivity z hmotnostní je dán stejným vztahem, pouze místo celkové hmotnosti vzorku se dosadí hmotnost prosetá.

Odběry půdy v okolí „nového“ dubu (značeno dub-N) v parku u Schwarzenberské hrobky (viz [Obr. 1](#)) byly provedeny ve 2 na sebe kolmých směrech (označeno „A“ a „B“) u kmene (tj. pod korunou), na kraji koruny a mimo korunu ve 3 hloubkách 0-10 cm, 10-20 cm a 20-30 cm. Výsledky jsou vztaženy na sušinu (sušen alikvotní vzorek při 105° C).

Obr. 1 Odběr půdy a listů z dubu-N u Schwarzenberské hrobky



V [Tabulkách 1-3](#) a na [Obr. 2-5](#) jsou uvedeny výsledky měření hmotností aktivity (v Bq/kg sušiny) ^{137}Cs a ^{40}K v půdě v okolí lípy, dubu - S a platanu (odběr v 2017) v závislosti na hloubce. K zřehlednění zastoupení podílu prosáté a neprosáté půdy sítem s oky 4 mm a pro případný přepočet mezi hmotností prosáté půdy a celkovou hmotností půdy jsou uvedeny

[Tabulky 4a-b](#). [Tabulka 4a](#) uvádí hmotnostní podíl prosáté části vzorku z celkové hmotnosti vzorku a [Tabulka 4b](#) poměr celkové hmotnosti půdy a prosáté hmotnosti půdy (< 4 mm). Vydělením plošných aktivit získaných přepočtem s použitím celkové hmotnosti vzorku hodnotami z [Tabulky 4b](#) lze získat plošné aktivity stanovené z hmotnosti proseté (částice < 4 mm) hmotnosti vzorku.

V [Tabulce 5 a 6](#) a na [Obr. 2-5](#) jsou uvedeny přepočtené plošné aktivity ^{137}Cs (v Bq/m^2) a ^{40}K (v Bq/m^2) a to jak z celkové hmotnosti vzorku, tak i z proseté hmotnosti vzorku. Plošnou aktivitu ^{40}K nemá sice smysl v kontextu depozice po havárii udávat, ale pro odhady depozice na listy může informace o celkové aktivitě v půdě do definované hloubky přepočtené na plošnou aktivitu poskytnout zajímavé informace. Výsledky měření půdy z okolí dubu-N (odběr v 2018) jsou uvedeny v [Tabulce 7](#) a vzájemné poměry plošných aktivit a poměr mezi směry „A“ a „B“ pro jednotlivé hloubky půdy v okolí nového dubu uvádí [Tabulka 8](#).

V 6 případech byly plošné aktivity odhadnuty (z celkové hmotnosti vzorku), protože neprosátý zbytek nebyl zvážen. Odhad byl proveden tak, že se předpokládala celková hmotnost půdy v dané hloubce stejná v odběrech u kmene, na kraji koruny i mimo korunu. Ze známých hodnot v jednom místě byla takto odhadnuta hmotnost v jiném místě (v [Tabulce 5 a 6](#) je vyznačeno).

K zprehlednění zastoupení podílu prosáté a neprosáté půdy sítem s oky 4 mm a pro případný přepočet mezi hmotností prosáté půdy a celkovou hmotností půdy jsou uvedeny [Tabulky 4a-b](#). [Tabulka 4a](#) uvádí hmotnostní podíl prosáté části vzorků z celkové hmotnosti vzorku a [Tabulka 4b](#) poměr celkové hmotnosti půdy a prosáté hmotnosti půdy (< 4 mm). Tabulka slouží k zprehlednění Vydělením plošných aktivit získaných přepočtem s použitím celkové hmotnosti vzorku hodnotami z [Tabulky 4b](#) lze získat plošné aktivity stanovené z hmotnosti prosáté (částice < 4 mm) hmotnosti vzorku.

Tabulka 1 Lípa - Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě v Bq/kg sušiny

	Cs 137			K 40		
Hloubka	Aktivita	σ	σ	Aktivita	σ	σ
cm	Bq/kg	Bq/kg	%	Bq/kg	Bq/kg	%
Mimo korunu						
0 - 5	23	1.9	8	464	38	8
5 - 10	14	1.2	9	498	40	8
10 - 15	11	0.9	8	604	47	8
15 - 20	6.0	0.6	10	624	48	8
20 - 25	16	1.4	9	595	47	8
25 - 30	3.1	0.4	14	499	38	8
Na kraji koruny						
0 - 5	38	2.9	8	475	38	8
5 - 10	39	2.9	7	631	48	8
10 - 15	3.0	0.3	9	619	47	8
15 - 20	9.5	0.8	8	626	48	8
20 - 25	8.4	0.7	8	500	39	8
25 - 30	8.5	0.8	9	617	48	8
U kmene						
0 - 5	45	3.7	8	464	40	9
5 - 10	61	4.5	7	620	52	8
10 - 15	21	1.8	9	591	48	8
15 - 20	8.8	0.7	8	629	49	8
20 - 25	7.8	0.6	8	665	51	8
25 - 30	7.0	0.5	8	679	54	8
Průměr		Zastoupení %			Zastoupení %	
0 - 5	35	32.0		468	13.5	
5 - 10	38	34.6		583	16.8	
10 - 15	12	10.5		605	17.4	
15 - 20	8.1	7.4		626	18.1	
20 - 25	11	9.9		587	16.9	
25 - 30	6.2	5.6		598	17.3	

Poznámky

- σ – kombinovaná standardní nejistota na úrovni 1 σ

- Měřeno po sušení na vzduchu, výsledky vztaženy k sušině
- U draslíku se jedná o celkovou aktivitu ^{40}K a nejen o aktivitu draslíku v „pohyblivé formě“

Tabulka 2 Dub-S - Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě v Bq/kg sušiny

	Cs 137			K 40		
Hloubka	Aktivita	σ	σ	Aktivita	σ	σ
cm	Bq/kg	Bq/kg	%	Bq/kg	Bq/kg	%
Mimo korunu						
0 - 5	21	1.6	8	365	30	8
5 - 10	3.0	0.3	10	498	38	8
10 - 15	1.6	0.1	9	441	35	8
15 - 20	0.6	0.1	10	487	38	8
20 - 25	0.5	0.1	9	517	40	8
25 - 30	0.7	0.1	10	516	40	8
Na kraji koruny						
0 - 5	126	10	8	381	29	8
5 - 10	50	3.9	8	431	35	8
10 - 15	24	1.8	8	328	25	8
15 - 20	20	1.5	8	408	32	8
20 - 25	5.3	0.4	8	409	31	8
25 - 30	8.7	0.7	8	446	34	8
U kmene						
0 - 5	75	5.7	8	400	34	8
5 - 10	12	0.9	8	395	31	8
10 - 15	2.3	0.2	10	387	31	8
15 - 20	1.4	0.1	9	435	33	8
20 - 25	1.1	0.1	9	404	32	8
25 - 30	0.9	0.1	11	388	30	8
Průměr		Zastoupení %			Zastoupení %	
0 - 5	74	62.6		382	15.0	
5 - 10	22	18.4		441	17.3	
10 - 15	9.4	8.0		385	15.1	
15 - 20	7.2	6.1		443	17.4	
20 - 25	2.3	2.0		443	17.4	
25 - 30	3.4	2.9		450	17.7	

Poznámky

- Nejistota – kombinovaná standardní nejistota na úrovni 1σ
- Měřeno po sušení na vzduchu, výsledky vztaženy k sušině

Tabulka 3 Platan - Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě v Bq/kg sušiny

od - do	Cs 137			K 40		
Hloubka	Aktivita	σ	σ	Aktivita	σ	σ
cm	Bq/kg	Bq/kg	%	Bq/kg	Bq/kg	%
Mimo korunu						
0 - 5	8	0.6	8	357	29	8
5 - 10	10	0.8	8	384	31	8
10 - 15	13	1	8	394	32	8
15 - 20	6.5	0.5	8	369	30	8
20 - 25	5	0.4	8	385	31	8
25 - 30	5.6	0.4	8	389	31	8
Na kraji koruny						
0 - 5	30.7	2.6	8	468	39	8
5 - 10	12	1	8	506	40	8
10 - 15	4.5	0.4	9	426	35	8
15 - 20	3.4	0.4	10	563	43	8
20 - 25	2.7	0.3	11	466	37	8
25 - 30	4	0.4	9	505	39	8
U kmene						
0 - 5	21.6	1.8	8	355	30	8
5 - 10	23.7	1.8	8	341	28	8
10 - 15	20.7	1.6	8	351	28	8
15 - 20	14.9	1.1	8	423	34	8
20 - 25	7.3	0.6	8	407	33	8
25 - 30	4.2	0.3	8	438	35	8
Průměr		Zastoupení %			Zastoupení %	
0 - 5	20	30.5		393	15.7	
5 - 10	15	23.1		410	16.4	
10 - 15	13	19.3		390	15.6	
15 - 20	8.3	12.5		452	18.0	
20 - 25	5	7.6		419	16.7	
25 - 30	4.6	7.0		444	17.7	

Poznámky

- Nejistota – kombinovaná standardní nejistota na úrovni 1 σ
- Měřeno po sušení vzduchu, výsledky vztaženy k sušině

Tabulka 4a Podíl proseté hmotnosti půdy (< 4 mm) z celkové hmotnosti půdy

	Lípa			Dub-S			Platan		
	U kmene	Na kraji koruny	Mimo korunu	U kmene	Na kraji koruny	Mimo korunu	U kmene	Na kraji koruny	Mimo korunu
Hloubka	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl
cm	%	%	%	%	%	%	%	%	%
0 - 5	90	76	69	88	95	90	84	90	74
5 - 10	94	79	70	98	98	98	90	55	62
10 - 15	68	73	63	96	93	98	87	46	76
15 - 20	66	47	62	91	95	88	55	68	80
20 - 25	69	69	66	90	95	87	39	67	82
25 - 30	94	63	72	91	93	76	57	51	86

Tabulka 4b Poměr celkové hmotnosti půdy a proseté hmotnosti půdy (< 4 mm)

	Lípa			Dub-S			Platan		
	U kmene	Na kraji koruny	Mimo korunu	U kmene	Na kraji koruny	Mimo korunu	U kmene	Na kraji koruny	Mimo korunu
Hloubka	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl	Podíl
cm									
0 - 5	1,11	1,32	1,45	1,14	1,05	1,11	1,19	1,11	1,35
5 - 10	1,06	1,27	1,43	1,02	1,02	1,02	1,11	1,82	1,61
10 - 15	1,47	1,37	1,59	1,04	1,08	1,02	1,15	2,17	1,32
15 - 20	1,52	2,13	1,61	1,10	1,05	1,14	1,82	1,47	1,25
20 - 25	1,45	1,45	1,52	1,11	1,05	1,15	2,56	1,49	1,22
25 - 30	1,06	1,59	1,39	1,10	1,08	1,32	1,75	1,96	1,16

Poznámka: červeně - hodnoty > 1,3

Tabulka 5a Plošná aktivita ^{137}Cs v půdě – přepočteno s použitím celkové hmotnosti vzorku

Hloubka	Lípa			Dub-S			Platan		
od - do	Aktivita	σ	Zastoupení	Aktivita	σ	Zastoupení	Aktivita	σ	Zastoupení
cm	Bq/m ²	%	%	Bq/m ²	%	%	Bq/m ²	%	%
Mimo korunu									
0 - 5	1500	8	27.5	1039	8	71.2	538	8	15.6
5 - 10	932	9	17.1	172	10	11.8	731	8	21.3
10 - 15	1070	8	19.6	115	9	7.9	850	8	24.7
15 - 20	631	10	11.6	51	10	3.5	582	8	16.9
20 - 25	977	9	17.9	26	9	1.8	448	8	13.0
25 - 30	343	14	6.3	56	10	3.8	292	8	8.5
Součet	5450			1460			3440		
Na kraji koruny									
0 - 5	2000	8	34.1	3360	8	45.0	1300	8	56.3
5 - 10	1950	7	33.3	1820	8	24.4	440	8	19.0
10 - 15	291	9	5.0	957	8	12.8	190	9	8.2
15 - 20	594	8	10.1	816	8	10.9	132	10	5.7
20 - 25	409	8	7.0	200	8	2.7	101	11	4.4
25 - 30	615	9	10.5	308	8	4.1	149	9	6.5
Součet	5860			7460			2310		
U kmene									
0 - 5	1430	8	30.6	4500	8	81.2	770	8	19.8
5 - 10	1390	7	29.7	812	8	14.7	998	8	25.7
10 - 15	953	9	20.4	98	10	1.8	869	8	22.3
15 - 20	424	8	9.1	62	9	1.1	692	8	17.8
20 - 25	335	8	7.2	42	9	0.8	372	8	9.6
25 - 30	158	8	3.4	24	11	0.4	187	8	4.8
Součet	4680			5540			3890		
	Průměr	Zastoupení		Průměr	Zastoupení		Průměr	Zastoupení	
		%			%			%	
0 - 5	1643	31		2966	62		869	27	
5 - 10	1424	27		935	19		723	23	
10 - 15	771	14		390	8		636	20	
15 - 20	550	10		310	6		469	15	
20 - 25	574	11		89	2		307	10	
25 - 30	372	7		129	3		209	7	
Součet 0 –20	4390	82		4600	95		2700	84	

Součet 20 - 30	946	18		219	5		516	16
Součet 0 - 30	5330			4820			3210	

Poznámky

- Nejistota – kombinovaná standardní nejistota na úrovni 1σ
- Měřeno po sušení na vzduchu, výsledky vztaženy k sušině
- Červeně označené hodnoty byly odhadnuty, protože neprosetý zbytek nebyl zvážen. Odhad byl proveden tak, že se předpokládala celková hmotnost půdy v dané hloubce stejná v odběrech u kmene, na kraji koruny i mimo korunu. Ze známých hodnot v jednom místě byla takto odhadnuta hmotnost v jiném místě.
- Přepočet z hmotnostní aktivity byl proveden pomocí celkové hmotnosti vzorku, tj. hmotnosti proseté i neproseté části vzorku.

Tabulka 5b Plošná aktivita ^{137}Cs v půdě – přepočteno s použitím proseté hmotnosti vzorku

Hloubka	Lípa			Dub-S			Platan		
od - do	Aktivita	σ	Zastoupení	Aktivita	σ	Zastoupení	Aktivita	σ	Zastoupení
cm	Bq/m ²	%	%	Bq/m ²	%	%	Bq/m ²	%	%
Mimo korunu									
0 - 5	1040	8	19.1	936	8	64.1	399	8	11.6
5 - 10	654	9	12.0	168	10	11.5	453	8	13.2
10 - 15	669	8	12.3	112	9	7.7	648	8	18.8
15 - 20	390	10	7.2	44	10	3.0	464	8	13.5
20 - 25	649	9	11.9	23	9	1.6	368	8	10.7
25 - 30	248	14	4.6	42	10	2.9	252	8	7.3
Součet	3650			1327			2584		
Na kraji koruny									
0 - 5	1520	8	25.9	3200	8	42.9	1170	8	50.6
5 - 10	1540	7	26.3	1790	8	24.0	241	8	10.4
10 - 15	213	9	3.6	894	8	12.0	87	9	3.8
15 - 20	281	8	4.8	775	8	10.4	90	10	3.9
20 - 25	283	8	4.8	189	8	2.5	68	11	2.9
25 - 30	385	9	6.6	287	8	3.9	75	9	3.3
Součet	4222			7136			1731		
U kmene									
0 - 5	1280	8	27.4	3970	8	71.7	645	8	16.6
5 - 10	1300	7	27.8	795	8	14.4	898	8	23.1
10 - 15	652	9	13.9	93	10	1.7	758	8	19.5
15 - 20	278	8	5.9	57	9	1.0	381	8	9.8
20 - 25	233	8	5.0	38	9	0.7	144	8	3.7
25 - 30	148	8	3.2	22	11	0.4	106	8	2.7
Součet	3891			4976			2932		
	Průměr	Zastoupení		Průměr	Zastoupení		Průměr	Zastoupení	
		%			%			%	
0 - 5	1280	33		2700	60		738	31	
5 - 10	1160	30		918	21		531	22	
10 - 15	511	13		367	8		498	21	
15 - 20	316	8		292	7		311	13	
20 - 25	388	10		83	2		193	8	
25 - 30	260	7		117	3		144	6	
Součet 0 – 20	3270	83		4280	96		2080	86	
Součet 20 - 30	649	17		201	4		338	14	
Součet 0 - 30	3920			4480			2420		

Poznámky

- Nejistota – kombinovaná standardní nejistota na úrovni 1 σ
- Měřeno po sušení na vzduchu, výsledky vztaženy k sušině

- Přepočítání z hmotnostní aktivity bylo provedeno pomocí proseté hmotnosti vzorku

Tabulka 6a Plošná aktivita ^{40}K v půdě – přepočítání s použitím celkové hmotnosti vzorku

Hloubka	Lípa			Dub-S			Platan		
od - do	Aktivita	σ	Zastoupení	Aktivita	σ	Zastoupení	Aktivita	σ	Zastoupení
cm	Bq/m ²	%	%	Bq/m ²	%	%	Bq/m ²	%	%
Mimo korunu									
0 - 5	30 600	8	11.0	18 400	8	9.8	23 900	8	14.4
5 - 10	32 300	8	11.7	28 100	8	15.0	28 000	8	16.9
10 - 15	57 900	8	20.9	32 400	8	17.3	25 700	8	15.5
15 - 20	65 700	8	23.7	40 200	8	21.5	33 200	8	20.1
20 - 25	35 400	8	12.8	29 500	8	15.8	34 400	8	20.8
25 - 30	55 200	8	19.9	38 400	8	20.5	20 200	8	12.2
Součet	277 100			187 000			165 400		
Na kraji koruny									
0 - 5	25 300	8	11.2	10 100	8	11.6	19 800	8	17.3
5 - 10	31 300	8	13.9	15 600	8	18.0	18 600	8	16.2
10 - 15	60 500	8	26.9	13 000	8	15.0	17 800	8	15.5
15 - 20	39 200	8	17.4	17 100	8	19.7	22 200	8	19.4
20 - 25	24 400	8	10.8	15 400	8	17.7	17 500	8	15.3
25 - 30	44 400	8	19.7	15 700	8	18.1	18 700	8	16.3
Součet	225 100			86 900			114 600		
U kmene									
0 - 5	14 600	9	11.2	24 100	8	21.3	12 600	8	12.4
5 - 10	14 200	8	10.9	27 400	8	24.2	14 400	8	14.2
10 - 15	27 500	8	21.1	16 600	8	14.6	14 700	8	14.5
15 - 20	30 200	8	23.1	20 000	8	17.6	19 600	8	19.3
20 - 25	28 800	8	22.1	15 000	8	13.2	20 700	8	20.4
25 - 30	15 200	8	11.6	10 300	8	9.1	19 600	8	19.3
Součet	130 500			113 400			101 600		
	Průměr	Zastoupení		Průměr	Zastoupení		Průměr	Zastoupení	
		%			%			%	
0 - 5	23 500	11		17 500	14		18 800	15	
5 - 10	25 900	12		23 700	18		20 300	16	
10 - 15	48 600	23		20 700	16		19 400	15	
15 - 20	45 000	21		25 800	20		25 000	20	
20 - 25	29 500	14		20 000	15		24 200	19	
25 - 30	38 300	18		21 500	17		19 500	15	
Součet 0 –20	143 000	68		87 700	68		83 500	66	
Součet 20 - 30	67 800	32		41 500	32		43 700	34	
Součet 0 - 30	210 800			129 200			127 200		

Poznámky

- σ – kombinovaná standardní nejistota na úrovni 1 σ

- Měřeno po sušení na vzduchu, výsledky vztaženy k sušině
- Červeně označené hodnoty byly odhadnuty, protože neprosátý zbytek nebyl zvážen. Odhad byl proveden tak, že se předpokládala celková hmotnost půdy v dané hloubce stejná v odběrech u kmene, na kraji koruny i mimo korunu. Ze známých hodnot v jednom místě byla takto odhadnuta hmotnost v jiném místě.
- Přepočet z hmotnostní aktivity byl proveden pomocí celkové hmotnosti vzorku, tj. proseté i neproseté.

Tabulka 6b Plošná aktivita ^{40}K v půdě – přepoččet s použitím proseté hmotnosti vzorku

Hloubka	Lípa			Dub-S			Platan		
od - do	Aktivita	σ	Zastoupení	Aktivita	σ	Zastoupení	Aktivita	σ	Zastoupení
cm	Bq/m ²	%	%	Bq/m ²	%	%	Bq/m ²	%	%
Mimo korunu									
0 - 5	21 200	8	7.7	16 600	8	8.9	17 700	8	10.7
5 - 10	22 700	8	8.2	27 500	8	14.7	17 300	8	10.5
10 - 15	36 300	8	13.1	31 600	8	16.9	19 600	8	11.9
15 - 20	40 600	8	14.7	35 300	8	18.9	26 500	8	16.0
20 - 25	23 500	8	8.5	25 600	8	13.7	28 200	8	17.0
25 - 30	39 900	8	14.4	29 100	8	15.6	17 400	8	10.5
Součet	184 200			165 700			126 700		
Na kraji koruny									
0 - 5	17 800	8	7.9	9 600	8	11.0	17 800	8	15.5
5 - 10	10 200	8	4.5	15 300	8	17.6	10 200	8	8.9
10 - 15	8 200	8	3.6	12 100	8	13.9	8 200	8	7.2
15 - 20	15 000	8	6.7	16 200	8	18.6	15 000	8	13.1
20 - 25	11 700	8	5.2	14 600	8	16.8	11 700	8	10.2
25 - 30	9 400	8	4.2	14 700	8	16.9	9 400	8	8.2
Součet	72 400			82 600			72 400		
U kmene									
0 - 5	10 600	8	8.1	21 300	8	18.8	10 600	8	10.4
5 - 10	12 900	8	9.9	26 900	8	23.7	12 900	8	12.7
10 - 15	12 900	8	9.9	15 900	8	14.0	12 900	8	12.7
15 - 20	10 800	8	8.3	18 200	8	16.0	10 800	8	10.6
20 - 25	8 000	8	6.1	13 600	8	12.0	8 000	8	7.9
25 - 30	11 100	8	8.5	9 400	8	8.3	11 100	8	10.9
Součet	66 300			105 200			66 300		
	Průměr	Zastoupení			Průměr	Zastoupení		Průměr	Zastoupení
		%				%			%
0 - 5	16 500	15		15 800	13		15 400	17	
5 - 10	15 300	14		23 200	20		13 500	15	
10 - 15	19 100	18		19 900	17		13 600	15	
15 - 20	22 100	21		23 200	20		17 400	20	
20 - 25	14 400	13		17 900	15		16 000	18	
25 - 30	20 100	19		17 700	15		12 600	14	
Součet 0 –20	73 000	68		82 100	70		59 900	68	
Součet 20 - 30	34 500	32		35 600	30		28 600	32	
Součet 0 - 30	107 500			117 700			88 500		

Poznámky

- σ – kombinovaná standardní nejistota na úrovni 1 σ
- Měřeno po sušení na vzduchu, výsledky vztaženy k sušině
- Přepoččet z hmotnostní aktivity byl proveden pomocí proseté hmotnosti vzorku

Tabulka 7 Dub-N. Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě odebrané okolo dubu v 2018 odděleně pro směry „A“ a „B“ a pro průměrné hodnoty (přepočet na plošnou aktivitu s použitím celkové hmotnosti vzorku)

Poznámka: z dodaných vzorků není jasné, zda hmotnost, pomocí které byla stanovena plošná aktivita, byla celkovou hmotností vzorku nebo pouze prosetou – viz poznámka (*) pod tabulkou. V dalším textu se předpokládá, že se jedná o celkovou hmotnost (prosetou i neprosetou)

	Hloubka	Cs 137		Cs 137		K 40		K 40	
		Hmotnostní		Plošná		Hmotnostní		Plošná	
	cm	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ
		Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ²	Bq/m ²
Směr "A"									
Pod korunou	0 - 10	36.6	2.02	3670	203	585	31	58800	3100
	10 - 20	21	1.21	2240	129	563	30	60100	3200
	20 - 30	15.5	0.93	1530	92	609	33	60200	3300
Na kraji koruny	0 - 10	31.6	1.77	3640	204	554	29	63900	3300
	10 - 20	10.9	0.67	1120	69	636	36	65500	3700
	20 - 30	3.11	0.18	384	22	570	31	70400	3800
Mimo korunu	0 - 10	24.2	1.51	2600	162	500	28	53700	3100
	10 - 20	6.43	0.41	838	54	520	30	67700	3900
	20 - 30	2.82	0.17	324	20	545	30	62500	3400
Směr "B"									
Pod korunou	0 - 10	34.1	2.04	3090	185	515	28	46700	2500
	10 - 20	18.9	1.32	1580	110	549	32	45800	2700
	20 - 30	11.4	0.83	1050	76	525	30	48200	2800
Na kraji koruny	0 - 10	43.4	2.61	4050	243	552	31	51500	2900
	10 - 20	22.7	1.34	2080	123	550	30	50400	2700
	20 - 30	11	0.67	1080	66	568	33	55700	3200
Mimo korunu	0 - 10	26.8	1.65	2570	159	527	29	50500	2800
	10 - 20	10.8	0.69	1040	67	592	34	57200	3300
	20 - 30	6.63	0.42	873	55	567	32	74700	4300
Průměr z A a B									
Pod korunou	0 - 10	35.3	1.44	3380	137	550	21	52600	2000
	10 - 20	19.9	0.89	1910	85	556	22	53200	2100
	20 - 30	13.5	0.62	1290	60	567	23	54300	2200
Součet a zastoupení	0 - 20			5 290	80 %			105 800	66 %
Součet	0 - 30			6 580				160 100	
Na kraji koruny	0 - 10	37.5	1.58	3850	159	553	21	56800	2200
	10 - 20	16.8	0.75	1600	71	593	23	56500	2200
	20 - 30	7.07	0.35	732	35	569	22	58900	2300
Součet a zastoupení	0 - 20	-	-	5 450	88 %			113 300	66 %
Součet	0 - 30	-	-	6 180				172 200	
Mimo korunu	0 - 10	25.5	1.12	2590	113	513	20	52200	2100

	10 - 20	8.6	0.4	939	43	556	23	60700	2500
	20 - 30	4.73	0.23	598	29	556	22	70400	2800
Součet a zastoupení	0 - 20	-	-	3 530	86 %			112 900	62 %
Součet	0 - 30	-	-	4 130				183 300	
Průměr z pod koruny na kraji koruny a mimo korunu									
	0 - 10	32,8		3 270		539		53 900	
	10 - 20	15,1		1 480		568		56 800	
	20 - 30	8,42		873		564		61 200	
Součet a zastoupení	0 - 20			4 760	84 %			110 700	64 %
Součet	0 - 30			5 630				171 900	

Poznámky

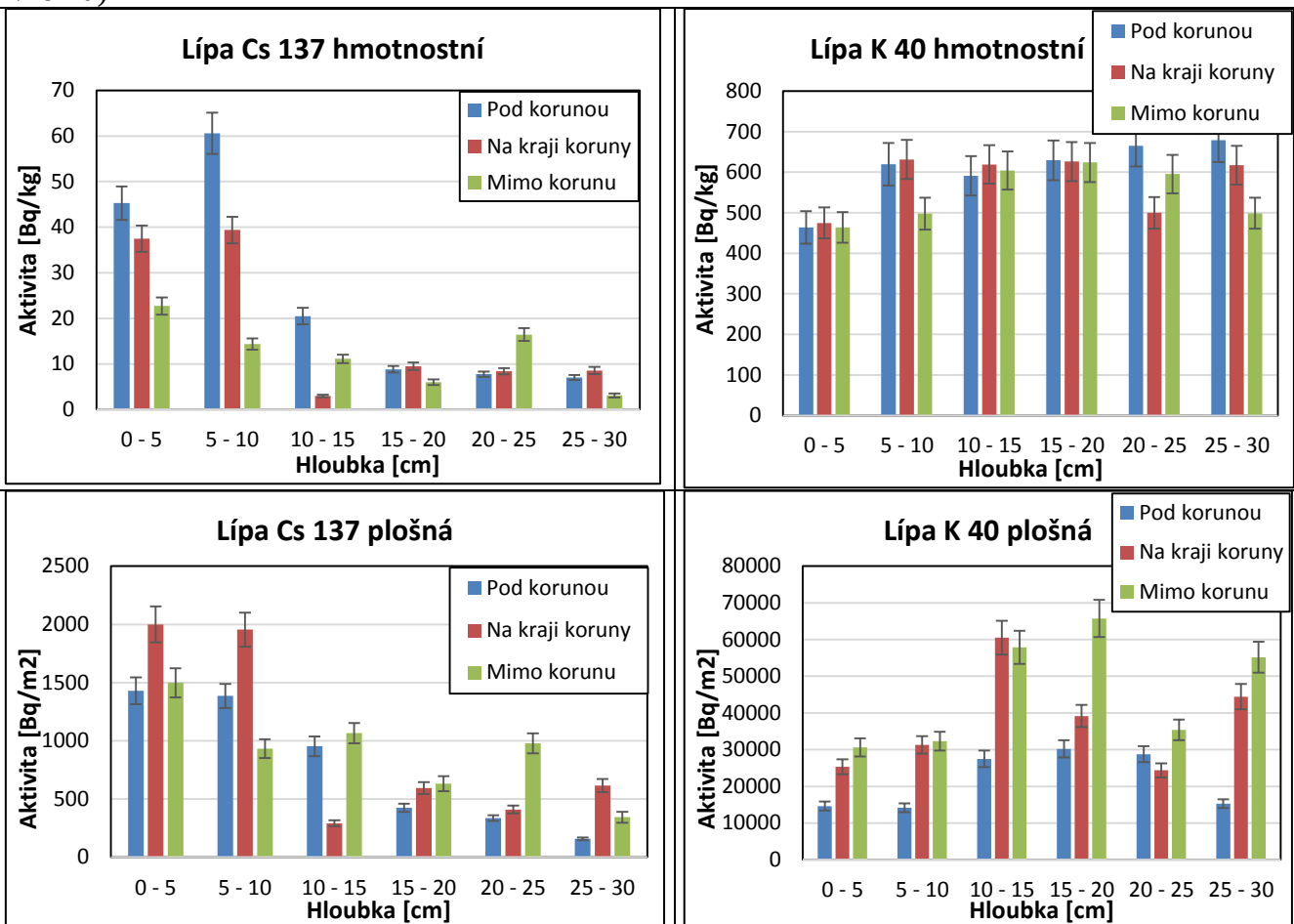
- σ – kombinovaná standardní nejistota na úrovni 1 σ
- Měřeno po sušení na vzduchu, výsledky vztaženy k sušině
- Přepočít z hmotnostní aktivity byl proveden pomocí celkové hmotnosti vzorku, tj. hmotnosti prosáté i neprosáté části vzorku.
- (*) Hmotnosti použité při přepočtu hmotnostní aktivity na plošnou byly například pro vzorky A-mimo korunu postupně pro 0-10, 10-20, 20-30 cm: 5,404; 5,781; 5,012 kg.

Tabulka 8 Dub – N Poměr mezi hmotnostními, resp. plošnými aktivitami ve směrech „A“ a „B“ pro jednotlivé vrstvy a poměry průměrů (tj. poměr A/B)

	Hloubka	Cs 137	Cs 137	K 40	K 40
	cm	Hmotnostní	Plošná	Hmotnostní	Plošná
Pod korunou	0 - 10	1.07	1.19	1.14	1.26
	10 - 20	1.11	1.42	1.03	1.31
	20 - 30	1.35	1.46	1.16	1.25
Na kraji koruny	0 - 10	0.73	0.90	1.00	1.24
	10 - 20	0.48	0.54	1.16	1.30
	20 - 30	0.28	0.36	1.00	1.26
Mimo korunu	0 - 10	0.90	1.01	0.95	1.06
	10 - 20	0.60	0.81	0.88	1.18
	20 - 30	0.43	0.37	0.96	0.84
Poměry celkové plošné aktivity					
Pod korunou A/B			1.30		1.27
Na kraji koruny A/B			0.71		1.27
Mimo korunu A/B			0.84		1.01
Poměr					
Průměr celkové plošné aktivity z A a B daného místa / Průměr ze všech míst					
Pod korunou / Průměr			1.17		0.93
Na kraji koruny / Průměr			1.10		1.00
Mimo korunu / Průměr			0.73		1.07

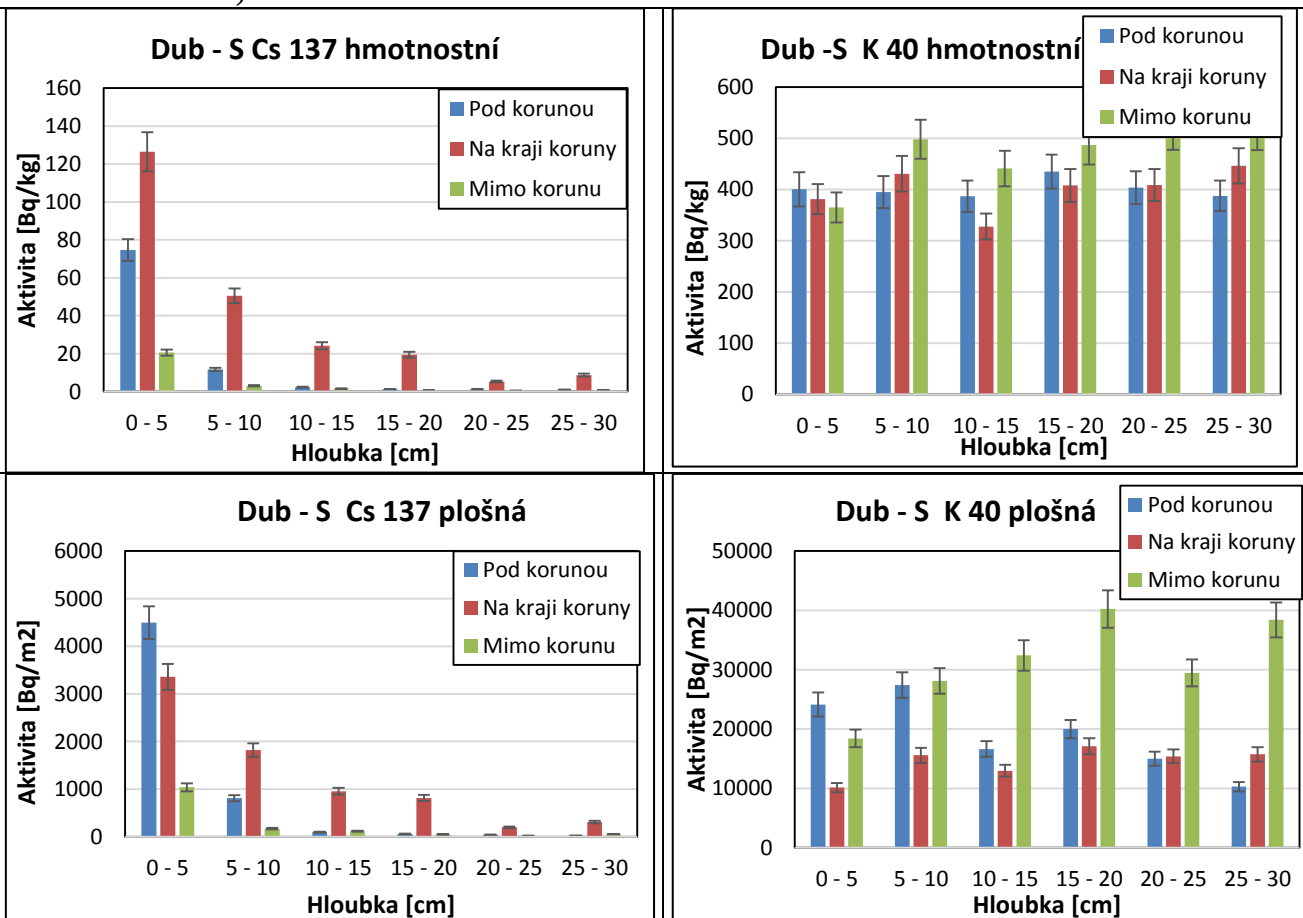
Poznámka: Odlišnost poměrů pro hmotnostní a plošnou aktivitu je dána odlišnou hmotností dané půdní vrstvy ve směrech A a B.

Obr. 2 Lípa - Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě odebrané v okolí lípy pod korunou, na kraji koruny a mimo korunu v 6 vrstvách (přepočet na plošnou aktivitu byl proveden s použitím celkové hmotnosti vzorku)



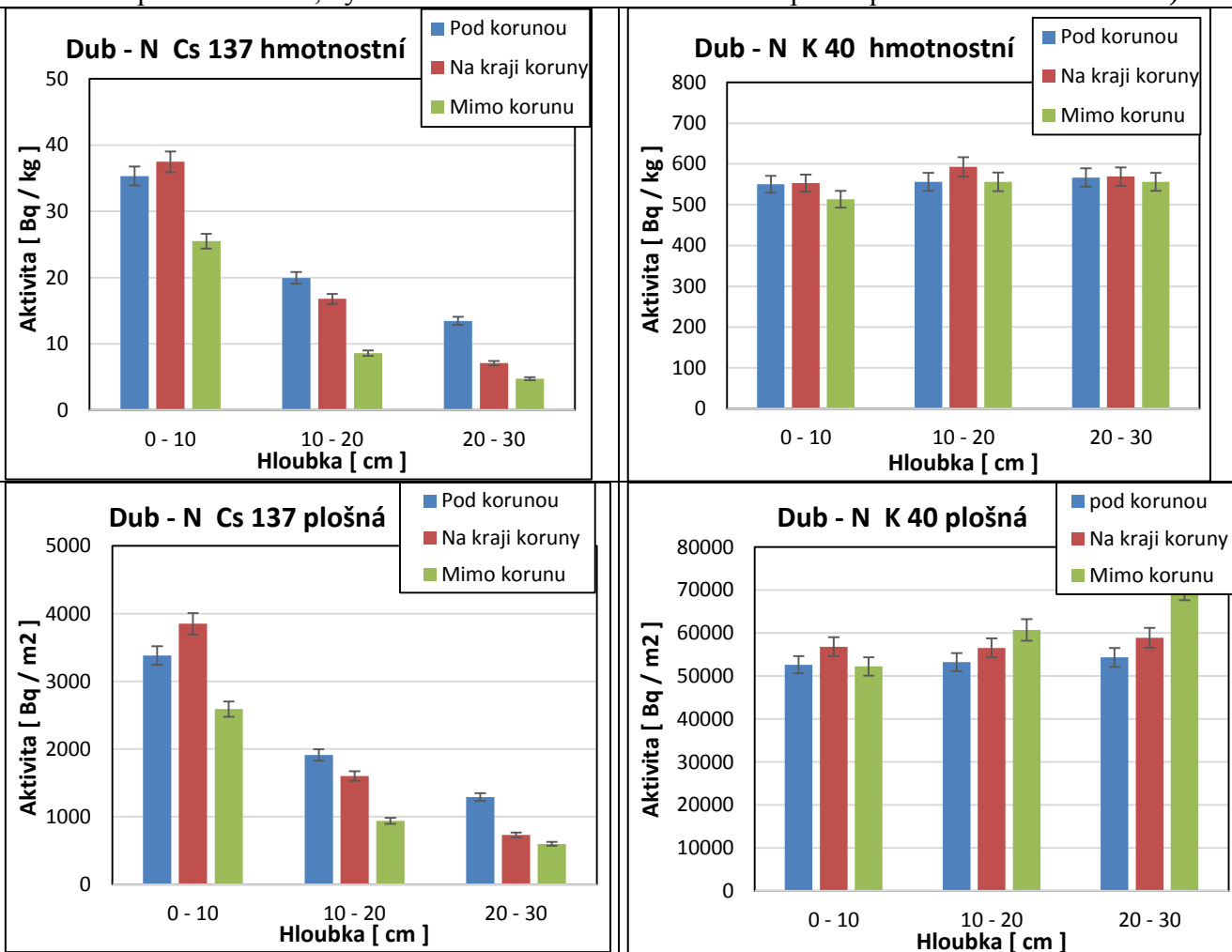
Poznámka: Vyznačená nejistota má význam kombinované standardní nejistoty.

Obr. 3 Dub-S - Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě odebrané v okolí dubu (2017) pod korunou, na kraji koruny a mimo korunu v 6 vrstvách (přepočten na plošnou aktivitu byl proveden s použitím celkové hmotnosti vzorku)



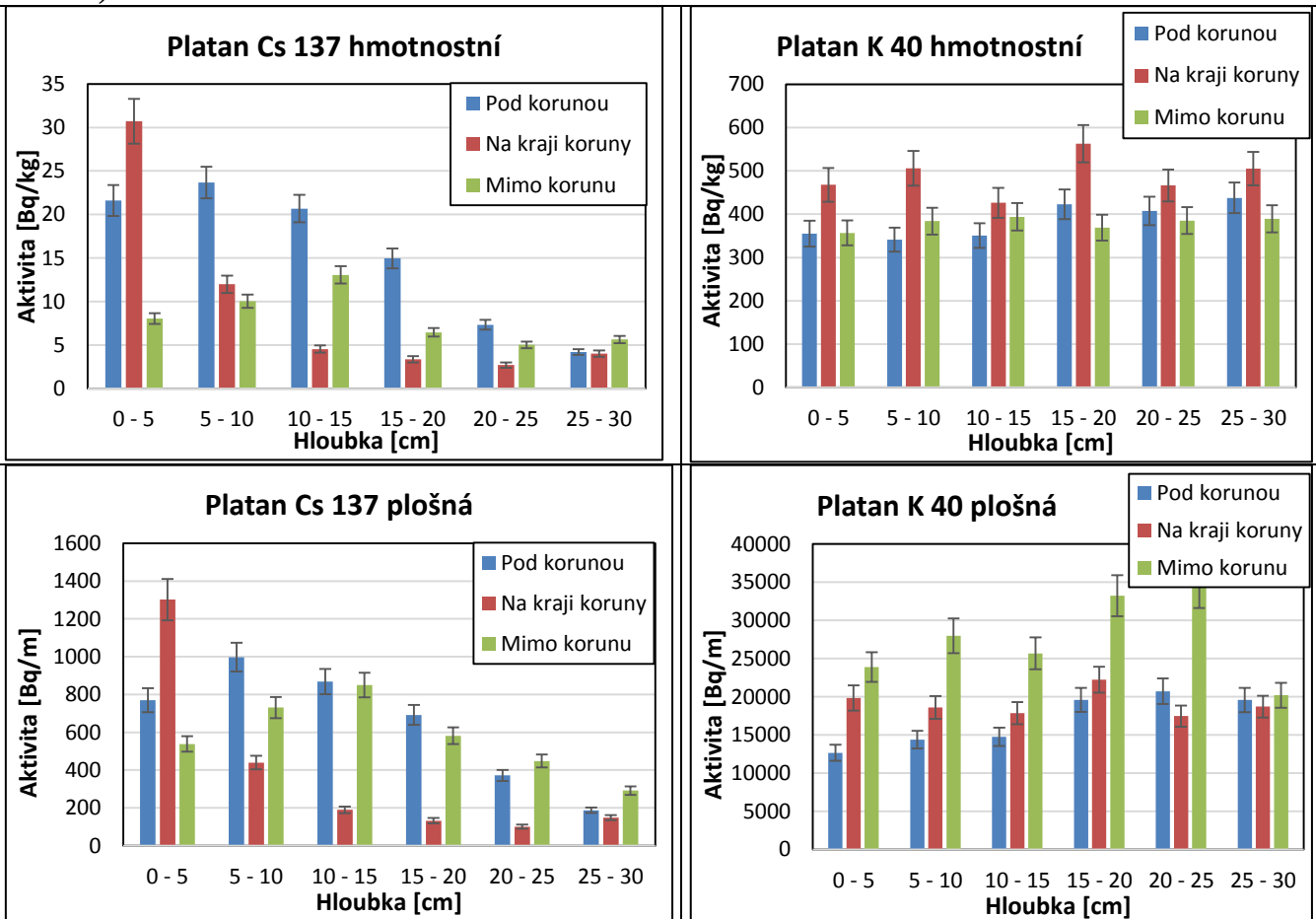
Poznámka: Vyznačená nejistota má význam kombinované standardní nejistoty.

Obr. 4 Dub-N - Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě odebrané v okolí dubu (2017) pod korunou, na kraji koruny a mimo korunu v 6 vrstvách (z dodaných vzorků není jasné, zda hmotnost, pomocí které byla stanovena plošná aktivita, byla celkovou hmotností vzorku nebo pouze prosetou – viz [Tabulka 7](#))



Poznámka: Vyznačená nejistota má význam kombinované standardní nejistoty.

Obr. 5 Platan - Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě odebrané v okolí platanu pod korunou, na kraji koruny a mimo korunu v 6 vrstvách (přepočít na plošnou aktivitu byl proveden s použitím celkové hmotnosti vzorku)



Poznámka: Vyznačená nejistota má význam kombinované standardní nejistoty. Plošnou aktivitu ^{40}K nemá význam udávat.

V [Tabulce 9a-d](#) a [10a-c](#) jsou uvedeny hodnoty plošné aktivity z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté) a plošných aktivit z proseté půdy pro ^{137}Cs a ^{40}K (součet plošných aktivit ze všech vrstev do hloubky 30 cm a do 20 cm) a průměrné hodnoty plošných aktivit.

Tabulka 9a Plošné aktivity ^{137}Cs v půdě ze všech vrstev do hloubky 30 cm pro všechnu půdu (prosetou i neprosetou) a poměr plošné aktivity mimo korunu, na kraji koruny a u kmene vzhledem k průměru

Poznámka: plošné aktivity Lípa, dub-S a platan stanoveny z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté); pro dub-N to není zřejmé – viz poznámka u [Tabulky 7](#).

	Mimo korunu		Na kraji koruny		U kmenu		Průměr		
	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	Sm. o.	Sm. o.
	Bq/m ²	%	Bq/m ²	%	Bq/m ²	%	Bq/m ²	Bq/m ²	%
Lípa	5450	4	5860	4	4680	4	5330	490	9
Dub - S	1460	6	7460	4	5540	6	4820	2500	52
Dub - N	4130	6	6180	6	6580	5	5630	1070	19
Platan	3440	3	2310	5	3890	3	3210	670	21
Průměr	4750	Prostý aritmetický průměr z 12 jednotlivých hodnot (4 stromy x 3 polohy)							
Sm. odch	1780	Výběrová směrodatná odchylka z 12 jednotlivých hodnot (4 stromy x 3 polohy)							
Sm. odch	37	%							
Poměry	Mimo korunu/Průměr			Na kraji koruny/Průměr			U kmene/Průměr		
Lípa	1.0			1.1			0.9		
Dub - S	0.3			1.5			1.1		
Dub - N	0.7			1.1			1.2		
Platan	1.1			0.7			1.2		

Poznámky

- σ - chyba součtu plošných aktivit z 6 vrstev (u Dubu-N z 3 vrstev) metodou šíření chyb
- Průměr – prostý aritmetický průměr z 3 hodnot (mimo korunu, na kraji koruny a u kmenu)
- Již tu nejsou zvýrazněny červeně hodnoty červeným písmem z [Tabulky 5](#)
- Jako nejistotu průměrné aktivity v půdě daného stromu je vhodnější brát výběrovou směrodatnou odchylku rozšířenou metodou šíření chyb o nejistotu σ ; vzhledem k tomu, že σ je většinou výrazně nižší než výběrová směrodatná odchylka, nebudeme ji zde uvažovat

Poznámka: plošné aktivity Lípa, dub-S a platan stanoveny z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté); pro dub-N to není zřejmé – viz poznámka u [Tabulky 7](#).

	Mimo korunu		Na kraji koruny		U kmenu		Průměr		
	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	Sm.odch	Sm.odch
	Bq/m2	%	Bq/m2	%	Bq/m2	%	Bq/m2	Bq/m2	%
Lípa	4130	4	4840	5	4190	4	4390	190	4
Dub - S	1380	6	6960	5	5470	6	4600	2400	51
Dub - N	3530	6	5450	6	5290	6	4760	890	19
Platan	2700	4	2060	6	3330	4	2700	520	19
Průměr	4110	Prostý aritmetický průměr z 12 jednotlivých hodnot (4 stromy x 3 polohy)							
Sm. odch	1610	Výběrová směrodatná odchylka z 12 jednotlivých hodnot (4 stromy x 3 polohy)							
Sm. odch	39	%							
Poměry	Mimo korunu/Průměr			Na kraji koruny/Průměr			U kmene/Průměr		
Lípa	0.9			1.1			1.0		
Dub - S	0.3			1.5			1.2		
Dub - N	0.7			1.1			1.1		
Platan	1.0			0.8			1.2		
Porovnání s průměrnou hodnotou plošné aktivity stanovenou z vrstvy půdy do 30 cm									
	Aktivita do 30 cm (Bq/m2)			Podíl aktivity ve vrstvě 0-20 cm (%)					
Lípa	5330			82					
Dub - S	4820			95					
Dub - N	5 630			84					
Platan	3210			84					

Tabulka 9c Plošné aktivity ^{137}Cs v půdě ze všech vrstev do hloubky 20 a 30 cm a porovnání s plošnou aktivitou do hloubky 30 cm pro prosetou půdu

Poznámka: plošné aktivity lípa, dub-S a platan stanoveny z hmotnosti proseté půdy; pro dub-N to není zřejmé – viz poznámka u [Tabulky 7](#), proto zde není uvedena a dostupné hodnoty jsou uvedeny v [Tabulkách 9a-b](#).

Cs 137	Mimo korunu	Na kraji koruny	U kmene	Průměr
Hloubka (cm)	0-30	0-30	0-30	0-30
	Aktivita	Aktivita	Aktivita	Aktivita
	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²
Lípa	3650	4220	3890	3920
Dub-S	1330	7140	4980	4480
Platan	2580	1730	2930	2420
Hloubka (cm)	0-20	0-20	0-20	0-20
Lípa	2750	3550	3510	3270
Dub-S	1260	6660	4920	4280
Platan	1960	1590	2680	2080
Podíl plošné aktivity ve vrstvě půdy do 20 cm a do 30 cm (%)				
Lípa	75	84	90	83
Dub-S	95	93	99	96
Platan	76	92	91	86

Tabulka 9d Poměr plošné aktivity ^{137}Cs v půdě stanovené z hmotnosti proseté půdy a stanovené z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté) pro hloubky 0-20 a 0-30 cm

	Prosetá půda	Všechna půda	Poměr
0 - 30 cm	Bq/m ²	Bq/m ²	
Lípa	3915	5330	0,73
Dub-S	4477	4820	0,93
Platan	2415	3210	0,75
0 - 20 cm			
Lípa	3267	4390	0,74
Dub-S	4277	4600	0,93
Platan	2078	2700	0,77

Tabulka 10a Plošné aktivity ^{40}K v půdě ze všech vrstev do hloubky 30 cm pro všechnu půdu (prosetou i neprosetou) a poměr plošné aktivity mimo korunu, na kraji koruny a u kmene vzhledem k průměru

Poznámka: plošné aktivity Lípa, dub-S a platan stanoveny z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté); pro dub-N to není zřejmé – viz poznámka u [Tabulky 7](#)

	Mimo korunu		Na kraji koruny		U kmenu		Průměr		
	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	Sm.odch	Sm.odch
	Bq/m ²	%	Bq/m ²	%	Bq/m ²	%	Bq/m ²	Bq/m ²	%
Lípa	277 100	3	225 100	3	130 500	3	210 800	60 700	29
Dub - S	187 100	3	86 900	3	113 500	3	129 200	42 400	33
Dub - N	183 300	5	172 200	5	160 100	5	171 900	10 100	6
Platan	165 300	3	114 600	3	101 600	3	127 200	27 500	22
Průměr	160 290	Prostý aritmetický průměr z 12 jednotlivých hodnot (4 stromy x 3 polohy)							
Sm. odch	55 140	Výběrová směrodatná odchylka z 12 jednotlivých hodnot (4 stromy x 3 polohy)							
Sm. odch	34	%							
Poměry	Mimo korunu/průměr		Na kraji koruny/průměr		U kmene/průměr				
Lípa	1.3		1.1		0.6				
Dub - S	1.4		0.7		0.9				
Dub - N	1.1		1.0		0.9				
Platan	1.3		0.9		0.8				

Poznámky

- σ - chyba součtu plošných aktivit z 6 vrstev (u Dubu-N z 3) metodou šíření chyb
- Průměr – prostý aritmetický průměr z 3 hodnot (mimo korunu, na kraji koruny a u kmene)
- Již tu nejsou zvýrazněny červeně hodnoty červeným písmem z [Tabulky 5](#)
- Jako nejistotu průměrné aktivity v půdě daného stromu je vhodnější brát výběrovou směrodatnou odchylku rozšířenou metodou šíření chyb o nejistotu σ ; vzhledem k tomu, že σ je většinou výrazně nižší než výběrová směrodatná odchylka, nebudeme ji zde uvažovat

Tabulka 10b Plošné aktivity ^{40}K v půdě ze všech vrstev do hloubky 20 cm pro všechnu půdu (prosetou i neprosetou) a poměr plošné aktivity mimo korunu, na kraji koruny a u kmene vzhledem k průměru

Poznámka: plošné aktivity Lípa, dub-S a platan stanoveny z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté); pro dub-N to není zřejmé – viz poznámka u [Tabulky 7](#)

K 40	Mimo korunu	Na kraji koruny	U kmene	Průměr
Lípa	186 500	156 300	86 500	143 000
Dub-S	119 100	55 800	88 100	87 700
Dub-N	112 900	113 300	105 800	110 700
Platan	110 800	78 400	61 300	83 500

Tabulka 10c Plošné aktivity ^{40}K v půdě ze všech vrstev do hloubky 20 cm a 30 cm a poměr plošné aktivity mimo korunu, na kraji koruny a u kmene vzhledem k průměru pro prosetou půdu

Poznámka: plošné aktivity lípa, dub-S a platan stanoveny z hmotnosti proseté půdy; pro dub-N to není zřejmé – viz poznámka u [Tabulky 7](#), proto zde není uveden a dostupné hodnoty jsou uvedeny v [Tabulkách 9a-b](#)

K 40	Mimo korunu	Na kraji koruny	U kmene	Průměr
Hloubka (cm)	0-30	0-30	0-30	0-30
	Aktivita	Aktivita	Aktivita	Aktivita
	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²
Lípa	184 200	72 300	66 300	107 500
Dub-S	165 700	82 500	105 300	117 700
Platan	126 700	72 300	66 300	88 500
Hloubka	0-20	0-20	0-20	0-20
Lípa	120 800	51 200	47 200	73 000
Dub-S	111 000	53 200	82 300	82 100
Platan	81 100	51 200	47 200	59 900

Komentář k aktivitě v půdě v okolí stromů

^{137}Cs

- Hmotnostní aktivity ^{137}Cs se pohybovaly od desetin Bq/kg sušiny až do více než 100 Bq/kg (1 případ); většinou však ležely v oblasti jednotek až desítek Bq/kg. Plošné aktivity v jednotlivých vrstvách půdy ležely v rozmezí desítek až tisíců Bq/m²; většinou v oblasti stovek Bq/m². Celkové plošné aktivity (součet ze všech vrstev 0-30 cm) se pohybovaly od 2 300 Bq/m² do 6580 (nepočítáme-li dub-S, který byl vyřazen ze zkoumání z důvodů uvedených na začátku zprávy). Průměrná hodnota plošné aktivity v okolí stromů byla následující ([Tabulka 9a](#)) v Bq/m²: lípa 5330, dub-S 4820, dub-N 5630 a platan 3210. Protože průměrná hodnota aktivity v půdě v ČR je přibližně 2,2 kBq/m² (GP, viz úvod), lze tyto hodnoty považovat za nadprůměrné.
- Plošné aktivity ^{137}Cs . Většinou bylo pozorováno maximum v 1. vrstvě (u obou dubů a lípy ve všech případech a u platanu při odběru na kraji koruny). V okolí platanu u odběru „u kmene“ byla maximální aktivita nalezena u 2. vrstvy a u odběru „mimo korunu“ u 3. vrstvy, přičemž obě maxima nebyla příliš výrazná. Vrstva půdy 0-10 cm ve všech případech obsahovala více než 50% celkové aktivity ^{137}Cs .
- Porovnání aktivit pod korunou, na kraji koruny a mimo korunu. Rozdíly mezi celkovými plošnými aktivitami mezi jednotlivými odběrovými místy, tj. pod korunou (u kmene), na kraji koruny a mimo korunu je sice v některých případech statisticky významný (viz

Tabulka 9a-b), ale protože výsledek je obtížně interpretovatelný (rozsah koruny v době spadu, velikost příspěvku spadu z testů) a není dále využíván, nebyly rozdíly dále analyzovány. Poznámka: odběry byly využity pro stanovení reprezentativnějšího průměru, takže jejich význam je nesporný.

- Porovnání obsahu ^{137}Cs ve vrstvě 0-20 cm a 0-30 cm. Transferové koeficienty (TF) se většinou udávají pro plošnou aktivitu půdy stanovenou z vrstvy půdy 0-20 cm (orné) a 0-10 cm (neorané). Poměr plošných aktivit z vrstev (0-20) a (0-30) cm byl od 82% do 95% (viz Tabulka 9b), takže rozdíl v plošných aktivitách lze z hlediska přesnosti stanovení TK považovat za nepodstatný.
- Poměr plošných aktivit proseté a neproseté půdy. U vzorků půdy z okolí lípy, dubu-S a platanu byly známy celkové hmotnosti půdy i hmotnosti proseté části. Protože neprosetá část půdy byla v mnoha případech významná, byly provedeny odhady plošné aktivity i pro tuto neprosetou část (hodnoty pro prosetou půdu - Tabulky 5b, 6b, 9c-d). Poměr se pohybuje od 0,73 do 0,93. Z hlediska dalšího posuzování není tedy významný. U dalších půd není jisté, zda hmotnost půdy, ze které byla stanovena plošná aktivita, byla celkovou hmotností půdy (prosetou i neprosetou) nebo pouze hmotností proseté půdy.

^{40}K

- Draslík je pohyblivý prvek. Cs se více váže na jílovité částice.
- Hmotnostní aktivity ^{40}K byly řádově stovky Bq/kg sušiny a nevykazovaly příliš významné rozdíly jak mezi vrstvami, tak mezi různými vzdálenostmi od kmene stromu. Průměrné celkové plošné aktivity činily (z vrstvy půdy 0-30 cm) pro lípu 211, dub-S 129, dub-N 172 a pro platan 127 kBq/m².

3.2. Aktivita v listí

V roce 2017 (16.10.2017) byly odebrány vzorky listí ze stromů, v jejichž okolí byla odebrána půda. Na SÚRO byly dodány ve velkých igelitových pytlích – 3 pytle z lípy, 2 pytle z platanu a 1 pytel z dubu. Listí bylo přebráno a sušeno na vzduchu. Z každého pytle bylo postupně připraveno 2 a více nezávislých vzorků; měřeny byly v „3 L Marinelliho nádobě“ plné, tj. 3,77 L. Po změření byl v každém vzorku stanoven obsah sušiny. V listí byly stanovovány aktivity ^{137}Cs , ^{40}K , ^7Be a ^{210}Pb .

Hmotnostní aktivita v listí byla stanovena vždy pro několik vzorků z každého dodaného pytle listí. V Tabulce 11 jsou uvedeny výsledky stanovení průměrné aktivity ^{137}Cs , ^{40}K , ^7Be a ^{210}Pb v listí pro jednotlivé pytle z měření více vzorků z 1 pytle.

Tabulka 11 Průměrné aktivity ^{137}Cs , ^{40}K , ^7Be a ^{210}Pb v listí v jednotlivých pytlích v 2017

Označení pytle	Celková hmotnost dod. listí - nativní (kg)	Aktivita	σ	σ	Aktivita	σ	σ
		Bq/kg	Bq/kg	%	Bq/kg	Bq/kg	%
		Cs 137			K 40		
Lípa 1	5.14	1.96	0.25	13	497	24	5
Lípa 2	5.23	1.45	0.19	13	448	22	5
Lípa 3	2.94	1.85	0.11	6	452	22	5
Dub-S	1.25	0.77	0.10	13	360	17	5
Platan 1	5.24	0.21	0.02	12	263	13	5
Platan 2	4.98	0.17	0.02	11	149	8	5
		Pb 210			Be 7		
Lípa 1	5.14	78	13	16	298	15	5
Lípa 2	5.23	54	10	18	251	13	5
Lípa 3	2.94	63	6	10	264	11	4
Dub-S	1.25	44	7	15	150	8	5
Platan 1	5.24	39	7	18	164	7	4
Platan 2	4.98	49	4	8	148	8	5

Poznámky

- Z každého pytle bylo postupně připraveno 2 a více nezávislých vzorků, měřeny byly v 3 L Marinelliho nádobě plné, tj. 3,77 L
- Ve výsledku „Platan 1“ byly sice měřeny 3 vzorky, ale u ^{137}Cs ležely 2 hodnoty pod NVA (rovné 0,21 a 0,28 Bq/kg a u ^{210}Pb 1 hodnota pod NVA; tyto hodnoty nebyly do průměru započteny.
- Po změření byl v každém změřeném vzorku stanoven obsah sušiny
- Průměr pro jednotlivé „pytle“ byl vypočítán jako vážený průměr s vahou rovnou převrácené hodnotě druhé mocniny kombinované standardní nejistoty. Udaná nejistota představuje nejistotu váženého průměru

V roce 2018 byly provedeny odběry jarního a podzimního listí z lípy a platanu (stejně stromy jako v 2017) a nového dubu (Dub – N). Listí bylo sušeno v laboratoři za pokojové teploty a vzorkováno do 3L Marinelliho nádob; po změření byla stanovena sušina. V roce 2019 byly provedeny odběry jarního listí (dub, lípa, platan) a podzimního listí (dub, lípa, platan, javor, jeřáb, habr, jilm, jírovec, ořešák). Listí bylo dodáno převážně vysušené, v laboratoři bylo dosušeno za pokojové teploty a vzorkováno do 3L Marinelliho nádob. V [Tabulce 12](#) jsou uvedeny všechny výsledky z měření lípy, dubu – N, S a platanu. V [Tabulce 13](#) jsou uvedeny průměrné hodnoty z jarních a podzimních vzorků. Na [Obr. 6](#) jsou znázorněny časové závislosti aktivity ^{137}Cs , ^{40}K a ^7Be v listí dubu, lípy a platanu.

Tabulka 12 Shrnutí kompletních výsledků měření listí lípy, dubu a platanu z let 2017-2019

Listí	Cs 137 (Bq/kg)		K 40 (Bq/kg)		Be 7 (Bq/kg)		Pb 210 (Bq/kg)	
Podzim 2017	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ
Lípa	1.78	0.09	463	13.0	268	7.3	63.4	5.0
Dub - S	0.77	0.10	360	17.4	150	7.5	44.2	6.5
Platan	0.18	0.02	179	6.6	157	5.1	46.3	3.5
Jaro 2018								
Lípa	2.75	0.19	819	39.7	81.9	4.89		
Dub - N	21.8	1.12	373	18.7	84.1	5.63		
Platan	0.42	0.03	673	32.6	99.6	5.38		
Podzim 2018								
Lípa	2.11	0.15	418	20.3	158	8.5		
Dub - N	19.3	1.10	201	11.8	131	8.5		
Platan	0.28	0.03	149	7.3	145	7.6		
Jaro 2019								
Lípa	1.75	0.14	1100	53.8	51.1	2.91		
Dub - N	37.1	2.24	880	48.4	61.0	6.56		
Platan	0.30	0.04	596	29.1	45.6	2.46		
Podzim 2019								
Lípa	1.60	0.12	376	18.6	329	16.4	119	9.13
Dub - N	25.5	1.23	287	11.3	257	12.8	85.3	8.18
Platan	0.27	0.02	280	13.7	253	12.3	87.1	5.42

Tabulka 13 Průměrné hodnoty aktivit v listí z jarních a podzimních odběrů a jejich poměr

	Cs 137	K 40	Be 7	Pb 210
	Aktivita	Aktivita	Aktivita	Aktivita
	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
Průměr jaro				
Lípa	2.2	959	66	
Dub - N	29	627	73	
Platan	0.4	635	73	
Průměr podzim				
Lípa	1.8	419	251	91
Dub - S	0.8	360	150	44
Dub - N	22	244	194	85
Platan	0.3	202	185	67
Poměr jaro/podzim				
Lípa	1.2	2.3	0.3	
Dub - N	1.3	2.6	0.4	
Platan	1.5	3.1	0.4	

Odhad celkové aktivity v listí koruny stromu byl proveden vynásobením průměrné hmotnostní aktivity v listí z [Tabulky 13](#) odhadem hmotnosti listí na stromu. Výsledky jsou uvedeny v [Tabulce 14](#). ^{210}Pb se v 2018 nehodnotilo, protože z kapacitních důvodů byl použit detektor s nízkou účinností v oblasti energie jeho fotonů.

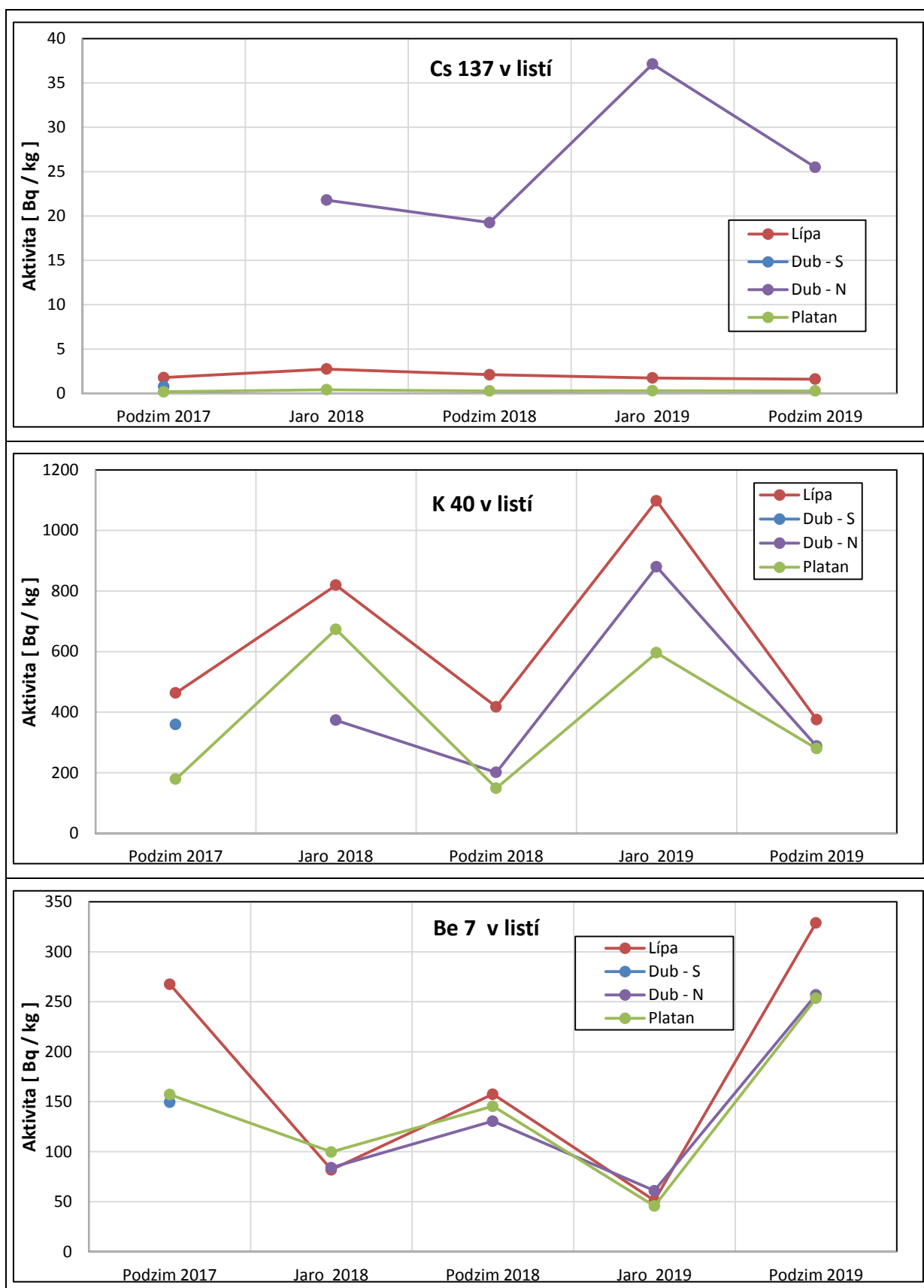
Tabulka 14 Odhad celkové aktivity ^{137}Cs , ^{40}K , ^7Be a ^{210}Pb v listí koruny stromu

	Hmotnost listí	Cs 137 (Bq)		K 40 (Bq)		Be 7 (Bq)		Pb 210 (Bq)	
	kg	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ
Listí podzim 2017									
Lípa	47	84	4.2	21 800	613	12 600	915	2 980	148
Dub - S	39	30	1.5	14 000	677	5 830	438	1 720	112
Dub - N		-	-	-	-	-	-	-	-
Platan	88	16	1.3	15 700	578	1 3800	697	4 080	145
Listí podzim 2018									
Lípa	47	99	7.3	19 600	951	7 400	399	-	-
Dub - S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dub - N	124	2 390	136	24 900	1460	16 200	1050	-	-
Platan	88	25	2.6	13 100	639	12 800	672	-	-
Listí podzim 2019									
Lípa	47	75	6	17 700	875	15 500	772	5 600	429
Dub - S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dub - N	124	3 160	152	35 600	1390	31 900	1 590	10 600	1020
Platan	88	24	2	24 600	1210	22 300	1 080	7 700	480
Průměr									
Lípa	47	86	9.9	19 700	1680	11800	3 350	4 290	1 310
Dub - S	39	30	1.5	14 000	677	5830	438	1 720	112
Dub -N	124	2770	385	30 300	5 350	24 100	7 850	10 600	1 020
Platan	88	22	4	17 800	4 920	16 300	4 260	5 890	1 810

Poznámky

- Celková hmotnost listí (sušina) představuje celkovou hmotnost listí na stromě na konci vegetačního období a byla odhadnuta pracovníky ENKI.

Obr. 6 Dub. Časová závislost aktivity ^{137}Cs , ^{40}K a ^7Be v listí dubu-S,N, lípy a platanu



Kromě tří stromů, ze kterých se vzorky listí odebíraly pravidelně, byly odebrány vzorky listí i z dalších stromů a také byly odebrány a změřeny plody vybraných stromů. Výsledky jsou shrnuty v [Tabulce 15](#).

Tabulka 15 Aktivita ^{137}Cs , ^{40}K , ^7Be a ^{210}Pb v plodech (podzim 2018 a 2019) a podzimním listí z dalších stromů. Hodnoty jsou vztaženy na sušinu.

	Cs 137		K 40		Be 7		Pb 210	
Plody podzim 2018	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ
	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
Platan - plod	< 0.3	NVA	156	10				
Dub - plod	11.5	0.7	188	11				
Plody podzim 2019								
Lípa - plody a květy	2.43	0.26	357	19	127	8.1		
Jírovec maďal - plod	0.65	0.05	273	14	< 4	NVA		
Jírovec maďal - slupky	1.70	0.16	376	21	8.9	1.0		
Listí podzim 2019								
Ořešák královský	0.54	0.05	963	47	165	8	80.8	6.4
Jeřáb obecný	0.46	0.03	363	18	172	8	70.3	4.7
Jilm drsný	0.79	0.05	288	14	353	17	114	6.5
Javor mleč	0.30	0.02	464	23	239	12	82.4	5.2
Jírovec maďal	0.83	0.08	284	14	218	11	84.9	5.2
Habr obecný	0.79	0.05	297	15	323	16	90.3	5.9

Komentář k aktivitě v listí

- Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v listí pochází převážně z kořenového systému (v ovzduší jsou aktivity ^{40}K v porovnání s aktivitou ^7Be více než 100x nižší a aktivity ^{137}Cs více než 1000x nižší). Aktivita ^{210}Pb v listí pochází převážně ze spadů a aktivita ^7Be vzhledem ke krátkému poločasu přeměny ^7Be 53,3 dne pouze ze spadů.
- Zajímavé jsou řádově vyšší hodnoty aktivity ^{137}Cs u listí z dubu-N než u ostatních druhů listí. Hmotnostní aktivity ^{137}Cs v listí se pohybovaly od 0,2 Bq/kg sušiny pro platan do 37 Bq/kg pro nový dub a celkové aktivity v podzimním listí celé koruny stromu od 16 Bq pro platan po 3160 Bq pro dub-N ([Tabulka 12](#)). Vysvětlení významně vyšší aktivity Cs (Bq/kg) v listí dubu zatím nebylo nalezeno; možnou příčinou by mohl být jiný charakter půdy, menší množství jílovitých částic, jiné pH kolem dubu-N – viz [Příloha](#).
- Hmotnostní aktivity ^{40}K ležely v intervalu 180 až 1100 Bq/kg, ^7Be od 46 (jaro) do 330 (podzim) Bq/kg a ^{210}Pb od 44 do 120 Bq/kg (měřeno jen v podzimním listí) ([Tabulka 12](#)).
- Aktivity ^{137}Cs a ^{40}K byly vyšší v jarním listí než v podzimním listí; poměr aktivity v jarním a podzimním listí činí pro ^{137}Cs 1,2 až 1,5 a pro ^{40}K 2,3 až 3,1. Opačně je tomu u aktivity ^7Be , kde je uvedený poměr 0,3 až 0,4. To je pochopitelné, protože v mladém rychle rostoucím jarním listí jsou více vstřebávány živiny z půdy, a tím i více ^{137}Cs a ^{40}K , kdežto

na jaře je plocha listů malá, takže nedochází tak intenzivně k depozici ^7Be z ovzduší (Tabulka 12, 13).

- Meziročně se aktivity RN také lišily; je to vidět např. při srovnání jarního listí 2018 a 2019: obsah ^{137}Cs vzrostl u dubu-N z 19 na 37 Bq/kg a obsah ^{40}K z 370 na 880 Bq/kg. Přibližně meziroční změny ležely v rámci faktoru „2“ (Tabulka 12).
- Průměrné celkové aktivity v listí koruny stromu (Tabulka 14) se pohybovaly pro ^{137}Cs v intervalu 30-2770 Bq, pro ^{40}K 14-30 kBq, pro ^7Be 5,8-24 kBq a pro ^{210}Pb 1,7-10,6 kBq.

3.3. Transferové koeficienty

Ze získaných hmotnostních aktivit (v Bq/kg) ^{137}Cs v listí a plošných aktivit (v Bq/m²) v půdě naměřených v letech 2017, 2018 a 2019 byl odhadnut „specifický“ agregovaný transferový koeficient (TK-spec) pro přechod aktivity ^{137}Cs z půdy do listí. Je uveden v jednotkách (Bq/kg)/(Bq/m²) = m²/kg. Takto definovaný TK byl označen jako specifický z důvodu zavedení i celkového TK (viz níže). Vzhledem k tomu, že kořenový systém může přesahovat půdorys koruny, je vhodné při stanovení TK počítat s průměrnou plošnou aktivitou stanovenou jako nevážený průměr plošné aktivity u kmene, na kraji koruny a mimo korunu. Výsledky stanovení TK-spec pro ^{137}Cs a ^{40}K jsou uvedeny v Tabulce 16 a 17.

Tabulka 16 „Specifický“ agregovaný transferový koeficient (TK) ^{137}Cs pro přechod aktivity ^{137}Cs z půdy do listí (poměr hmotností aktivity ^{137}Cs v listí (Bq/kg) a plošné aktivity ^{137}Cs v půdě (Bq/m²))

	Cs 137 v půdě			Cs 137 v listí			TK-spec		
	Aktivita	σ	σ	Aktivita	σ	σ	TK-spec	σ	σ
	Bq/m ²	Bq/m ²	%	Bq/kg	Bq/kg	%	m ² /kg	m ² /kg	%
Lípa	5330	489	9	1.83	0.21	12	3.44E-04	5.02E-05	15
Dub - S	4820	2500	52	0.77	0.10	13	1.61E-04	8.60E-05	54
Dub - N	5630	1070	19	22.37	3.11	14	3.97E-03	9.36E-04	24
Platan	3210	665	21	0.25	0.04	18	7.65E-05	2.12E-05	28

Poznámky

- Plošná aktivita v půdě stanovena z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté).
- Nejistota TK je dána pouze nejistotou vstupujících veličin metodou šíření chyb a neodráží přírodní variabilitu.

Tabulka 17 „Specifický“ agregovaný transferový koeficient (TK) ^{40}K pro přechod aktivity ^{137}Cs z půdy do listí (poměr hmotností aktivity ^{40}K v listí (Bq/kg) a plošné aktivity ^{40}K v půdě (Bq/m²))

	K 40 v půdě			K 40 v listí			TK-spec		
	Aktivita	σ	σ	Aktivita	σ	σ	TK-spec	σ	σ
	Bq/m ²	Bq/m ²	%	Bq/kg	Bq/kg	%	m ² /kg	m ² /kg	%
Lípa	210900	60700	29	419	36	9	1.99E-03	5.97E-04	30
Dub - S	129200	42400	33	360	17	5	2.79E-03	9.24E-04	33

Dub - N	173900	10100	6	244	43	18	1.40E-03	2.60E-04	19
Platan	127200	27500	22	202	56	28	1.59E-03	5.58E-04	35

Poznámky

- Plošná aktivita v půdě stanovena z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté).
- Nejistota TK je dána pouze nejistotou vstupujících veličin metodou šíření chyb a neodráží přírodní variabilitu.

Odhad celkového agregovaného transferového koeficientu ^{137}Cs pro přechod aktivity ^{137}Cs z půdy do listů s uvažáním celkové hmotnosti listů na stromu a celkové aktivity v půdě, ze které strom čerpá živiny je uveden v [Tabulce 18](#). (Označení „celkový“ je užito z důvodu odlišení od „specifického“ TK-spec – viz výše). V [Tabulce 20](#) je uveden poměr celkového a specifického TK.

Tabulka 18 Celkový agregovaný transferový koeficient (TK-celk) ^{137}Cs pro přechod aktivity ^{137}Cs z půdy do listů s uvažáním celkové hmotnosti listů na stromu a celkové aktivity v půdě, ze které strom čerpá živiny

	Hmotnost	Poloměr	Pūdorys	Aktivita	Aktivita	Celková Akt	Celková Akt	TK-celk
	listů (sušina)	kořenů	koruny/kořenů	listů	půdy	listů	půdy	listů/půda
	kg	m	m ²	Bq/kg	Bq/m ²	Bq	Bq	
Lípa	47	5.5	95	1.83	5 330	86	126 600	6.80E-04
Dub - S	39	5.0	79	0.77	4 820	30	94 600	3.19E-04
Dub - N	124	8.0	201	22.4	5 630	2770	282 900	9.79E-03
Platan	88	6.0	113	0.25	3 210	22	90 700	2.38E-04

Poznámka: Plošná aktivita v půdě stanovena z celkové hmotnosti půdy (proseté i neproseté).

Pro porovnání je v [Tabulce 19](#) uveden hypotetický TK-celk pro ^{40}K odvozený stejným způsobem jako pro ^{137}Cs .

Tabulka 19 Celkový agregovaný transferový koeficient (TK-celk) ^{40}K pro přechod aktivity ^{137}Cs z půdy do listů – stanoven stejným způsobem jako TK-celk pro ^{137}Cs

	Hmotnost	Poloměr	Pūdorys	Aktivita	Aktivita	Celková A	Celková A	TK-celk
	listů (sušina)	kořenů	koruny/kořenů	listů	půdy	listů	půdy	listů/půda
	kg	m	m ²	Bq/kg	Bq/m ²	Bq	Bq	
Lípa	47	5.5	95	419	210 900	19 700	5 008 000	3.93E-03
Dub - S	39	5.0	79	360	129 200	14 000	2 536 000	5.53E-03
Dub - N	124	8.0	201	244	174 000	30 300	8 737 000	3.47E-03
Platan	88	6.0	113	202	127 000	17 800	3 595 000	4.96E-03

Tabulka 20 Poměr celkového a specifického transferového koeficientu ^{137}Cs a ^{40}K

	Cs 137			K 40		
	TK	TK	Poměr TK	TK	TK	Poměr TK
	celkový	specifický	celk / spec	celkový	specifický	celk / spec
		m ² / kg			m ² / kg	
Lípa	6.80E-04	3.44E-04	1.98	3.93E-03	1.99E-03	1.98
Dub - S	3.19E-04	1.61E-04	1.99	5.53E-03	2.79E-03	1.98

Dub - N	9.83E-03	3.97E-03	2.47	3.47E-03	1.40E-03	2.47
Platan	2.38E-04	7.65E-05	3.11	4.96E-03	1.59E-03	3.12

Poznámky

- TK - celkový (bezrozměrný) - Poměr celkové aktivity v listí z celého stromu a aktivity v půdě v ploše, ze které strom čerpá živiny
- TK - specifický v m²/kg - poměr aktivity v listí v Bq/kg sušiny a v půdě v Bq/m² (půda do hloubky 30 cm)

Komentář k TK

- TK (zde značen jako „specifický“) je standardně definován jako poměr hmotnostní aktivity v Bq/kg sušiny plodiny a plošné aktivity daného RN a to pro traviny pro aktivitu z vrstvy půdy do hloubky půdy 10 cm a pro ostatní plodiny pro aktivitu z vrstvy půdy do hloubky půdy 20 cm. Zde je stanovena plošná aktivita z vrstvy půdy do hloubky 30 cm. Podklady pro výpočet z vrstev půd do 20 cm, resp. Do 10 cm jsou obsaženy v předchozích tabulkách.
- TK pro ¹³⁷Cs byl odhadnut z aktivity ¹³⁷Cs v listí; část aktivity v listí však pochází v menší míře i z resuspendovaného spadu (viz dále v textu), takže ve skutečnosti bude TK nižší. Také část aktivity může ležet i ve vrstvách hlubších než 30 cm, a pokud jsou kořeny schopny čerpat živiny i z takové hloubky, může dojít k dalšímu snížení „skutečného“ TK díky tomu, že celková plošná aktivita může být podhodnocena.
- TK pro ¹³⁷Cs jsou v řádech, v nichž se vyskytují TK i pro další rostliny; nacházely se v rozmezí $7,7 \times 10^{-5}$ - $4,0 \times 10^{-3}$ m²/kg. TK pro ⁴⁰K byl méně rozptýlen a spíše vyšší (s výjimkou TK ¹³⁷Cs dubu-N), a to od $1,4 \times 10^{-3}$ do $2,8 \times 10^{-3}$ m²/kg ([Tabulka 16-17](#)).
- Celkový agregovaný transferový koeficient (TK-celk) byl podobný jako specifický, pohyboval se v rozmezí $3,2 \times 10^{-4}$ - $9,8 \times 10^{-3}$. TK-celk pro ⁴⁰K ležel v intervalu $3,5 \times 10^{-3}$ - $5,5 \times 10^{-3}$.
- Specifický TK a celkový TK (v němž je vzata v úvahu hmotnost listí v koruně stromu a rozsah kořenového systému) jsou velmi blízké; celkový TK je cca 2x vyšší. Je to dáno tím, že hmotnost listí v koruně stromu je v řádu desítek (kg) a plocha, z níž kořeny čerpají živiny, číselně také v desítkách (Bq/m²), takže v podílu se rovnají přibližně 2.

3.4. Porovnání aktivity v listech s aktivitou v aerosolech a ve spadech

Průměrná celková aktivita naměřená v listech v letech 2017-2019 byla porovnána s aktivitou ve spadech monitorovaných na území ČR a uvedených v [Tabulce 21](#); v tabulce jsou uvedeny i vzájemné poměry aktivit RN. Původ RN je různý: ⁷Be se tvoří ve vyšších vrstvách atmosféry,

^{210}Pb pochází z radonu emanujícího ze země, ^{137}Cs a ^{40}K (a sekundárně i ^{210}Pb) jsou obsaženy v resuspendovaném prachu.

Tabulka 21 Aktivita RN ve spadech a jejich poměry

	Aktivita	Poměry		Poměry		Poměry	
	Bq/m ² /měsíc						
Cs 137	0,0368	Be / Cs	2 335	Cs / Be	4,28E-04	Pb / Cs	217
Be 7	86	Be / Pb	10,8	Pb / Be	9,30E-02	K / Cs	57
Pb 210	8,0	Be / K	41	K / Be	2,44E-02		
K 40	2,1						

Poznámky

- Aktivita – aritmetický průměr aktivity stanovený z parametrů logaritmicko-normálního rozdělení dat
- Na monitorovacím místě v Praze se stanovují aktivity ve spadech a v aerosolech nejcitlivěji a po nejdelší dobu, proto byla využita především data z Prahy za dlouhé období kromě dat pro ^{137}Cs , kde byly využity průměry za celou ČR
- Cs – AP (aritmetický průměr) z ročních AP (z let 2017-2019)
- Be a Pb ve spadech - AP z let 1986-20013
- K-40 ve spadech - AP z let 1998-2017

Pro porovnání aktivity v listí a ve spadech byly z celkové aktivity v listí koruny stromů odhadnuty příkony aktivity do listí se započtením korekce na přeměnu během vegetačního období listí (zde počítáno 6 měsíců – od 15.4. do 15.10.). Protože spad je uveden v Bq/m²/měsíc, byl za jednotku příkonu zvolen Bq/měsíc. Spad v (Bq/m²/měsíc) byl přepočten na půdorys koruny, tj. jeho hodnota v (Bq/m²/měsíc) byla vynásobena půdorysem koruny.

Příkon byl za předpokladu konstantního přísunu aktivity na listy odhadnut pomocí vztahu

$$A_P = \frac{A_T \cdot \ln 2}{T_{1/2}} / (1 - e^{-\frac{\ln 2 \cdot T}{T_{1/2}}})$$

kde

A_P - průměrný příkon aktivity (s korekcí na přeměnu během vegetačního období listí)
v Bq/měsíc do listí celé koruny stromu

A_T - celková aktivita v listí koruny stromu vztažená k datu odběru listí (součin naměřené hmotnostní aktivity v listí a hmotnosti listí)

T - doba příkonu aktivity (vegetační období listí - 6 měsíců)

$T_{1/2}$ - fyzikální poločas přeměny

Pro ^{137}Cs , ^{40}K , a ^{210}Pb je korekce na přeměnu RN během vegetačního období listů zanedbatelná, ale pro ^7Be činí korekční faktor 2,6, takže celková deponovaná aktivita za vegetační období listů je přibližně 2,6x vyšší než aktivita naměřená k datu sběru listů (ve skutečnosti bude faktor nižší, protože velikost listů je na začátku vegetačního období menší, takže i záchyt je menší).

Hmotnostní aktivity RN v listí a odhad celkové aktivity v listí koruny stromu na konci vegetačního období je uveden v [Tabulce 22](#). V [Tabulce 23](#) je uveden příkon aktivity do listů koruny stromu, aktivita ve spadu přepočtená na půdorys koruny stromu a jejich poměr.

Tabulka 22 Průměrná hmotnostní aktivita v listí a celková aktivita v listí celé koruny stromu na konci vegetačního období (sběr listů)

	Hmotnost	Cs 137	K 40	Be 7	Pb 210	Cs 137	K 40	Be 7	Pb 210
	listí	Aktivita	Aktivita	Aktivita	Aktivita	Celková	Celková	Celková	Celková
	kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq	Bq	Bq	Bq
Lípa	47	1,83	419	251	91	86	19 700	11 800	4 280
Dub - S	39	0,77	360	150	44	30	14 000	5 850	1 720
Dub - N	124	22,4	244	194	85	2 780	30 300	24 100	10 500
Platan	88	0,25	202	185	67	22	17 800	16 300	5 900

Tabulka 23 Příkon aktivity do listů, aktivita ve spadu přepočtená na půdorys koruny stromu a jejich poměr

	Půdorys	Příkon aktivity A_p do listů koruny				Příkon aktivity ve spadu v půdorysu koruny			
	koruny	Cs 137	K 40	Be 7	Pb 210	Cs 137	K 40	Be 7	Pb 210
	m ²	Bq/měsíc	Bq/měsíc	Bq/měsíc	Bq/měsíc	Bq/měsíc	Bq/měsíc	Bq/měsíc	Bq/měsíc
Lípa	95	14,4	3 280	5 150	718	3,5	200	8 170	760
Dub - S	79	5,03	2 340	2 550	288	2,9	165	6 750	628
Dub - N	201	466	5 040	10 500	1 770	7,4	422	17 300	1 610
Platan	113	3,69	2 960	7 100	990	4,2	237	9 730	905
Poměr příkonů aktivity A_p do listů jednotlivých RN					Poměr příkonu aktivity do listů a do spadu				
	Be / Cs	Be / Pb	Be / K	Pb / Cs		Cs 137	K 40	Be 7	Pb 210
Lípa	357	7,2	1,6	50	Lípa	4,1	16	0,63	0,94
Dub - S	507	8,9	1,1	57	Dub - S	1,7	14	0,38	0,46
Dub - N	23	5,9	2,1	3,8	Dub - N	63	12	0,61	1,1
Platan	1 926	7,2	2,4	269	Platan	0,9	12,5	0,73	1,1
					Průměr	(17)	14	0,6	0,9

Poznámky

- Příkon A_p – stanoven pomocí vztahu výše (korigovaný na fyzikální přeměnu během vegetačního období listů)
- Příkon aktivity do listů se vztahuje na půdorys koruny a aktivita ve spadu přepočtená na půdorys koruny je také příkonem aktivity, takže poměr je bezrozměrná veličina.

Komentář k poměru aktivity v listí a aktivity ve spadech

- Příkon aktivity v listí je dán příkonem ze spadu a příkonem přes kořenový systém. Příkon ze spadu je snižován jednak smýváním aktivity z povrchu listů deštěm a jednak stékáním kapek deště nesoucího RN z povrchů listů. Naproti tomu je zvyšován vzdušným prouděním, kdy zachytnou plochou není jen prostý půdorys koruny, ale „celková efektivní“ plocha listů.
- Příkon aktivity ^{137}Cs je výrazně vyšší u nového dubu než u ostatních stromů; u ostatních RN nejsou rozdíly tak výrazné a lze je přisoudit rozdílné celkové ploše listů. Výrazně vyšší příkon aktivity ^{137}Cs je způsoben tím, že se jedná o samostatně stojící zdravý mohutný strom, který v okolí nemá konkurenci z hlediska příjmu Cs a příkon je dán příjmem Cs přes kořenový systém.
- Z [Tabulky 23](#) vyplývá, že poměry pro ^7Be a ^{210}Pb jsou nižší než 1, ale blízké „1“ (průměr je 0,6-0,9), a tedy že aktivita na listech je spíše nižší než je velikost spadu v ploše odpovídající půdorysu koruny stromů, což lze interpretovat tak, že většina aktivity pochází ze spadu bez podstatného příspěvku aktivity kořenovým systémem. Výsledek je pochopitelný, protože ^7Be má krátký poločas přeměny (53 dnů), takže na přestup přes kořenový systém nemá dost času. Aktivita ^{210}Pb , jenž je dceřiným produktem radonu, emanujícím z půdy, je na půdním povrchu výrazně vyšší než v hlubších vrstvách půdy, takže i jeho příkon bude převážně pocházet ze spadu. Naproti tomu poměr příkonů aktivit pro ^{137}Cs mírně a pro ^{40}K výrazně překračuje hodnotu „1“, což lze interpretovat tak, že obsah těchto RN v listech je zapříčiněn převážně kořenovým systémem, i když u ^{137}Cs není zanedbatelný ani vliv spadu, který může činit i desítky % (viz hodnoty pro platan).
- Na původ aktivity lze usuzovat i z poměrů mezi RN ve spadu a v listech stromu. Podobné poměry by naznačovaly i stejný původ aktivity. Poměr Be/Pb ve spadu je 10,8 a v listech od 6 do 9, tj. velmi podobný; tj. lze usuzovat, že i ^{210}Pb v listech má původ ve spadu. Naproti tomu poměr Be/K ve spadu je 41 a poměr v listech pouze mezi 1,1 a 2,4, tj. velmi rozdílný, takže lze usuzovat, že ^{40}K bude pocházet převážně z přestupu přes kořenový systém. Podobně, i když méně, je rozdílný i poměr Be/Cs; ve spadu činí 2300 a v listí od 23 do 500 (pro platan 1900). Poznámka: poměry aktivit v listech mohou být ovlivněny i faktem, že draslík i cesium mohou být přijímány i přes list, což snižuje pravděpodobnost smytí deštěm, kdežto o přestupu beryllia do listí nám údaje nejsou známy.

- Protože hodnoty poměrů příkonu aktivity ^7Be a ^{210}Pb pro listí a pro spad jsou blízké „1“, lze vyvozovat, že záchytná schopnost stromů je podobná zachytu spadu na plochu odpovídající zhruba půdorysu koruny stromu, a že pro přibližný odhad depozice na listech stromu, lze užít hodnot aktivit ve spadu.
- Očekávali jsme, že poměry aktivity v listí a aktivity ve spadech (za vegetační období a vztažené na půdorys koruny) budou podstatně vyšší než „1“, neboť kromě mechanismu gravitačního usazování (které se považuje za dominantní u spadových nádob v rámci RMS ČR), bude díky vertikálnímu i horizontálnímu vzdušnému proudění korunou stromu (která by měla fungovat jako filtr) významná i impakce a zachyt aerosolu. To se však nepotvrdilo; zřejmě na velikost celkové depozice na listy stromu mají vliv i další mechanismy, které depozici snižují (podstatné bude stékání kapek s aerosolem, poměrně méně významné smývání deponovaného aerosolu deštěm).
- I když srážky z časového hlediska představují řádově kratší období než období bez srážek, z porovnání tzv. aktivity mokrého a suchého spadu (SÚRO provozuje odběrové zařízení spadů, kde je oddělován spad za sucha a spad v době deště) vyplývá, že v případě ^7Be je 85% aktivity obsaženo v mokřém spadu a 15% v suchém a v případě ^{210}Pb je v mokřém spadu obsaženo 75% aktivity a v suchém 25%; pro ^{137}Cs leží aktivity u suchého spadu a mnohdy i u mokrého pod mezí detekce, takže podíl není možné stanovit.

4. Analýza vzorků z ČOV Třeboň a České Budějovice

Standardně se odebíralo 25 L vzorku. Zpracování a příprava k měření byly pracné. Nejprve byl vzorek okyselen a přefiltrován. Obvykle byl vzorek filtrováním rozdělen na 2 části - filtrát a usazenina na filtru. Z přefiltrované vody byly odebrány 3 L do Marrineliho nádoby a v ní stanoven 40K (40K ve filtrátu byl takto stanoven v 1 vzorku v 2017 a pak až od roku 2019). Poté byla voda vrácena zpět a Cs byl z ní separován pomocí selektivního sorbentu, který byl po vysušení měřen v geometrii petriho misky. Filtry s usazeninou byly měřeny v geometrii masťovky o různém objemu v závislosti na množství usazeniny. V některých případech, kdy voda obsahovala větší množství tuhých částí, byl navíc změřen i oddělený tuhý sediment.

V roce 2017 byl odebrán 1 vzorek vody s kalem po odstředivce z ČOV Třeboň. Vzorek byl centrifugován a koncentrován odpařením. V 11/2017 byly dodány další 2 vzorky po 50 L, a to z nátoky a odtoku z ČOV Třeboň. Vzorky byly zpracovány a měřeny v podobě filtrátu a usazeniny na filtru. Ze vzorku přítoku byl připraven na měření i vzorek tuhého sedimentu.

V roce 2018 se začátkem května (3.5. 2018) podařilo zachytit na ČOV Třeboň srážkovou epizodu, během které byl odebrán vzorek na přítoku a odtoku. Během cca 3 hodin napršelo 40-60 mm srážek. Sediment nebyl přítomen, takže oba vzorky byly přímo filtrovány. V říjnu 2018 byla dále odebrána dešťová voda z oddílné kanalizace v ČOV Třeboň.

V ČOV České Budějovice nastaly administrativní problémy s povolením k odběru, proto byl proveden jen 1 odběr na odtoku mimo areál ČOV.

V 2019 byly odebrány vzorky z nátoky a odtoku z ČOV Třeboň a ČOV České Budějovice. U odběru na ČOV Třeboň se jednalo o 24 hodinový vzorek odebíraný a ručně sléváný po 2 hodinách úměrně průtoku čističkou. Ve vzorcích bylo stanoveno ^{137}Cs a ^{40}K . V ČOV Třeboň byl odebrán také fugát, který byl rozdělen na tuhý a kapalný. Kapalný fugát byl zpracován stejným postupem jako vody, tj. okyselen, přefiltrován a změřen filtrát a usazenina na filtru. Navíc se v srpnu (12.8.2019) podařilo zachytit na ČOV Třeboň srážkovou epizodu během které byl odebrán vzorek na přítoku a odtoku z čistírny (12 hod po přítoku). Všechny výsledky jsou uvedeny v [Tabulce 24](#).

Tabulka 24 Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích odebraných na ČOV Třeboň a ČOV České Budějovice

ČOV			Cs 137 (Bq/L)		K 40 ¹⁾ (Bq/L)	
			Aktivita	σ	Aktivita	σ
Třeboň - přítok 11.7.2017	Přítok	filtrát	1.05E-02	5.20E-04	5.30E+00	1.50E-01
		usazenina na filtru	1.04E-03	6.24E-04	8.82E-01	3.22E-02
Součet - přítok			1.2E-02		6.2E+00	
Třeboň - přítok a odtok 15.11.2017	Přítok	filtrát	1.91E-03	1.10E-04	Nestanoven	
		usazenina na filtru	< 5.8E-4		< 7.9E-3	
		pevný sediment ²⁾	1.64E-02	1.58E-03	1.23E+00	4.23E-02
	Odtok	filtrát	1.13E-03	6.60E-05	Nestanoven	
		usazenina na filtru	< 3.0E-4		< 4.0E-3	
Součet - přítok			1.9E-02	2.5E-03	Nestanoven	
Součet - odtok			1.4E-03	1.4E-03	Nestanoven	
Poměr Přítok/ Odtok			13	1.7	Nestanoven	
Třeboň - přítok a odtok 3.5.2018 (srážková epizoda)	Přítok	filtrát	1.78E-03	1.40E-04	Nestanoven	
		usazenina na filtru	< 6.0E-4		< 1.3E-2	
	Odtok	filtrát	8.56E-04	1.90E-04	Nestanoven	
		usazenina na filtru	< 6.8E-4		< 1.4E-2	
Součet - přítok			2.4E-03		Nestanoven	
Součet - odtok			1.5E-03		Nestanoven	
Poměr Přítok/ Odtok			1.5		Nestanoven	

České Budějovice - odtok, odběr 14. 8. 2018	Odtok	filtrát	7.18E-04	8.21E-05	Nestanoven	
		usazenina na filtru	< 8.5E-4		< 1.1E-2	
Součet - odtok			1.6E-03		Nestanoven	
Třeboň - dešťová voda z oddílné kanalizace 27.-28.10.2018		filtrát	1.65E-04	5.03E-05	Nestanoven	
		usazenina na filtru	8.19E-04	9.08E-05	2.00E-02	2.89E-03
Součet			9.8E-04		Nestanoven	
Třeboň - přítok a odtok, fugát (kal po odstředění) - kapalný a pevný 8.-9.7.2019	Přítok	filtrát	3.03E-03	2.16E-04	1.21E+00	7.00E-02
		usazenina na filtru	1.25E-03	5.92E-04	1.49E-01	1.47E-02
		pevný sediment ²⁾	1.93E-03	1.35E-04	< 8.0E-3	
	Odtok	filtrát	2.44E-03	2.61E-04	6.83E-01	1.22E-01
		usazenina na filtru	< 2.6E-3		< 4.2E-3	
	Fugát- kapalný	filtrát	3.57E-03	2.63E-04	3.56E+00	2.09E-01
		usazenina na filtru	< 7.2E-4		4.45E-02	7.94E-03
	Fugát- pevný	(v Bq/kg)	3.38E+00	2.40E-01	1.76E+02	1.13E+01
Součet - přítok			6.2E-03	4.3E-03	1.37E+00	1.4E+00
Součet - odtok			5.0E-03	5.0E-03	6.87E-01	6.9E-01
Poměr Přítok/ Odtok			1.2	0.8	2.0	2.0
České Budějovice - přítok a odtok 12.-13..8.2019	Přítok	filtrát	< 2.8E-4		7.30E-02	1.02E-02
		usazenina na filtru	< 2.2E-4		3.55E-03	2.11E-03
	Odtok	filtrát	< 4.0E-4		< 1.8E-1	
		usazenina na filtru	1.90E-04	1.12E-05	< 5.3E-3	
Součet - přítok			5.0E-04		7.7E-02	
Součet - odtok			5.9E-04		1.9E-01	
Poměr Přítok/ Odtok			0.8		0.4	
Třeboň (srážková epizoda) - přítok a odtok 13.8.2019	Přítok	filtrát	1.41E-03	2.98E-04	1.01E+00	6.72E-02
		usazenina na filtru	< 8.0E-4		4.59E-02	8.54E-03
	Odtok	filtrát	8.80E-04	1.24E-04	7.70E-01	5.51E-02
		usazenina na filtru	< 2.1E-4		< 3.4E-3	
Součet - přítok			2.2E-03		1.1E+00	
Součet - odtok			1.1E-03		7.7E-01	
Poměr Přítok/ Odtok			2.0		1.4	

Poznámky

- V součtech jsou započteny i hodnoty NVA.
- Modře jsou uvedeny hodnoty součtů, ve kterých nebyly započítány do součtu výsledky z pevného sedimentu, resp. z fugátu (ten není započítán nikde).
- ¹⁾ V části vzorků nebyl stanoven ⁴⁰K, protože voda nebyla měřena přímo, sorbent k selektivnímu zachytu ¹³⁷Csnesorbují draslík z roztoku, ale sám draslík obsahuje (označeno jako filtrát); v části vzorků byla voda měřena přímo ke stanovení ⁴⁰K.
- ²⁾ Jednalo se o drobné kamínky za dna nádoby, tj. ne o běžnou usazeninu na filtru (měřeno v Petriho misce). Změřeny byly i čisté filtrační papíry. Pozitivní hodnoty aktivit ⁴⁰K a ¹³⁷Cs nebyly zjištěny; ležely pod NVA, není proto potřeba korigovat výsledné aktivity na přítomnost těchto RN ve filtračním materiálu.

Komentáře k výsledkům

Vzhledem k náročnosti zpracování a velmi nízkým aktivitám bylo analyzováno poměrně málo vzorků. Celková objemová aktivita na přítoku a odtoku byla získána sečtením objemových aktivit jednotlivých částí vzorku a v případě, že aktivita ležela pod NVA, byla započtena do součtu hodnota NVA. Bohužel v mnoha případech ležely aktivity pod hodnotami NVA, které často byly blízko pozitivně zjištěných hodnot, takže součty hodnot (filtrát + usazenina) jsou většinou pouze horním odhadem aktivit a z výsledků nelze činit věrohodné závěry.

Aktivity ^{137}Cs se pohybovaly od $1,6 \times 10^{-4}$ Bq/L do $1,6 \times 10^{-2}$ Bq/L a aktivity ^{40}K od $1,6 \times 10^{-3}$ Bq/L do 5,3 Bq/L. Vysoká aktivita ^{137}Cs byla naměřena v prvním vzorku z ČOV Třeboň v 2017 (přítok), která byla podstatně vyšší, než v povrchových vodách ČR, kde bývá většinou kolem 10^{-3} Bq/L nebo méně [Zpráva SÚJB, 2017]. V dalších vzorcích jak na přítoku, tak na odtoku se už aktivity ^{137}Cs pohybovaly o řád níže, tj. na úrovni řádově 10^{-3} Bq/L nebo byly dokonce pod mezí detekce (zejména u vzorků usazenin na filtru), která činila řádově kolem 10^{-4} Bq/L. Hodnoty aktivit ^{40}K v některých případech byly vyšší, než jsou běžně se vyskytující hodnoty v povrchových vodách (bývají obvykle 0,1 až 0,5 Bq/L).

V ČOV ČB ležely aktivity ^{137}Cs níže než v ČOV Třeboň a to v rozmezí 2×10^{-4} až 8×10^{-4} Bq/L.

Nejméně věrohodné jsou díky již zmíněným častým hodnotám aktivit pod NVA poměry aktivit na přítoku a odtoku a jsou zde uvedeny pouze jako orientační. Poměr aktivity ^{137}Cs na přítoku a odtoku činil (bez započtení pevného sedimentu) 1,7 a 0,8 (0,8 také pro ČOV ČB) při normálním provozu ČOV a 1,5 a 2 při srážkové epizodě. Pro ^{40}K byl poměr 2 (pro ČB hodnotu 0,4 nelze považovat za správnou díky vysoké hodnotě NVA) při normálním provozu a 1,4 při srážkové epizodě.

Aktivita ^{137}Cs v dešťové vodě z oddílné kanalizace Třeboň byla 1×10^{-3} Bq/L, ve 2 srážkových epizodách na přítoku průměrně $2,3 \times 10^{-3}$ Bq/L a na odtoku $1,3 \times 10^{-3}$ Bq/L. Mimo srážkovou epizodu byly aktivity na přítoku i odtoku kolem 3×10^{-3} Bq/L. Bohužel, jak bylo konstatováno výše, téměř ve všech případech některé hodnoty ležely pod NVA, takže nelze stanovit přesnější hodnotu. Podobně je tomu u ^{40}K . Lze tedy pouze konstatovat, že aktivity ^{137}Cs během normálního provozu ČOV i při srážkových epizodách jsou nízké a srovnatelné.

Pevný sediment byl z vody (ČOV Třeboň) vydělen 2x, a to vždy na přítoku. Aktivita ^{137}Cs činila $1,6 \times 10^{-2}$ Bq/L a $1,9 \times 10^{-3}$ Bq/L a odpovídající aktivita ^{40}K 1,2 Bq/L a $< 8,0 \times 10^{-3}$ Bq/L. Z hodnot nelze nic vyvozovat.

5. Posypový materiál – kamenivo a písek

V závěru roku 2018 byly odebrány materiály, které se používají v Třeboni k posypům. Jednalo se o kamenivo a písek. 18.3.2019 byl poté proveden odběr smetků, tj. odběr použitých posypových materiálů. Ve všech vzorcích byly stanoveny hodnoty hmotnostních aktivit ^{40}K a ^{137}Cs . Výsledky jsou uvedeny v [Tabulce 25](#).

Tabulka 25 Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v posypových materiálech a smetcích odebraných v Třeboni

	Cs 137 Bq/kg		K 40 Bq/kg	
	Aktivita	Nejistota	Aktivita	Nejistota
Kamenivo	< 0.05		1130	61
Písek	< 0.05		965	50
Smetky Třeboň 1	0.34	0.03	982	60
Smetky Třeboň 2	0.45	0.05	1006	61
Smetky Třeboň 3	0.24	0.02	1008	69
Průměr ze smetků	0.34		998	
Směrodatná odchylka	0.09		12	

Komentáře k výsledkům

Stanovené hodnoty ^{40}K plně korespondují s běžným obsahem tohoto RN v horninách či stavebních materiálech a jeho hodnoty jsou srovnatelné i ve vzorcích smetků. Hodnota hmotnostní aktivity ^{137}Cs se u vzorků posypových materiálů před použitím nacházela pod detekčním limitem, což je pochopitelné, neboť materiál se zřejmě nenacházel na povrchu v době havárie JE Černobyl. Ve vzorcích smetků se již podařilo aktivity ^{137}Cs naměřit. Hodnoty lze přisoudit resuspendovanému prachu, který byl smeten spolu s posypovými materiály.

6. Travní biomasa

Harmonogram odběru vzorků sklizené biomasy byl zvolen podle podmínek a probíhající údržby zeleně v období od května do října.

Technické služby Třeboň odváží posekanou trávu včetně větviček z okrasných keřů na kompost u Dunajovic a biomasa ze zámeckých pozemků je ukládána na kompost u Schwarzenberské hrobky. Na konci roku město odváží veškerou biomasu z obou deponií na skládku Katovy jámy ke konečnému uložení. Biomasa z obou odběrových míst je nakonec uložena na jednom místě, z toho důvodu jsme přistoupili během vegetační sezóny k odběru směsných vzorků z obou deponií. Po rozložení je substrát opět využíván při zahradnických úpravách během vegetační sezóny. V roce 2019 byly navíc odebrány vzorky kompostu u rodinného domu.

Sečení městské veřejné zeleně v Českých Budějovicích (ČB) probíhá s intenzitou 3 seče za vegetační sezónu pro tzv. komunikační zeleň (kolem cest, silnic, vodotečí apod.) a 15 sečí v případě parkové zeleně (frekventované parky a veřejné prostranství). Ze skládky v ČB byly odebrány 2 vzorky biomasy v roce 2018 a v roce 2019 v areálu Jihočeské univerzity (JU) v ČB 2 vzorky travního porostu a také 3 vzorky půdy, každý ve 3 horizontech. Vzhledem

k vyšším srážkám v 2020 byl v areálu JU v ČB dodatečně odebrán ještě 1 vzorek travního porostu.

Přehled počtu odebraných vzorků v letech 2017 až 2020 je uveden v [Tabulce 26](#).

Tabulka 26 Přehled počtu odebraných vzorků biomasy a půdy v jednotlivých lokalitách

Lokalita	Počet vzorků			
	2017	2018	2019	2020
Třeboň - skládka	1	6	6	
Třeboň - rodinný dům			6	
České Budějovice - skládka		2		
České Budějovice JU - travní porost			2	1
České Budějovice JU - půda			9	

Vzorky byly po vysušení za pokojové teploty připraveny do Marinelliho nádob o objemu 3 L, stanoveno bylo ^{137}Cs a ^{40}K . Zjištěné hmotnostní aktivity v Bq/kg sušiny jsou uvedeny v [Tabulce 27](#). Na [Obr. 7](#) jsou znázorněny časové závislosti aktivity ^{137}Cs a ^{40}K vzhledem k měsíci odběru biomasy.

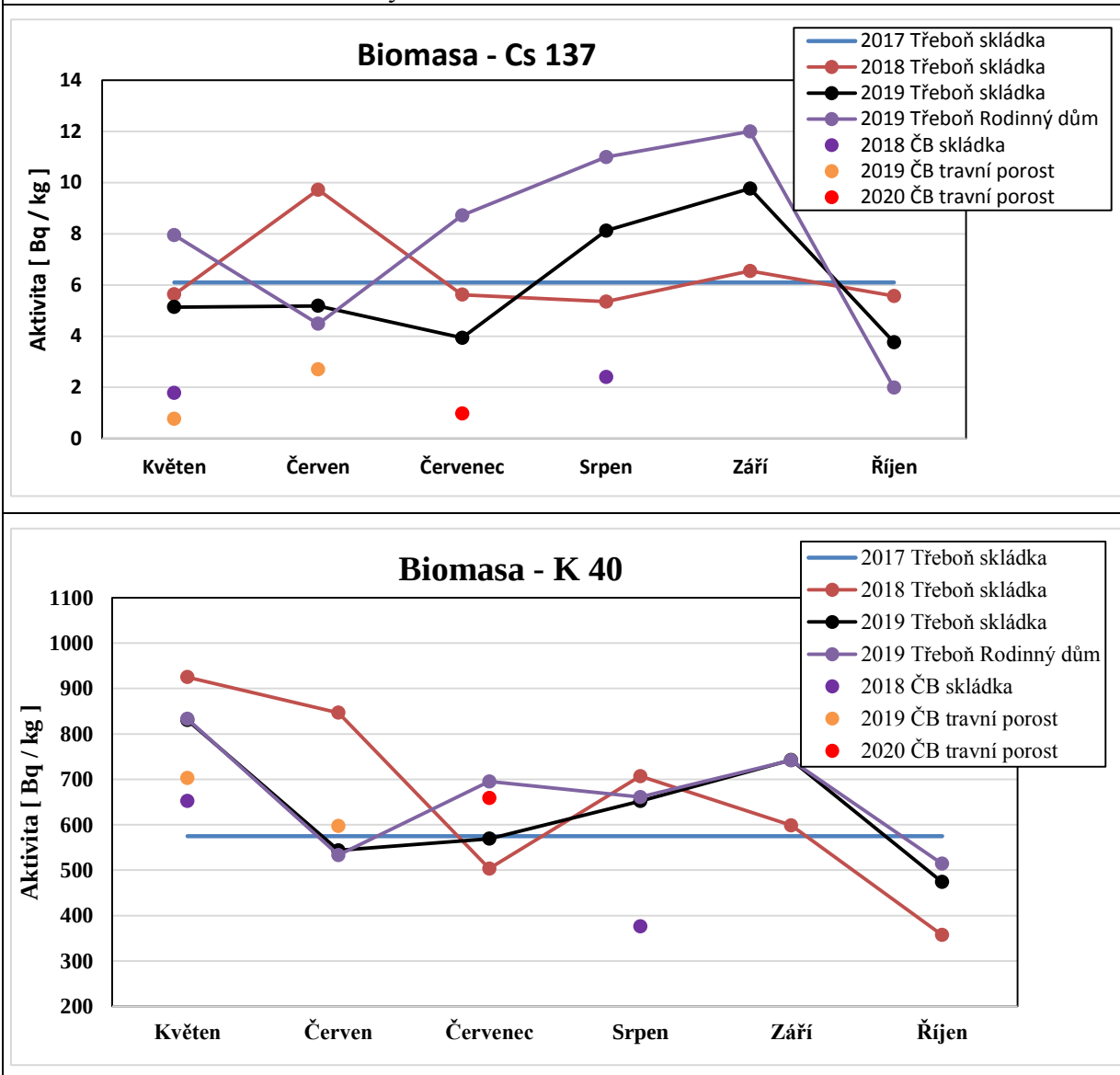
Tabulka 27 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K v travní biomase (vztaženo na sušinu) odebrané v letech 2017-2019

Rok	Období	Třeboň skládka				Třeboň rodinný dům				České Budějovice			
		Cs 137		K 40		Cs 137		K 40		Cs 137		K 40	
		Akt	σ	Akt	σ	Akt	σ	Akt	σ	Akt	σ	Akt	σ
		Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
2017	směsný	6.10	0.5	575	38								
2018	Květen	5.63	0.5	925	59					1.78	0.13	652	38
	Červen	9.72	0.6	847	37								
	Červenec	5.62	0.4	503	23								
	Srpen	5.35	0.3	707	31					2.40	0.12	376	13
	Září	6.55	0.4	599	25								
	Říjen	5.57	0.3	357	16								
2019	Květen	5.14	0.3	830	43	7.95	0.5	833	42	0.77	0.1	703	36
	Červen	5.18	0.4	544	31	4.48	0.3	533	33	2.70	0.2	597	33
	Červenec	3.93	0.3	569	28	8.72	0.5	695	35				
	Srpen	8.12	0.5	652	38	11.0	0.9	661	42				
	Září	9.77	0.6	742	38	12.0	0.8	742	39				
	Říjen	3.76	0.3	474	25	1.99	0.1	514	32				
	Průměr	6.19		640		7.69		663		1.91		582	
	Sm. odch.	1.84		157		3.50		112		0.74		125	
	Min.	3.76		357		1.99		514		0.77		376	

	Max.	9.77		925		12.00		833		2.70		703	
2020	Červenec									0.98	0.07	659	46

Poznámka: Průměr a další statistické charakteristiky jsou stanoveny ze všech hodnot v daném sloupci, tj. včetně roku 2017.

Obr. 7 Časové závislosti aktivity ^{137}Cs a ^{40}K vzhledem k měsíci odběru biomasách



Komentář k výsledkům

- V roce 2018 byla naměřena maximální hodnota aktivity ^{137}Cs v biomase ve skládce v Třeboni v červnu v roce 2019 v srpnu a září (skládka Třeboň i rodinný dům). Průměrné hodnoty ^{137}Cs ve vzorcích ze skládky v Třeboni za roky 2018 a 2019 odpovídají hodnotě

aktivity ^{137}Cs směsného vzorku z roku 2017. Odlišný trend v roce 2018 mohl být dán například jinou velikostí a časovým rozložením srážek v daném roce.

- Průměrná aktivita ^{137}Cs byla v travní biomase z Třeboně 6,2 Bq/kg sušiny (skládky), resp. 7,7 Bq/kg (rodinný dům) a v ČB 1,9 Bq/kg, tj. aktivity jsou ve vzorcích z ČB cca 3x nižší, aktivity ^{40}K jsou v rámci rozptylu hodnot stejné.
- Vliv vyšších srážek v 2020 se na hmotnostní aktivitě v porovnání z předchozími lety v rámci rozptylu hodnot těchto předchozích let neprojevil, i když hodnoty patří k nejnižším hodnotám zjištěným v travní biomase..
- Hmotnostní aktivita ^{40}K byla ve všech letech nejvyšší v květnu, pak v průběhu roku docházelo více méně k poklesu aktivity k nejnižším naměřeným hodnotám v říjnových vzorcích.
- Poměrně dobrá korelace dat je patrna u aktivit ^{137}Cs a ^{40}K pro vzorky ze skládky a rodinného domu v Třeboni v 2019.

6.1.Odběry půdy v místě sklizené trávy

V areálu kampusu Jihočeské univerzity, kde byly odebírány směsné vzorky travního porostu, byly v 7/2019 odebrány na 3 místech (1, 2, 3) půdní vzorky ve 3 vrstvách (A, B, C) po 5 cm do hloubky 15 cm; plocha odběru byla 20x20 cm. Pro následné analýzy byly vzorky (celkem 9) vysušeny a prosety sítí (4 mm). Výsledky jsou uvedeny v [Tabulce 28](#) a znázorněny v [Obr. 8](#). V [Tabulce 29](#) jsou uvedeny plošné aktivity ^{137}Cs a ^{40}K přepočtené z hmotnostních aktivit; místo odběru je uvedeno na [Obr. 9](#). V [Tabulce 30](#) jsou uvedeny transferové koeficienty pro ^{137}Cs a ^{40}K mezi půdou a travní biomasou ČB.

Tabulka 28 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích půdy v místě sklizené trávy v ČB

	A (0-5 cm)		B (5-10 cm)		C (10-15 cm)	
Místo	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ
	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
Cs 137						
1	21.5	1.4	11.6	0.6	4.77	0.45
2	12.5	0.8	11.9	0.8	8.14	0.44
3	9.18	0.6	9.51	0.6	10.5	0.53
Průměr	14.4		11.0		7.81	
Sm. Odch.	5.2		1.1		2.4	
K 40						

1	618	34	635	32	386	20
2	657	30	689	32	676	31
3	657	34	670	35	665	33
Průměr	644		665		576	
Sm. Odch.	18		23		134	

Poznámka: Vzorek 1C měl v naplněné měřicí vzorkovnici hustou pouze 0,7 g/cm³, kdežto ostatní vzorky kolem 1 g/cm³.

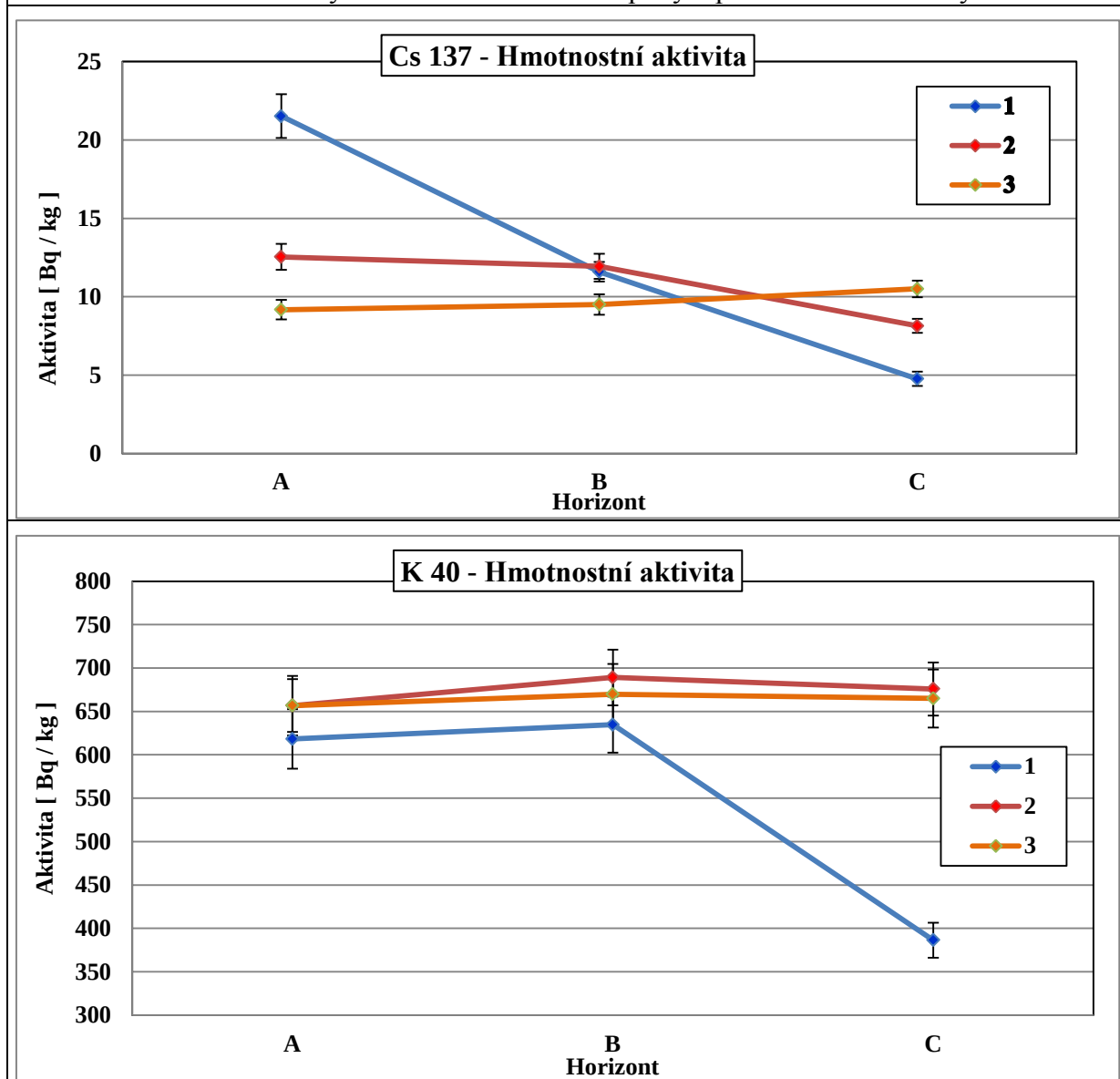
Tabulka 29 Plošná aktivita ¹³⁷Cs a ⁴⁰K ve vzorcích půdy v místě sklizené trávy v ČB

	A (0-5 cm)		B (5-10 cm)		C (10-15 cm)		Součet ABC
Místo	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	
	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²
Cs 137							
1	510	34	272	15.5	92	8.9	874
2	290	20	327	23	222	13	839
3	222	16	192	14	284	15	697
Průměr	341	123	263	56	199	80	803
K 40							
1	14670	860	14870	810	7430	410	37 000
2	15170	770	18870	960	18420	910	52 500
3	15850	890	13490	750	17960	970	47 300
Průměr	15 200	480	15 700	2 300	14 600	5 100	45 600

Poznámky

- Ze záznamů není jasné, zda aktivita se vztahuje na prosátou nebo celkovou hmotnost půdy.
- Vzorek 1C měl v naplněné měřicí vzorkovnici hustou pouze 0,7 g/cm³, kdežto ostatní vzorky kolem 1 g/cm³. Hodnota aktivity ⁴⁰K je podezřele nízká.
- Hodnota vedle průměrné hodnoty ve sloupci nejistoty je výběrovou směrodatnou odchylkou.

Obr. 8 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K ve vzorcích půdy v porostu sklizené trávy



Tabulka 30 Transferové koeficienty mezi půdou a travní biomasou pro ^{137}Cs a ^{40}K

	Aktivita v půdě	Aktivita v biomase	TK-spec
	Bq/m ²	Bq/kg	m ² /kg
Cs 137	803	1,9	2,40E-03
K 40	45570	582	1,30E-02

Obr. 9 Foto z odběru půdy v místě sklizené trávy



Komentář k výsledkům

- Ze záznamů není jasné, zda se plošná aktivita vztahuje na prosátou nebo celkovou hmotnost půdy.
- Vzorek 1C měl v naplněné měřicí vzorkovnici hustou pouze $0,7 \text{ g/cm}^3$, kdežto ostatní vzorky kolem 1 g/cm^3 .
- Hmotnostní aktivity ^{137}Cs v měřených půdních profilech nevykazují příliš konzistentní výsledky. U vzorku 1 je možné sledovat významný pokles aktivity ^{137}Cs s hloubkou, u vzorku 2 je pokles velmi nepatrný a u vzorků 3 lze hodnoty v rámci horizontů považovat téměř za konstantní. Nicméně průměrné hodnoty ze 3 míst mírný pokles aktivity s hloubkou vykazují.
- Hmotnostní aktivity ^{40}K jsou ve všech vzorcích srovnatelné, jedinou výjimkou je vzorek 1C, kde je aktivita ^{40}K výrazně nižší. Tento vzorek se ale od ostatních liší významněji i hustotou (viz odrážka výše), tedy lze předpokládat, že měl jiný charakter než ostatní vzorky; vzorek však již byl zlikvidován a nelze měření zopakovat. V průměrných hodnotách aktivit ^{137}Cs i ^{40}K se tento fakt však příliš neprojevil.
- Průměrná plošná aktivita ^{137}Cs byla pouze 800 Bq/m^2 , což je ve srovnání s plošnými aktivitami půdy z okolí stromů v Třeboni výrazně méně; nejnižší hodnota byla zjištěna u platanu, kde činila 3200 Bq/m^2 ([Tabulka 9a](#)). Rozdíl je především způsoben rozdílným spadem ^{137}Cs v době Černobylské havárie a také tím, že v ČB byla plošná aktivita

stanovena pouze z vrstvy půdy 15 cm a v okolí stromů z vrstvy 30 cm. Poměr v plošných aktivitách přibližně odpovídá poměru hmotnostních aktivit v biomase zjištěných v těchto lokalitách.

- TK ^{137}Cs byl odhadnut na $2,4 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ a TK ^{40}K na $1,3 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{kg}$. Pro srovnání TK ^{137}Cs v listí stromů se pohyboval v rozmezí $7,7 \times 10^{-5}$ až $4,0 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ a ^{40}K v rozmezí $1,4 \times 10^{-3}$ až $2,8 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$. Protože z 1 m^2 plochy lze získat nejvýše cca 1 kg sušiny travního porostu za rok, vyplývá z údajů, že z půdy přejde do travního porostu řádově 0,1 % aktivity ^{137}Cs a 1 % aktivity ^{40}K .

•

7. Sedimenty z rybníků

7.1. Rybník Rod

Vzorky z rybníku Rod byly odebrány 31.10.2017 (voda, sediment a rostliny) a nahrazují odběry z rybníku Vizír, kde se vzorky měly původně odebírat. Hloubka odběru sedimentu není známa. Výsledky stanovení aktivity v litorálu, sedimentu a vodě jsou uvedeny v [Tabulce 31](#).

Tabulka 31 Rybník Rod - aktivita ve vzorcích vody, sedimentu a litorálu

Popis	Cs 137		K 40	
	Aktivita	Nejistota	Aktivita	Nejistota
	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
Litorál (rákos)	3.09	0.11	377	11
Sediment	17.82	0.71	687	25
	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L
Rybníční voda - filtrát	0.0075	0.0002	Nestanoven	
Rybníční voda – usazenina na filtru	0.00040	0.00015	0.0069	0.0025
Rybníční voda - celkem	0,0079	0,0003	Nestanoven	

Komentář k výsledům sedimentu z rybníku Rod

Aktivita ^{137}Cs v biomase byla 3 Bq/kg a v sedimentu 18 Bq/kg. Zpráva SÚJB [[Zpráva SÚJB, 2017](#)] uvádí nejvyšší hodnotu aktivity v krmivu 7,6 Bq/kg a v sedimentech na úrovni jednotek až desítek Bq/kg. Hodnoty odpovídají běžně se vyskytujícím hodnotám. Voda obsahovala 95% aktivity ^{137}Cs ve filtrátu a 5% v nerozpustné formě zachycené na filtru.

7.2. Rybník Nový u Soběslavi

V roce 2018 byly odebrány vzorky sedimentu z rybníku Nový u Soběslavi, a to 1. vrstva s velkým obsahem vody 0 až 20 cm (3 kbelíky) a poté z jiného místa vrstvy z hloubek od 10

cm do 100 cm ve vrstvách po 10 cm. Odebráno bylo 10 vpichů ocelovou sondou o průměru 5 cm. Váleček sedimentu byl pak dělen po 10 cm. U zvodnělého vzorku sedimentu, který byl v kbelících (vrstva 0-20cm), lze množství pouze vztáhnout na jejich objem (tj. nelze přepočítat na velikost plochy). Výsledky jsou uvedeny v [Tabulce 32](#) a na [Obr. 10](#). Na [Obr. 11](#) je zobrazena závislost hmotnostní aktivity ^{137}Cs na hloubce spolu s prokladem za předpokladu exponenciálního poklesu aktivity ^{137}Cs s hloubkou.

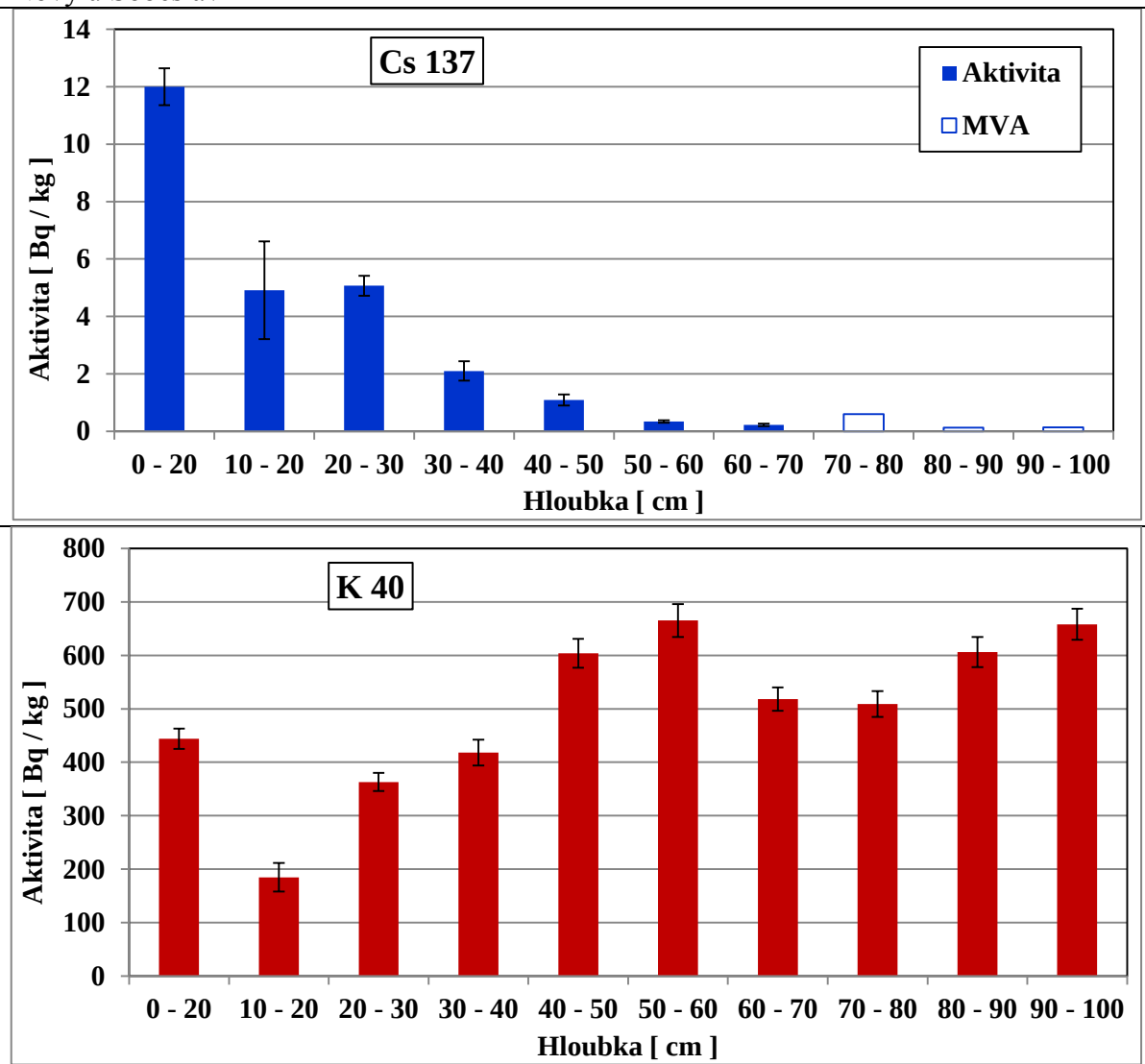
Tabulka 32 Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v sedimentu z rybníku Nový u Soběslavi

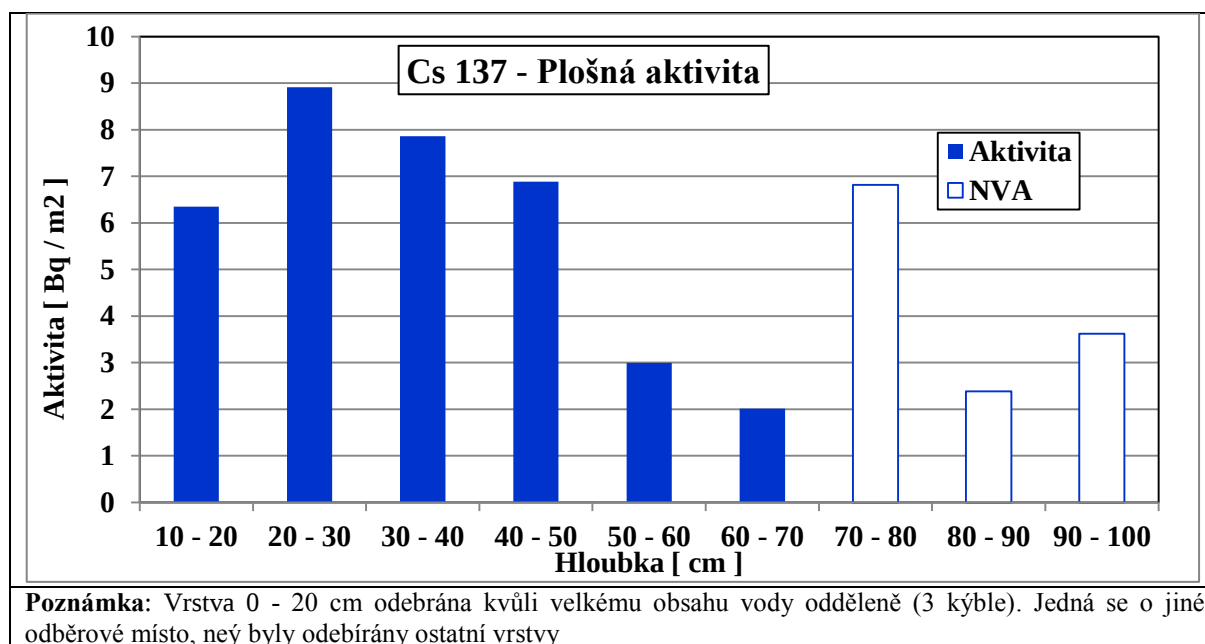
	Obsah	Cs 137		Cs 137 - plošná		K 40	
Vrstva	sušiny	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ
cm	%	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/kg	Bq/kg
0 - 20	15,6	12,0	0,64			444	19
10 - 20	9,84	4,91	1,70	6,35	2,20	185	27
20 - 30	8,46	5,07	0,35	8,91	0,62	363	17
30 - 40	11,7	2,10	0,34	7,86	1,27	418	24
40 - 50	16,3	1,09	0,19	6,89	1,20	604	27
50 - 60	24,2	0,34	0,04	3,00	0,38	665	31
60 - 70	23,3	0,22	0,04	2,01	0,40	518	22
70 - 80	31,6	< 0,595		< 6,82		509	24
80 - 90	42,8	< 0,128		< 2,38		606	28
90 - 100	56,8	< 0,132		< 3,62		658	29
Průměr						503	
Sm. odch						150	
Sm. odch (%)						30	
Součet s NVA				48			
Součet bez NVA				35			

Poznámky

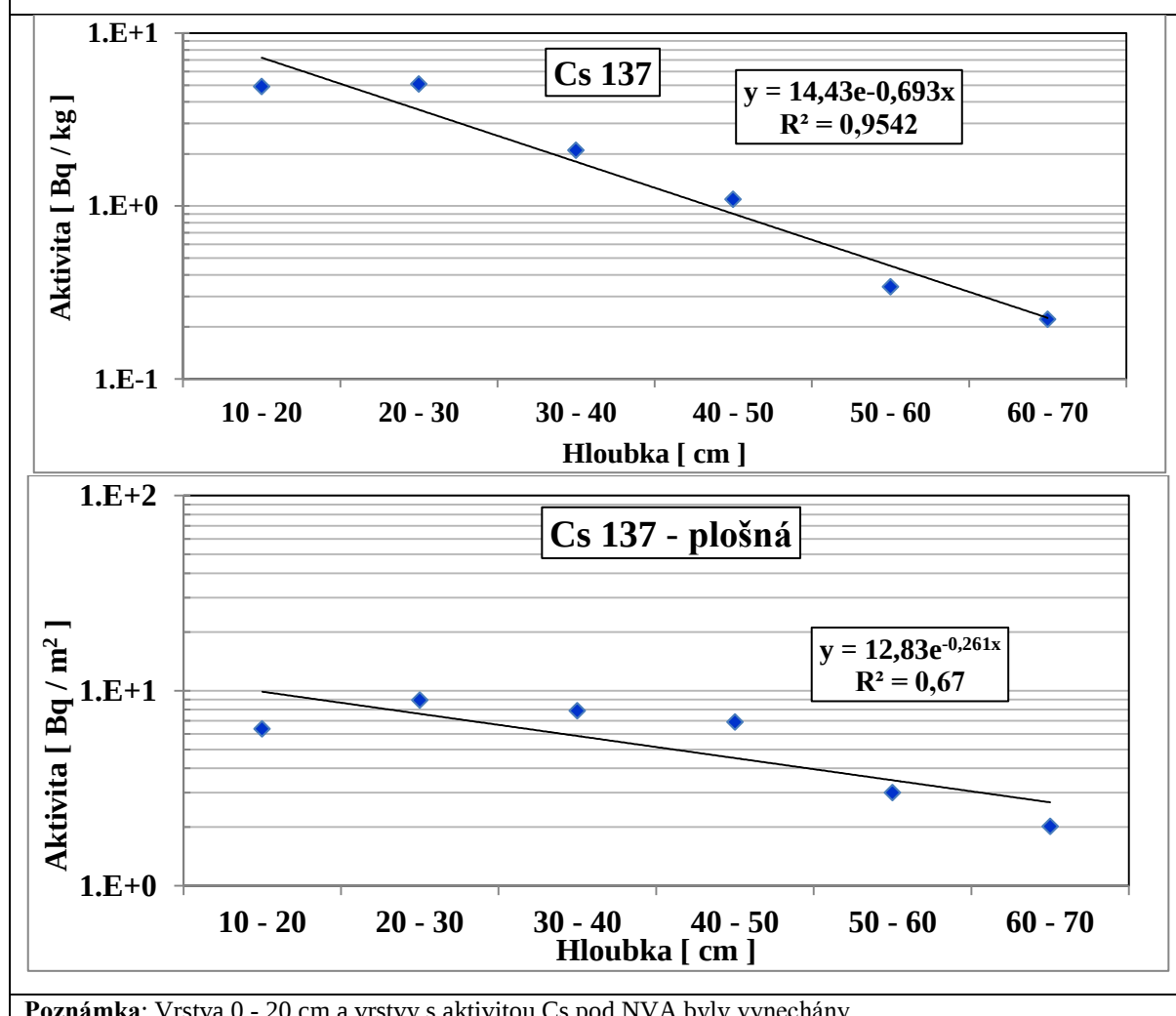
- Vrstva 0 - 20 cm odebrána kvůli velkému obsahu vody odděleně (3 kbelíky) a nelze ji vztáhnout na velikost plochy.
- Vše v Bq/kg sušiny.
- Průměr a součet – bez vrstvy 0-20 cm
- Hodnoty označeny < znázorňují NVA

Obr. 10 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K a plošná aktivita v ^{137}Cs v sedimentu z rybníku Nový u Soběslavi





Obr. 11 Závislost hmotnostní aktivity ^{137}Cs na hloubce v sedimentu z rybníku Nový



Komentář k výsledkům sedimentu z rybníku Nový

- Vzorke vykazovaly s hloubkou vzrůstající podíl sušiny od 9 do 60%.
- Hmotnostní aktivita ^{137}Cs se pohybovala od $< 0,13 \text{ Bq/kg}$ do 12 Bq/kg . Průměrná hmotnostní aktivita ^{40}K byla 500 Bq/kg sušiny. Plošné aktivity byly velmi nízké, v jednotlivých vrstvách se pohybovaly od $2,0$ (resp. $< 2,4$) do $8,9 \text{ Bq/m}^2$. Celková plošná aktivita ^{137}Cs ve vrstvě 10-100 cm byla odhadnuta v rozmezí $35 - 48 \text{ Bq/m}^2$, přičemž spodní mez je dána součtem pouze aktivit (místo hodnot NVA byla dosazena do součtu „0“) a horní součtem aktivit a hodnot NVA. Pokles aktivity ^{137}Cs s hloubkou sedimentu vykazoval přibližně exponenciální závislost.

7.3. Rybník Svět v Třeboni

V roce 2019 byly odebrány vzorky sedimentu z rybníku Svět v Třeboni. Odběr byl proveden na hloubce 5 m proti lovišti pomocí ocelové sondy (sonda byla složena z 5 tyčí). Mocnost odebíraného sedimentu byla 1 m a sediment byl rozdělen na dílčí vzorky po 10 cm. Celkem bylo provedeno 11 vpichů. Než se podařilo najít vhodné místo, byly odebrány i vzorky z prvních dvou sond o délce 35 cm a 20 cm. Vpichy z odpovídajících hloubek byly smíchány. Tj. vzorek 0-10cm obsahuje 13 vpichů, vzorek 10-20 cm 13 vpichů, a vzorek 20-30cm odhadem 12,5 vpichu; ostatní vzorky obsahují 11 vpichů. Charakter vzorků: 1. a 2. vpich – písčitojílovitý sediment, další vpichy hlinitojílovitý sediment.

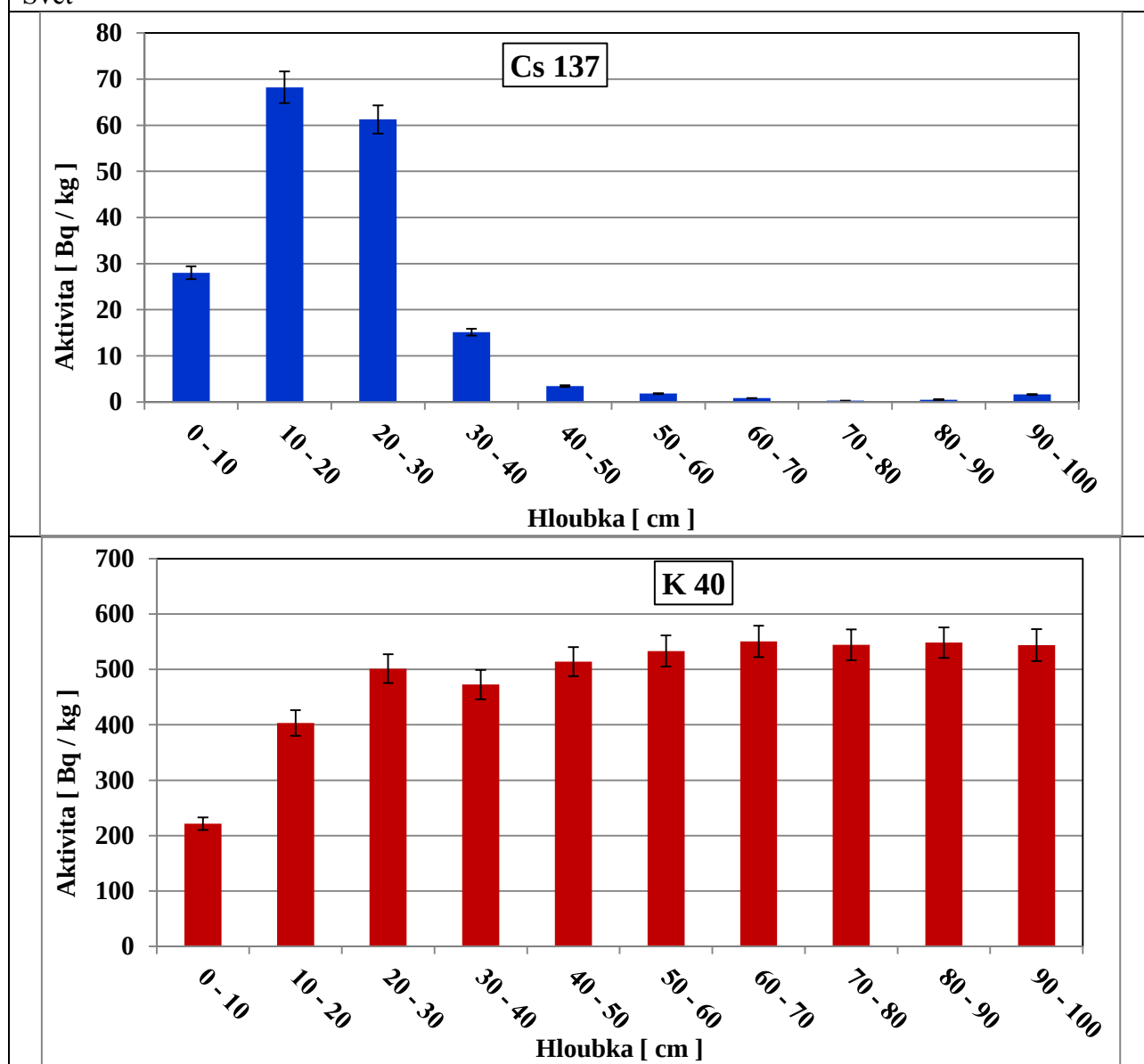
Výsledky jsou uvedeny v [Tabulce 33](#) a na [Obr. 12](#). Na [Obr. 13](#) je uvedena závislost hmotnostní a plošné aktivity ^{137}Cs na hloubce spolu s prokladem za předpokladu exponenciálního poklesu aktivity ^{137}Cs s hloubkou (spojnice trendu byla proložena jen v rozmezí hloubek 10 – 80 cm).

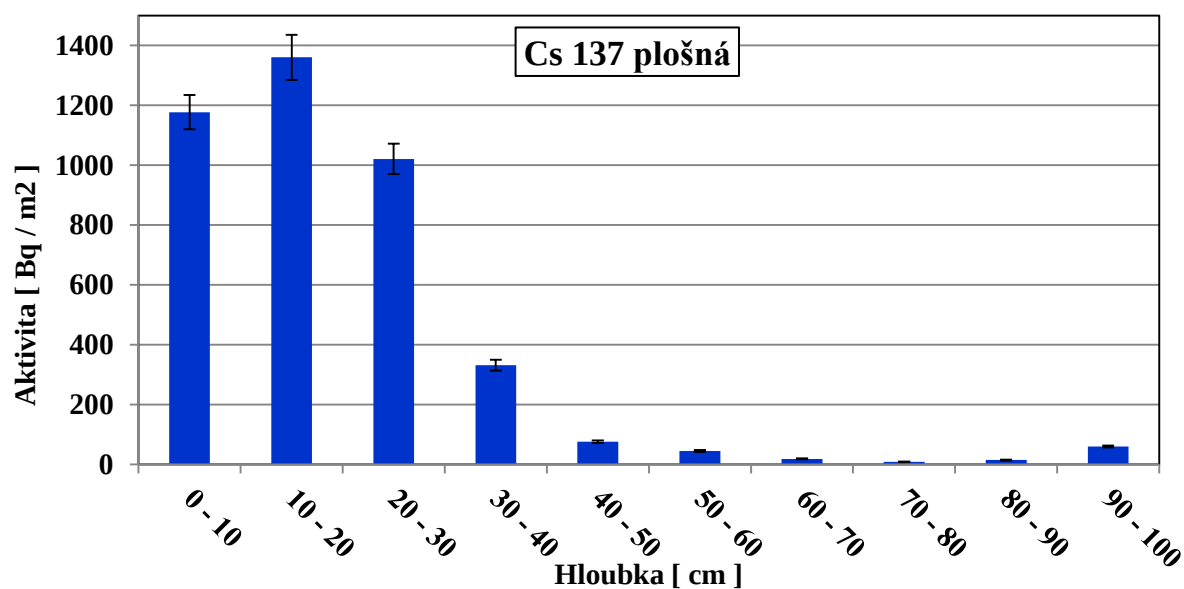
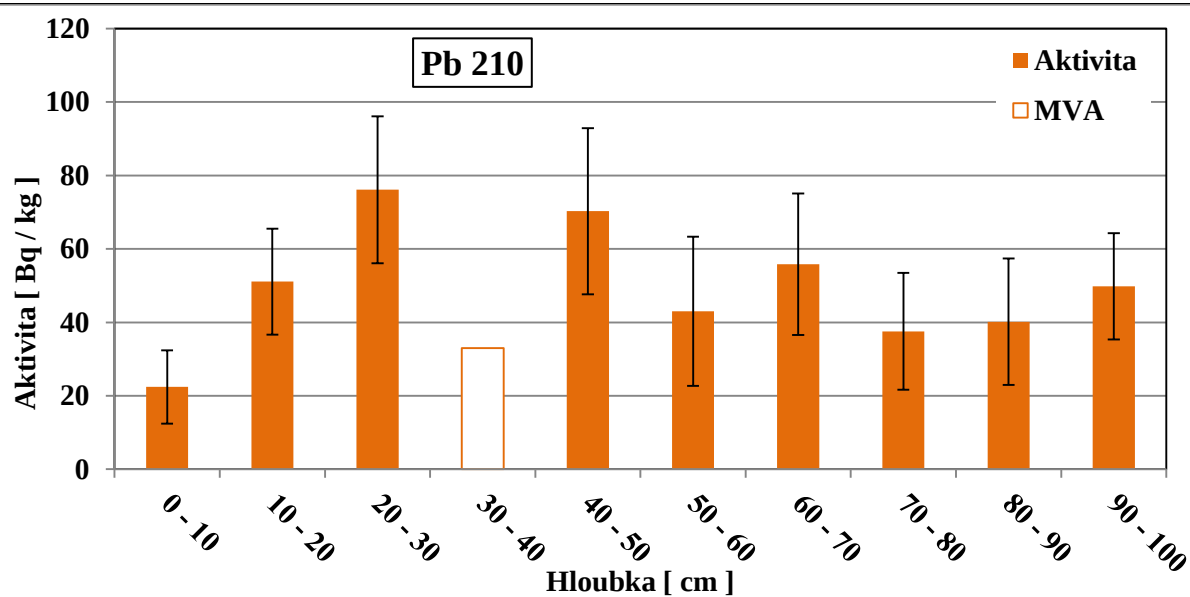
Tabulka 33 Aktivita ^{137}Cs , ^{40}K a ^{210}Pb v sedimentu z rybníku Svět
Vše v Bq/kg nebo Bq/m² sušiny.

Vrstva	Obsah sušiny	Cs 137		Cs 137 - plošná		K 40		Pb 210	
		Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	σ
	%	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
0 - 10	76	28.0	1.4	1 177	58	222	11	22.4	10
10 - 20	51	68.2	3.8	1 361	75	403	23	51.1	14
20 - 30	41	61.2	3.1	1 021	51	501	26	76.1	20
30 - 40	47	15.1	0.8	332	18	473	27	< 33.0	
40 - 50	48	3.47	0.2	76.4	4.1	514	26	70.3	23
50 - 60	50	1.83	0.1	45.2	2.9	533	28	43.0	20
60 - 70	47	0.84	0.1	18.9	1.6	551	28	55.8	19

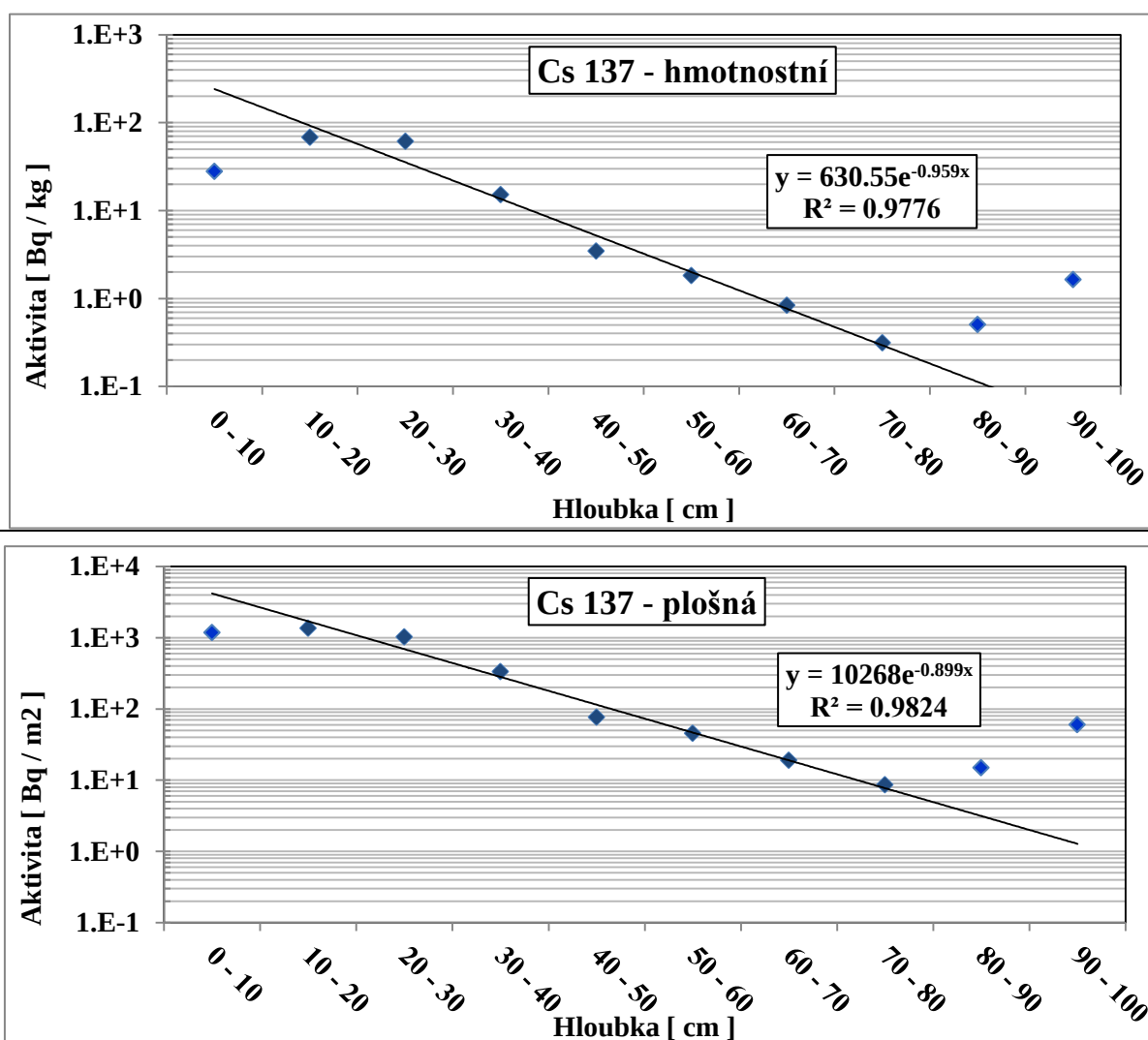
70 - 80	48	0.31	0.04	8.6	1.2	545	28	37.5	16
80 - 90	50	0.51	0.04	14.9	1.3	548	28	40.2	17
90 - 100	57	1.64	0.1	60.1	3.4	544	29	49.8	14
Průměr						483		48	
Sm. odch						97		16	
Sm. odch (%)						20%		33%	
Součet				4 116	110				

Obr. 12 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs , ^{40}K a ^{210}Pb a plošná aktivita ^{137}Cs v sedimentu z rybníku Svět





Obr. 13 Závislost hmotnostní a plošné aktivity ^{137}Cs na hloubce v sedimentu rybníku Svět



Poznámka: Hodnoty 0-10 cm a 80-100 cm nebyly použity pro proklad.

Komentář k sedimentu z rybníku Svět

- Obsah sušiny byl oproti rybníku Nový vyšší; pohyboval se v rozmezí 41 až 76 %.
- Hmotnostní aktivita ^{137}Cs se pohybovala od 0,3 Bq/kg do 68 Bq/kg sušiny s maximem v hloubce 10-20 cm, další vysoká hodnota byla zjištěna v hloubce 20-30 cm. Hmotnostní aktivity ^{40}K se pohybovaly v rozmezí 400-550 Bq/kg kromě aktivity z hloubky 0-10 cm, která byla pouze 220 Bq/kg. Průměrná hmotnostní aktivita ^{40}K byla 500 Bq/kg.
- Plošná aktivita ^{137}Cs v jednotlivých vrstvách se pohybovala od 9 do 1360 Bq/m². Celková plošná aktivita v sedimentu byla 4 100 Bq/m².
- V rozmezí hloubek 10 - 80 cm klesala hmotnostní i plošná aktivita ^{137}Cs přibližně exponenciálně; důvod mírného růstu aktivity v hloubce nad 80 cm není znám.

- Plošné aktivity ve sledovaných rybnících jsou rozdílné. V rybníku Rod sice neznáme odběrovou plochu, takže nebylo možno stanovit plošnou aktivitu, ale porovnáním s rybníkem Nový (plošná aktivita v rybníku Nový cca 40 Bq/m²) lze odhadnout, že by byla o něco vyšší než 50 Bq/m². Oproti nim má rybník Svět plošnou aktivitu v sedimentech vyšší než 4 100 Bq/m² (do hloubky 30 cm bylo obsaženo 86% zjištěné aktivity). Plošná aktivita v půdě nedaleko rybníku Svět v okolí starého dubu (Dub-S) byla 4 800 Bq/m² a v okolí nového dubu (Dub-N) byla 5 600 Bq/m² (viz [Tabulka 9](#)), tj. hodnoty jsou velmi blízké. Souvislost však není zřejmá. Důvod, proč je aktivita rybníků Rod a Nový ve srovnání s rybníkem Svět v Třeboni tak nízká, nebyl nalezen. Poznámka ENKI: v lovišti je Cs vázaný na jílu/ shromažďuje se zde nejjemnější sediment; rybník Nový není průtočný.
- Kromě 1 vzorku se podařilo stanovit i aktivity ²¹⁰Pb; průměrná hmotnostní aktivita činila 48 Bq/kg. Výsledek zde není dále využit.

8. Dřevo z poraženého dubu a smrku

8.1. Dřevo z poraženého dubu

V roce 2018 byl získán vzorek dřeva z pokáceného dubu (válec o průměru cca 90 cm odřezaný z vrchní části pařezu, výšce 15 cm a hmotnosti cca 100 kg; tomu odpovídá hustota 1,05 g/cm³). Odběrové místo a vzorek jsou uvedeny na [Obr. 14](#). Dendrologickou metodou bylo odhadnuto stáří stromu na více než 100 let a na povrchu vzorku byly vyznačeny úseky po 10 letech ke vzorkování. Časové intervaly byly voleny s ohledem na roky maximálních příspěvků ke znečištění atmosféry tak, aby bylo zájmové období vždy uprostřed intervalu z důvodu možné chyby v dendrologickém stanovení. Zájmovými roky jsou 1963, kdy kulminovaly testy jaderných zbraní v atmosféře, a 1986, kdy došlo k havárii v Černobylské jaderné elektrárně. Samotné vzorkování bylo technicky náročné. Hrubé dělení vzorku na jednotlivé výseče bylo provedeno ve spolupráci s VÚKOZ, v.v.i. V roce 2019 proběhlo jeho vzorkování podle zvolených časových období a následné sušení třísek při pokojové teplotě. Kůra byla rozdělena na vnitřní (bez obsahu vnějších rýh) a vnější. V [Tabulce 34](#) a na [Obr. 15](#) jsou uvedeny výsledky stanovení hmotnostní aktivity ¹³⁷Cs a ⁴⁰K v dubu dle období růstu.

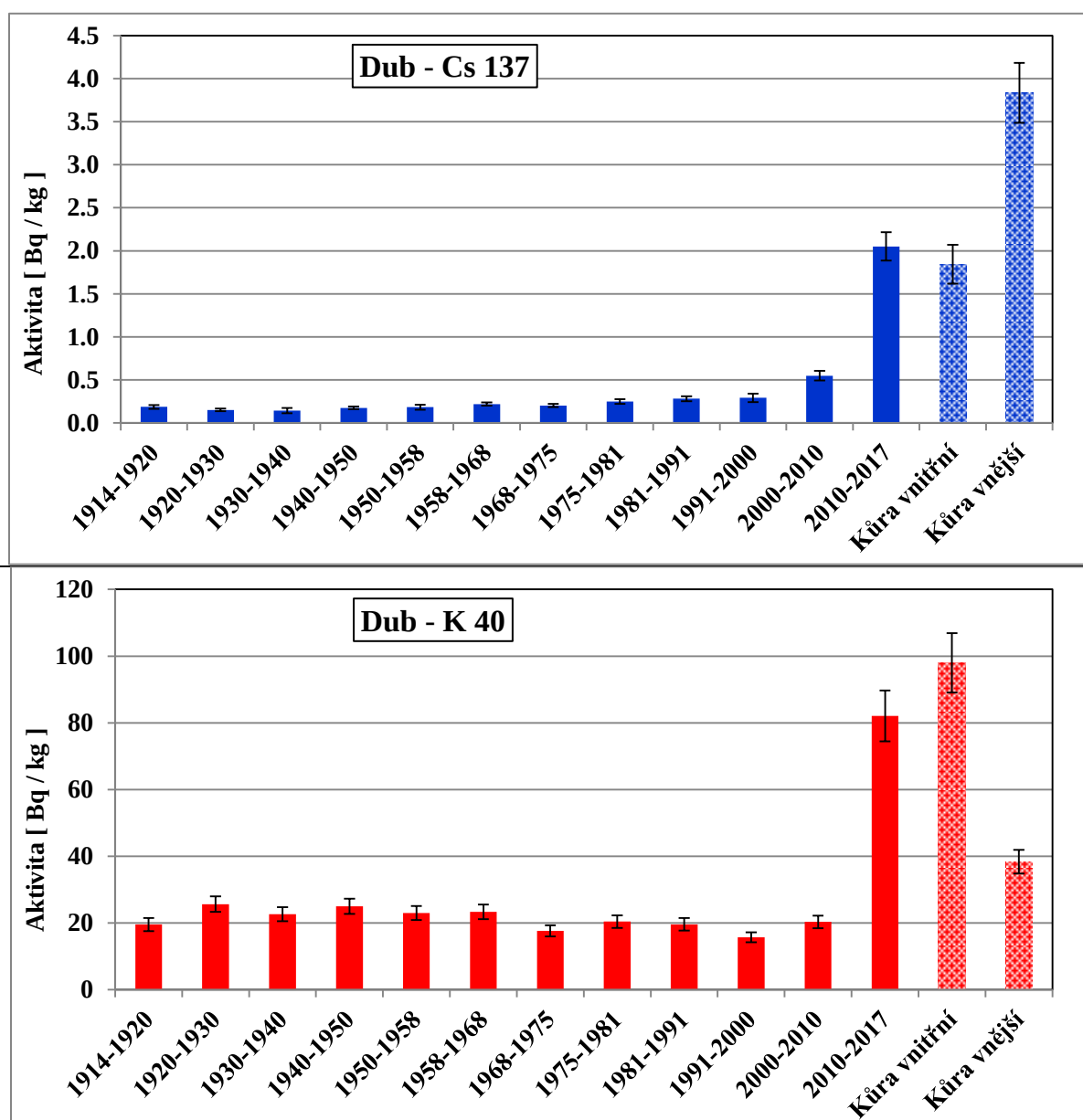
Obr. 14 Místo odběru a vzorek dřeva z poraženého dubu v Třeboni



Tabulka 34 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v dubu dle období růstu

Dub	Cs 137		K 40	
Období růstu	Aktivita	σ	Aktivita	σ
	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
1914-1920	0.19	0.02	20	2.0
1920-1930	0.15	0.01	26	2.3
1930-1940	0.14	0.03	23	2.1
1940-1950	0.17	0.02	25	2.3
1950-1958	0.18	0.03	23	2.1
1958-1968	0.22	0.02	23	2.2
1968-1975	0.20	0.02	18	1.7
1975-1981	0.25	0.03	20	1.9
1981-1991	0.28	0.03	20	1.9
1991-2000	0.29	0.05	16	1.5
2000-2010	0.55	0.06	20	1.9
2010-2017	2.05	0.16	82	7.6
Kůra vnitřní	1.84	0.23	98	8.9
Kůra vnější	3.83	0.35	38	3.6

Obr. 15 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v poraženém dubu dle období růstu



8.2. Dřevo z poraženého smrku

Dalším analyzovaným subjektem byl 30 let starý smrk, který byl poražen začátkem března 2019 v Třeboni v Šmeralově ulici. Odřez vzorku byl proveden ve výšce 1,1 m. Fotografie odebraného vzorku jsou na Obr. 16. Výška vzorku byla 13,5 cm a jeho hmotnost v červnu 2019 po vysušení byla 6,956 kg. Vzhledem k malému věku stromu bylo dřevo vzorkováno od nejmladších vrstev 2x po 5 letech a 2x po 10 letech. Po natřískování byly vzorky ještě dosušeny. Kůra byla tenká, takže nebyla dělena na vnější a vnitřní.

Obr. 16 Vzorek dřeva z poraženého smrku v Třeboni

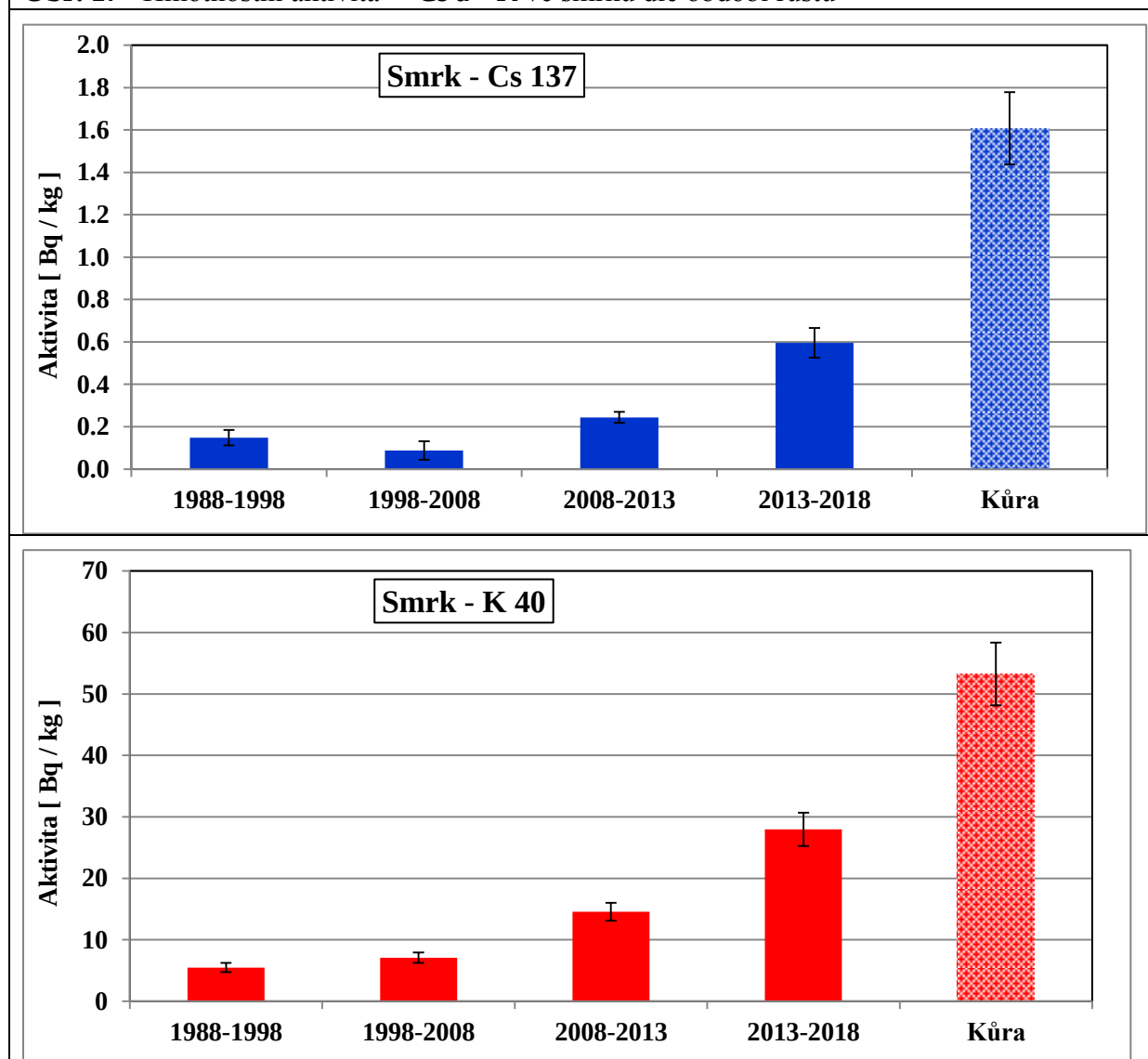


V [Tabulce 35](#) a na [Obr.17](#) jsou uvedeny výsledky stanovení hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K ve smrku dle období růstu.

Tabulka 35 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs a ^{40}K ve smrku dle období růstu

Smrk		Cs 137		K 40	
		Aktivita	σ	Aktivita	σ
		Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg	Bq/kg
1988-1998	0-10 let	0.15	0.04	5.5	0.7
1998-2008	10-20 let	0.088	0.04	7.1	0.8
2008-2013	20-25 let	0.24	0.03	15	1.5
2013-2018	25-30 let	0.60	0.07	28	2.7
Kůra	Kůra	1.61	0.17	53	5.1

Obr. 17 Hmotnostní aktivita ^{137}Cs a ^{40}K ve smrku dle období růstu



Komentář ke vzorkům dřeva z dubu a smrku

Dub

- Hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve dřevu dubu ležely v rozmezí 0,14 až 2 Bq/kg, přičemž nejvyšší byly v nejmladší vrstvě, druhá nejmladší vrstva měla aktivitu 4x nižší. Nejvyšší aktivitu obsahovala vnější kůra 3,8 Bq/kg; vnitřní kůra měla aktivitu 1,8 Bq/kg, tj. jen o málo nižší než nejmladší dřevo. Nepatrné zvýšení aktivity u 2 nejstarších vrstev je v rámci nejistoty stanovení nevýznamné.

- Ve vzorku dubu nebyla pozorována významně vyšší aktivita ^{137}Cs v obdobích jaderných testů a havárie v jaderné elektrárně Černobyl. Hodnoty jsou v rámci nejistoty od určité hloubky srovnatelné.
- Hmotnostní aktivita ^{40}K ve dřevu se příliš nelišily, ležely v intervalu 16 - 26 Bq/kg. Nejvyšší aktivity ^{40}K byly nalezeny ve vnitřní kůře a to 98 Bq/kg; vnější kůra obsahovala také vyšší aktivitu, než byla nejvyšší aktivita ve dřevu a to 38 Bq/kg.
- Obsah Cs je vyšší ve vnější kůře, kdežto obsah ^{40}K ve vnitřní; usazování resuspenzního prachu na povrchu však tím důvodem není. Důvod není znám.

Smrk

- Smrk začal růst až po havárii JE v Černobylu. Hmotnostní aktivity ^{137}Cs se pohybovaly od 0,09 do 0,6 Bq/kg sušiny v nejmladší vrstvě; v kůře byla aktivita nejvyšší a činila 1,6 Bq/kg.
- Aktivita ^{40}K se pohybovala od 5,5 do 28 Bq/kg v nejmladší vrstvě; v kůře byla aktivita nejvyšší a činila 53 Bq/kg.

Dub i smrk

Z výsledků tedy vyplývá, že aktivity ^{137}Cs i ^{40}K jsou nejvyšší ve vzorcích kůry a ve vnějších nejmladších vrstvách dřeva.

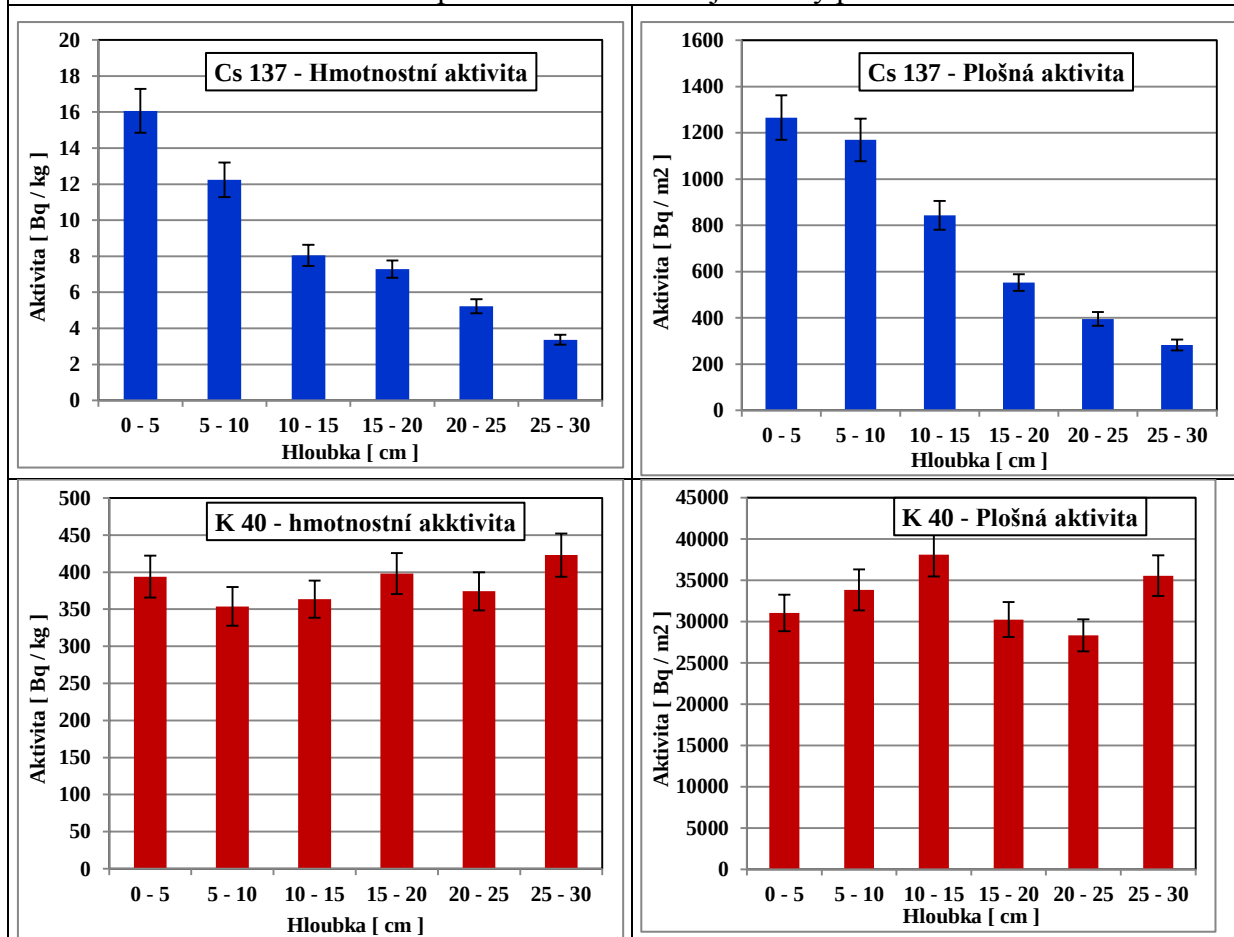
8.3.Odběry půdy v okolí poraženého dubu

Vzorky byly odebrány v květnu 2018 z oblasti okraje koruny (předpokládané oblasti, neboť odběr byl proveden až po porážce dubu). Odběr byl proveden do hloubky 30 cm po 5 cm, tj. jednalo se o 6 vrstev. Stanoveno bylo ^{137}Cs (hmotnostní a plošná aktivita) a ^{40}K (hmotnostní aktivita). Výsledky jsou uvedeny v [Tabulce 36](#) a na [Obr. 18](#).

Tabulka 36 Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě odebrané na kraji koruny poraženého dubu

Vrstva	Cs 137 - Hmotnostní		Cs 137 - Plošná			K 40 - Hmotnostní		K 40 - Plošná		
	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita	Aktivita	σ	Aktivita	σ	Aktivita
cm	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ²	Bq/m ²	% plošné	Bq/kg	Bq/kg	Bq/m ²	Bq/m ²	% plošné
0 - 5	16.1	1.2	1 270	96	28	394	28	31 000	2200	16
5 - 10	12.2	1.0	1 170	92	26	354	26	33 800	2500	17
10 - 15	8.0	0.6	843	62	19	363	25	38 100	2600	19
15 - 20	7.3	0.5	553	36	12	398	28	30 200	2100	15
20 - 25	5.2	0.4	396	29	8.8	374	26	28 300	1900	14
25 - 30	3.4	0.3	283	23	6.3	423	29	35 600	2400	18
Součet			4 510	155				197 100	5700	

Obr. 18 Aktivita ^{137}Cs a ^{40}K v půdě odebrané na kraji koruny poraženého dubu



V [Tabulce 37](#) jsou uvedeny TK pro ^{137}Cs a ^{40}K odhadnuté z výsledků měření dřeva z pokáceného dubu a půdy odebrané v jeho okolí. Kůra stromu nebyla pro výpočty zahrnuta.

Tabulka 37 Transferové koeficienty pro ^{137}Cs a ^{40}K z půdy do dřeva

Aktivita	Aktivita	TK-spec
Bq/m ²	Bq/kg	m ² /kg
Cs 137 v půdě	Cs 137 ve dřevu	TK-spec
4 510	0.39	8.6E-05
K 40 v půdě	K 40 ve dřevě	TK-spec
197 100	26.3	1.3E-04

Poznámka: Průměrná aktivita ve dřevu byla odhadnuta jako prostý aritmetický průměr hodnot uvedených v [tabulce 34](#) (bez kůry).

Komentář k půdě v okolí poraženého dubu

- Celková plošná aktivita ^{137}Cs v okolí pokáceného dubu byla 4500 Bq/m^2 , přičemž 73% aktivity se nachází v hloubce do 15 cm. Plošná aktivita v půdě v okolí starého dubu (Dub-S) byla 4800 Bq/m^2 a v okolí nového dubu (Dub-N) byla 5600 Bq/m^2 (viz [Tabulka 9](#)), tj. hodnoty jsou velmi blízké.
- TK ^{137}Cs přestupu z půdy do dřeva byl odhadnut na $8,6 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{kg}$ a TK pro ^{40}K na $1,3 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{kg}$. Pro srovnání TK ^{137}Cs pro travu byl odhadnut na $2,4 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$ a pro listí stromů v rozmezí $7,7 \times 10^{-5}$ až $4,0 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{kg}$.
-

9. Závěr

V rámci této části úkolu bylo analyzováno značné množství vzorků, z nichž některé byly náročné na přípravu a většina velmi náročná na čas měření. Protože se jedná o přírodní vzorky a velmi nízké aktivity, mají výsledky stanovení často velký rozptyl, který nedovoluje přesněji stanovit střední hodnoty a analyzovat případná „vybočení“ z předpokládaných rozdělení nebo trendů. Nicméně se podařilo učinit si obrázek o rozdělení aktivit ^{137}Cs v různých složkách životního prostředí v intravilánu obcí. Jednalo se o půdy, listí a dřevo stromů, travní biomasu, sedimenty rybníků a rozpustné a nerozpustné složky obsažené ve vodách ČOV.

10. Literatura

J. Timková, J. Hůlka, J. Škrkal, P. Rulík, Zpráva SÚRO 2015. _Statistický překlad přestupových koeficientů radionuklidu ^{137}Cs z půdy do pol'nohospodarských a lesných plodin 28 roků po Černobylu

Zpráva SÚJB, 2018. Zpráva o výsledcích činnosti SÚJB při výkonu státního dozoru nad jadernou bezpečností jaderných zařízení a radiační ochranou za rok 2017, část II

11. Příloha - Půdní výluhy - pH

Vypracoval ENKI.

Popis lokality: odběr vzorků půdy u 3 stromů v Třeboni (dub - hrobka, lípa - lázně, platan - park).

Popis vzorku: U každého stromu byly odebrány 2 vzorky - 1x pod korunou a 1x mimo korunu stromu. Vzorek byl odebrán pomocí rýče do hloubky 30 cm (viz). Vzorek nebyl dělen po 10 cm. V půdních výluzích bylo stanoveno v laboratoři LAE výměnné a aktivní pH.

Výměnné pH je pH ve výluhu půdy v 1M roztoku KCl (nebo CaCl₂), který vymění do roztoku všechny protony, vázané na sorpčním komplexu půdy, tzn., že výměnné pH je tím pádem nižší, než to aktivní pH, které je jen ve vodném výluhu. Výměnné pH je na rozdíl od toho aktivního celkové.

U dubu u hrobky byla instalována trubka o délce 1 m a průměru 7 cm pro stanovení výšky podzemní vody. Vrtákem jsme se dostali do hloubky 1,58m kde jsme narazili na vlhčí jíl, ale voda se neobjevila. Trubka byla zakopána ve vzdálenosti 8,2 m od kmene směrem k rybníku Svět a byla uzavřena víčkem.

Výsledky měření

Tabulka: Výměnné a aktivní pH ve výluzích půdy pod korunou a vně koruny stromů (dub, platan, lípa) v Třeboni, vzorky odebrány 19. 9. 2019

Lokalita	pH aktivní	Průměr	TK podzim	TK jaro	pH výměnná	Průměr	TK podzim	TK jaro
dub - díra	6,97				5,72			
dub - pod korunou	5,47				4,36			
dub - vně koruny	5,38	5,425	0,00344	0,00389	4,34	4,35	0,00344	0,00389
lípa - pod korunou	5,1				4,05			
lípa - vně koruny	6,05	5,575	0,000398	0,000519	5,26	4,655	0,000398	0,000519
platan - pod korunou	6,28				5,44			
platan - vně koruny	6,27	6,275	0,0000873	0,000131	5,63	5,535	0,0000873	0,000131

V tabulce je doplněn transferový koeficient (TK) z podzimu a jara. Pokud srovnáme průměr z těch vždy dvou vzorků pod stromem a TK, zjistíme, že s rostoucím pH klesá TK, protože v kyselějších půdách je Cs mobilnější, tedy dostupnější pro rostlinu a TK tam může se snižujícím se pH růst. Zvláště patrné je to na podzim, kdy je v listí už obraz vodního provozu rostliny celé sezóny. Výměnná pH to ukazuje lépe, protože též zachycuje spíš dlouhodobější projev pH půdy, než to aktivní pH.

Odběr půdních vzorků u dubu, Schwarzenberská hrobka, Datum odběru: 19. 9. 2019



Příloha 4

Zkušenosti z jaderných událostí ve světě

Autor přílohy

ENKI, o.p.s.: Petra Hesslerová

V Příloze 4 uvádíme příklady průměrné dávky v různých typech míst v intravilánu před dekontaminací (Tab. 1). Tab. 2 uvádí přehled o účinnosti, realizační technologii, potřebném vybavení, finančních i časových nákladech, množství radioaktivního odpadu a dalších parametrech dekontaminačních postupů.

Tab. 1 *Průměrný dávkový příkon na různých typech míst před dekontaminací v oblasti Novozybkov v roce 1995 (Roed et al. 1996).*

Typ povrchu	Přírozené pozadí (nSv/h) – průměrná hodnota	Příspěvek Černobylu (nSv/h) – průměrná hodnota	Průměrná hodnota celkem (nSv/h)
Lesní půda	28	1120	1180
Nivní půdy	26	810	1150
Obhospodařovaná půda, zahrady, travnaté plochy	36	910	980
Zpevněné povrchy	57	570	660
Dřevěné domy	16	450	500
Kamenné domy	50	145	230

V souladu se současnou metodikou radiační ochrany by mělo být rozhodnuto o zásahu (dekontaminace) a výběru optimální dekontaminační technologie na základě výpočtem nákladů na všechny potenciální akce a ohledem na sociální faktory (např. dle ICRP 1983 a 1990).

Tab. 2 *Přehled dekontaminačních postupů půdy a jejich efektivity provedených po havárii JE v Černobylu v souvislosti s dekontaminací intravilánu*

Odstranění svrchní vrstvy půdy pomocí mechanizace	
Popis opatření	Předpoklad, že velká část vzdušné depozice Cesia setrvává ve svrchní vrstvě půdy. Spektrometrická gamma analýza určí, jak velké množství půdy je třeba odstranit, aby byla maximálně snížena dávka a minimalizována ztráta úrodné vrstvy půdy a množství odpadu. Doporučená mechanizace – minibuldozery typu „bobcat“.
Typ povrchu / měřítko	Zatravněné oblasti, půda / velké oblasti
Časový horizont prováděného opatření	I desetiletí po kontaminaci lze významně přispět ke snížení dávky
Proveditelnost	Dostupná požadovaná technika – buldozery, nákladní auta, technika pro vytvoření úložiště; dostatek pohonných hmot a

	infrastruktura pro dopravu materiálu; dostatek kvalifikované pracovní síly se schopností přesné analýzy hloubky odběru pro prevenci rozšíření kontaminace; dostatek ochranných pracovníků pomůcek; omezení v případě mrazových dní
Náklady (není zahrnuta manipulace s odpadem a jeho depozice) + faktory ovlivňující náklady; rozloha dekontaminované plochy	Pořízení techniky, palivo; 5 – 10 pracovníků/den/ha; náklady ovlivní hloubka vrstvy půdy, která má být odstraněna, vzdálenost do depozice, půdní typ a její vlastnosti, velikost plochy, tvar, topografie, vegetace, operátorské dovednosti.
Efektivita ¹ a faktory ovlivňující efektivitu	DF: cca 10-30 v případě optimalizace dekontaminačních postupů v závislosti na distribuci kontaminace v půdě. Optimalizace vrstvy odstraněné půdy (závisí na dovednosti pracovníků); reliéf povrchu půdy; Vertikální rozdělení Cs a homogenita v půdě; půdní textura; doba migrace Cs v půdě (směrem dolů).
Odpad	Odstranění 5 cm ornice, vytvoří odpad odpovídající asi 70 kg/m ² .
Dopady na životní prostředí	Možná (částečná) ztráta úrodnosti půdy a biologické rozmanitosti. Eroze půdy. U některých půd je nezbytné odstranění celé úrodné vrstvy. Vyžaduje intenzivní hnojení / opětovná výsadba vegetace. Nepříznivý estetický účinek – holé povrchy.

Metoda trojnásobného rytí

Popis opatření	Lze očekávat, že velká část atmosférické depozice Cs, několik let zůstává v horních několika centimetrech půdního profilu. Provádí se manuální (rýčem) transpozice tří vrstev půdy. Tenká horní vrstva (ca. 5-10 cm - optimalizováno podle hloubky kontaminace) s maximální kontaminací je zapracována do spodních vrstev půdy tak, aby travní porost směřoval dolů. Spodní vrstva (pod 15-20 cm) je umístěna na tuto nejvíce kontaminovanou. Mezivrstva
----------------	---

¹ Dekontaminační faktor (DF) - Účinnost dekontaminace vyjadřována poměrem hodnot výchozích k hodnotám zjištěným po dekontaminaci

	(ca. 10-15 cm), která by neměla být obrácena, je umístěna nahoře. Tím je kontaminace minimalizována, včetně zajištění ochrany úrodnosti půdy.
Typ povrchu / měřítko	Travnaté plochy a jiné oblasti s půdou. Účinek je vyšší, pokud nebyla půda od kontaminace obdělávána. Doporučuje se pro menší oblasti, zahrádky apod.
Časový horizont prováděného opatření	Možno provádět i desetiletí od radiační události; nedoporučuje se v období mrazu
Proveditelnost	Dostupné pro domácnosti; rýče, lopaty
Náklady (není zahrnuta manipulace s odpadem a jeho depozice) + faktory ovlivňující náklady; rozloha dekontaminované plochy	Minimální. Podle fyzické zdatnosti jedince, typu půdy a podmínkách (např. vlhkost, roční období), vegetace, topografie. 0,5 hod / m ²
Efektivita a faktory ovlivňující efektivitu	DF: 5 – 10 Typ půdy a podmínky; Optimalizace hloubky vrstev. Vertikální rozdělení Cs a homogenita v půdě; půdní textura; doba migrace Cs v půdě (směrem dolů).
Odpad	bez nutnosti depozice odpadu; odpad zůstává na místě
Dopady na životní prostředí	Tento postup přibližuje kontaminaci k hladině podzemní vody. Vazby Cs v půdě závisí na jejím typu a druhu. Možná (částečná) ztráta úrodnosti půdy a biologické rozmanitosti. Riziko eroze půdy. Nepříznivý estetický účinek. Vážně komplikuje případné následné odstranění kontaminace.

Hluboká orba speciálně adaptovaným pluhem

Popis opatření	Při atmosférické depozici, zůstává Cs několik let ve svrchní vrstvě půdy. Speciálně upravený pluh umístí horních 5 cm půdy do příkopu, který současně hloubí hlavní část radlice. Následně sběrací část pluhu překrývá tuto vrstvu nekontaminovanou zeminou ze sousední řádky. Opatření izoluje kontaminovanou část půdy s minimalizací ztráty úrodnosti půdy.
Typ povrchu / měřítko	Travnaté plochy a holá půda, které nebyly od kontaminace přerýty.

Časový horizont prováděného opatření	Možno provádět i desetiletí od radiační události; nedoporučuje se v období mrazu
Proveditelnost	Pluhy nejsou snadno dostupné, nutno zajistit jejich výrobu a kvalifikovaný personál. V důsledku vysoké prašnosti nutno použít ochranné pomůcky.
Náklady (není zahrnuta manipulace s odpadem a jeho depozice) + faktory ovlivňující náklady; rozloha dekontaminované plochy	Vyšší náklady na pořízení techniky a kvalifikované lidské zdroje. Faktory: typ půdy a podmínky (např. vlhkost, roční období), vegetace, topografie. 3 ha / hod
Efektivita a faktory ovlivňující efektivitu	DF: 6 – 15 v závislosti na typu půdy a distribuci kontaminace v půdě Typ půdy a podmínky; Optimalizace hloubky vrstev. Vertikální rozdělení Cs a jeho homogenita v půdě; půdní textura; doba migrace Cs v půdě (směrem dolů).
Odpad	není
Dopady na životní prostředí	Vyžaduje omezení hluboké orby v budoucnu. Tento postup přibližuje kontaminaci k hladině podzemní vody. Vazby Cs v půdě závisí na jejím typu a druhu. Možná (částečná) ztráta úrodnosti půdy a biologické rozmanitosti. Riziko eroze půdy. Nepříznivý estetický účinek. Vážně komplikuje případné následné odstranění kontaminace.

Rytí do 30 cm	
Popis opatření	Velká část atmosférické depozice Cs zůstává v horní vrstvě půdy. V rámci opatření je svrchní vrstva půdy přemístěna do hloubky 15 – 20 cm a překryta spodní vrstvou půdy.
Typ povrchu / měřítko	Travnaté plochy, holá půda. Především zahrádky, malé plochy.
Časový horizont prováděného opatření	Opatření by mělo být provedeno ihned, jakmile je to možné a po předchozí analýze dávky na osoby, provádějící opatření. Provedení i několik let po havárii umožní odstranění podstatné části kontaminace (z hlediska poločasu rozpadu). Není doporučováno v období mrazu.
Proveditelnost	Použití základního zahradnického náradí. Možno provádět kýmkoliv. V případě vyšší prašnosti – použití ochranných pomůcek.

Náklady (není zahrnuta manipulace s odpadem a jeho depozice) + faktory ovlivňující náklady; rozloha dekontaminované plochy	Minimální. Podle fyzické zdatnosti jedince, typu půdy a podmínkách (např. vlhkost, roční období), vegetace, topografie. 15 minut / m ²
Efektivita a faktory ovlivňující efektivitu	DF: 2- 4, záleží na typu půdy a podmínkách
Odpad	není
Dopady na životní prostředí	Estetické dopady; znesnadňuje případné použití metody trojnásobného rytí

Příloha 5

Způsoby dekontaminace zasaženého území

Autor přílohy

ENKI, o.p.s.: Petra Hesslerová

Způsoby dekontaminace zasaženého území

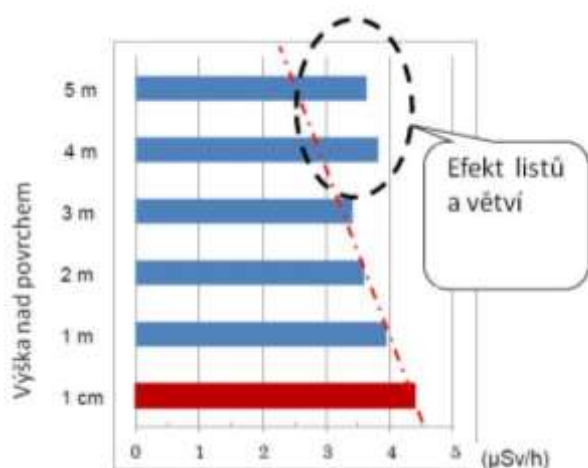
1 Dekontaminace stromové vegetace

Jak již bylo uvedeno, dekontaminaci lesních porostů nebyla věnována v rámci dekontaminačních prací větší pozornost. Sanace lesů byla prováděna omezeným způsobem. Práce spočívaly především v odstranění materiálu pod stromy v nárazníkovém pásu o šířce 20 metrů se sousedícími budovami, zemědělskou půdou a dalšími veřejnými prostory. Ayabe a kol. (2017) zkoumali účinnost odstranění humusové vrstvy a podrostu v sekundárním smíšeném lese s podrostem bambusové trávy a zjistili, že i přes snížení kontaminace o 20 %, za další 4 měsíce byla obnovena původní hladina radioaktivní kontaminace. Doporučení je tedy provádět dekontaminační práce až po vrcholu kontaminace humusu, který typicky nastává cca 5 let po počátečním spadu.

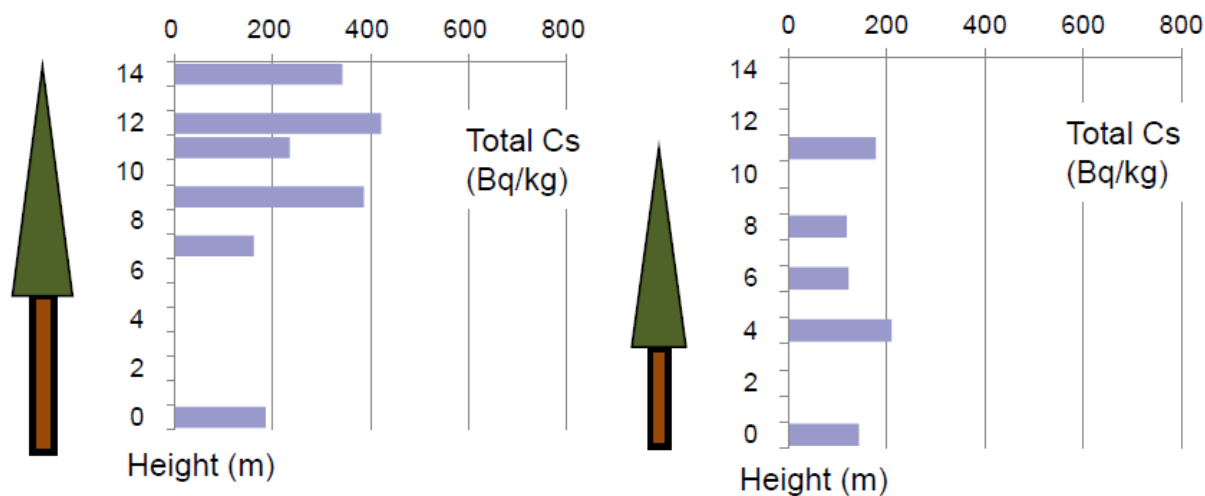
V případě menších skupin stromů v městském prostředí, případně solitérních jedinců, je vhodné využít následujících opatření:

- Listnaté stromy: sběr listů, skrývka svrchní humusové vrstvy, omývání kmenů
- Jehličnaté stromy: sběr jehličí, skrývka svrchní humusové vrstvy, omývání kmenů, ořez větví, kácení stromů
- V případě sklonitosti terénu – zamezení eroze a odnosu kontaminované svrchní vrstvy

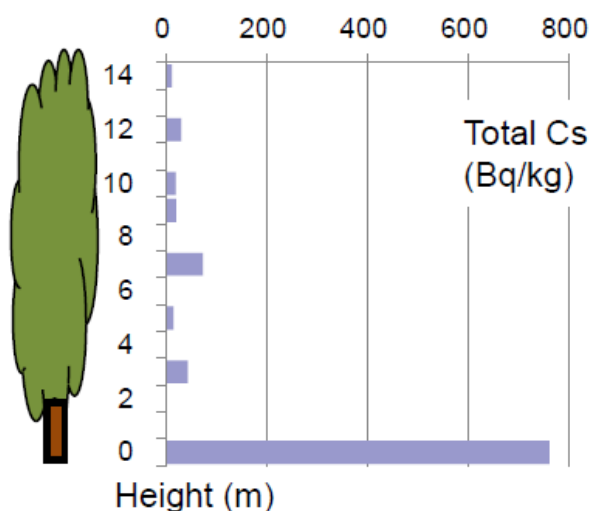
Pro postup dekontaminačních prací je vhodné znát i vertikální dávkovou distribuci či měrnou aktivitu jednotlivých druhů stromů (Obr. 1; Obr. 2; Obr. 3). Obecně platí, že k akumulaci Cs dochází v: 33 % v opadaném listí, 38 % v listech, 11 % ve větvích, 17 % v půdě a v 1 % v kůře. Tab. 1 uvádí nejčastěji využívané metody dekontaminace stromových porostů, a další charakteristiky dekontaminačních prací, včetně jejich efektivity.



Obr. 1 Dávková distribuce v různé výšce jehličnatých stromů (*Cedrus sp.*). Nutná adaptace na poměry středoevropské vegetace – výsledky terénních prací (sběr vzorků Třeboň)



Obr. 2. Distribuce měrné aktivity v různé výšce jehličnatého stromu a) starší strom b) mladý strom



Obr. 3 Distribuce měrné aktivity v různé výšce listnatého stromu. U listnatých stromů dochází k akumulaci ^{137}Cs především v přízemní vrstvě a spadáných listech

Tab. 1 Efektivita dekontaminačních opatření provedených v souvislosti dekontaminací intravilánu po havárii FDNPP

Dekontaminační metoda	Odstranění spadaného listí, humusu, svrchní vrstvy půdy	Omývání kmenů	Odstranění větví	Kácení
Akumulace / distribuce kontaminace	V opadaném listí, jehličí, půdě 50 %	V kmenu 1 %	Větve a listí 49 %	

Efektivita	Cca 50 %	Cca 30 %	-	100 %
Snížení radiační dávky o	40 %	Méně než 1 %	10 – 20 %	50 %
Objem odstraněné kontaminované hmoty	0,05 – 0,1 m ³ /m ²	Velmi malé množství	1 – 3 m ³ /kmen	Veliká množství
Sekundární kontaminace	nevýznamná	Velmi významná	možná	možná
Vliv na okolí	Na svazích - eroze			Na svazích - eroze
Rychlost dekontaminace / člověk	300 m ² /den	4 stromy/den	500 m ² /den	-
Aplikace na jehličnaté stromy	Velice doporučeno	Není vhodné	vhodné	Vhodnost dle úrovně kontaminace
Aplikace na listnaté stromy	Velice doporučeno	Není vhodné	-	-

Tab. 2 Dekontaminace stromů a vegetace v zástavbě

Dekontaminační metoda	Prořezávání, ořezávání nízkých větví a odstraňování půdy pod vegetací
Účinnost dekontaminace cca (%)	60
Objem kontaminovaného odpadu	200 – 600 pytlů / ha dle skrývky 2 – 5 cm
Sekundární kontaminace	nízká
Rychlost dekontaminace	300 m ² /den
Pozn.	prořezávka a ořezávání nízkých větví samo o sobě přináší jen malý dekontaminační účinek. Tato opatření by měla být provedena před odstraněním svrchní vrstvy půdy

Shrnutí

- Na rozhraní les x obytná zóna či pole je nejdůležitější dekontaminovat pás o šířce 20 m; dekontaminace dále od okraje nemá významnější vliv na kontaminaci obytné zóny
- Lepší efektivita dekontaminace je dosažena v případě současného odstranění nově opadaných listů na již kontaminované podloží
- Pokud jde o kmeny stromů, zvýšení dekontaminačního účinku je dosaženo mytím vysokotlakým vodním paprskem (za předpokladu, že to nepříznivě neovlivní růst stromů a podzemní vodu). Vzhledem ke skutečnosti, že v kmenech stromů je pouze 1 % aktivity, nelze toto opatření považovat za prioritní.
- V případě svahů, může odstranění humusové vrstvy jako celku vést k budoucí erozi. Proto v případech, kdy je nutné odstranit humusovou vrstvu jako celek, je nutno zvážit i přijetí protierozních opatření

- V jehličnatých i listnatých lesích je nejúčinnějším prostředkem dekontaminace odstranění spadlých listů a jehličí. Účinnou metodou je sání a doprava pomocí vakuových sacích vozidel
- Je důležité stanovit požadovanou hloubku skrývky před odstraněním humusové a svrchní vrstvy půdy.

2 Dekontaminace půdy v různých částech městského prostředí

Dekontaminaci půdy v areálu veřejných i soukromých prostranství byla věnována větší pozornost. Dekontaminační aktivity zahrnovaly celou řadu technik, především sekání trávy, odstraňování povrchové zeminy, nahrazení travních porostů, orbu.

Tab. 3 Dekontaminační techniky půdy v intravilánu, využité při havárii elektrárny Fukušima

Dekontaminační metoda	Zpětná orba (traktor + pluh)	Promíchání svrchní vrstvy půdy s hlubšími vrstvami (bagr)
		
Snížení radiační dávky o	65 - 80 %	Cca 65 %
Objem odstraněné kontaminované hmoty	žádný	žádný
Sekundární kontaminace	žádná	žádná
Vliv na okolí	žádný	žádný
Rychlost dekontaminace	1000 m ² /den	300 m ² /den
Aplikace	Velice doporučeno	Doporučeno; aplikace dle druhu a typu půdy, různá mechanizace (bagry, sací bagry, použití tuhoucích činidel (dle vodního obsahu)

Tab. 4 Dekontaminace štěrku, oblázků

Dekontaminační metoda	Skrývka štěrku	Omývání oblázků – vysokotlaké čištění
Účinnost dekontaminace cca (%)	50 - 60	90
Objem kontaminovaného odpadu	Štěrka a půda 900 pytlů / ha	Malé množství
Sekundární kontaminace	žádná	nízká
Rychlost dekontaminace	160 m ² /den (skrývka 3 cm)	200 m ² /den

Tab. 5 Dekontaminace ploch městské zelené, rekreačních a volnočasových ploch

Dekontaminační metoda	Odstranění svrchní tenké vrstvy půdy			Promíchání svrchní a spodní vrstvy půdy
Technika	Malý bagr + zametač	Silniční frézovací technika	Motorová fréza	
				
Účinnost dekontaminace cca (%)	90	80 - 90	80-90	95
Objem kontaminované hmoty ¹	200 m ³ /ha (odstranění 2 cm půdy)	300 m ³ /ha (3 cm)	200 m ³ /ha (2 cm)	-
Sekundární kontaminace	Téměř žádná	Téměř žádná	minimální	Téměř žádná
Rychlost kontaminace	300 m ² /den	1500 m ² /den	1000 m ² /den	300 m ² /den
Podmínky aplikace	Rovinaté povrchy Nelze použít na zmrzlé půdě. Ornice musí být kompaktní.	Povrch musí být Ornice musí být kompaktní.	byť byť Rovinaté povrchy Nelze použít na zmrzlé půdě. Ornice musí být kompaktní.	Je obtížné aplikovat v případě drenážních vrstev
Aplikace	doporučeno	doporučeno	doporučeno	Velmi doporučeno

¹Problém stanovení hloubky skrývky

Tab. 6. Dekontaminace zahrádek

Dekontaminační metoda	Odstraňování mechu, plevelů a ornice (manuální)	Odstraňování půdy (ruční + mechanické bagr)
Účinnost dekontaminace cca (%)	V závislosti na hloubce skrývky 60 % a více	60 - 90
Objem kontaminovaného odpadu	300 pytlů ¹ směsného vzorku / ha (v případě skrývky 2 cm)	600 pytlů půdy / ha (skrývka 5 cm)
Sekundární kontaminace	Téměř žádná	Téměř žádná
Rychlost dekontaminace	350 m ² /den (5 – 7 lidí)	700 m ² /den (5 – 7 lidí)

Koncem roku 2019 Evrard et al. (2019) uveřejnili přehled efektivity dekontaminačních prací v obou vymezených oblastech (SDZ a ICA) v okolí FDNPP. Ačkoliv řada dekontaminačních metod a postupů a znalosti transferu a přestupu cesia, vycházela ze zkušeností z havárie v Černobyli, zcela odlišné podmínky prostředí v Japonsku neumožnily jejich kompletní přenositelnost a komplikovaly porovnání účinnosti provedených opatření. Účinnost dekontaminace je velmi silně ovlivněna počáteční úrovní radiační dávky. Proto byly navrženy odlišné postupy dekontaminace pro každou oblast. Rovněž byly zohledněny čtyři scénáře dekontaminace, a to především z hlediska účinnosti a nákladů. Jako příklad uvádíme dva z nich.

1. Scénář – bylo odstraněno 5 cm ornice na 50 % zemědělské půdy v oblasti SDZ, kde koncentrace ¹³⁷Cs překročily 5 000 Bq/kg a nahrazeny vrstvou čisté půdy (opatření A1 – viz. Tab. 7; ve zbývajících 50 % oblasti byla ornice nahrazena podloží (opatření A3); v oblasti ICA bylo aplikováno opatření A4 (orba s přidáním zeolitu a draslíku)
2. Scénář – opatření A1 bylo aplikováno na veškerou obdělávanou půdu

Podobná opatření (Tab. 7) byla rovněž zahrnuta do obou scénářů pro dekontaminaci zalesněných oblastí i intravilánu. Celkové náklady na dekontaminaci obou zón byly vyčísleny na cca 40 mil. EUR, odstraněno bylo 20 mil. m³ půdy. Program dekontaminace zahrnoval nejen samotnou nápravu území, ale i další aktivity jako je přeprava odpadu, snížení jeho objemu, dočasné i konečné skladování odpadu.

¹ Objem pytlů nebyl uveden

Tab. 7 Přehled nákladů a opatření pro půdu a stromovou vegetaci.

Kód	Opatření	Efektivita (%)	Náklady/ha (EUR)	Počet kontejnerů ² /ha	Oblast
Půda					
A1	Odstranění svrchní vegetace, odstranění 5 cm půdy, náhrada čistou půdou	34 - 80	7 600	815	SDZ
A2	Odstranění svrchní vegetace, odstranění 5 cm půdy	34 - 80	5 000	815	SDZ
A3	Výměna svrchní vrstvy a podloží, přidání zeolitu a draslíku	34 - 80	2 500	0	SDZ a ICA
A4	Orba s přidáním zeolitu a draslíku	21 - 50	625	0	SDZ a ICA
Stromy					
F1	Odstranění opadanky a humusu	19 - 59	6 000	530	SDZ
F2	Odstranění opadanky	10 - 30	2 250	260	ICA

² Objem kontejnerů nebyl uveden

Příloha 6

Datové zdroje

Autor přílohy

ENKI, o.p.s.: Petra Hesslerová

Datové zdroje

Pro odhad biomasy na zasaženém území v intravilánu je nezbytné mít k dispozici podklady, umožňující kvantifikaci rozlohy zastavěných, zelených a vodních ploch. Přehled vektorových i rastrových dat, která jsou nezbytná pro systém monitoringu zemědělské krajiny, byl řešen v rámci projektu VG20122015100 (Vinciková a kol. 2016). Kvalita, aktuálnost a dostupnost různých typů dat o městském prostředí často závisí na jednotlivých odborech, pod které spadá správa geografického informačního systému daného území.

V případě hodnocení městského prostředí doporučujeme využití vektorových i rastrových datových podkladů, která je možno zpracovávat v rámci geografických informačních systémů či analýzy obrazu (data dálkového průzkumu Země). V následujících tabulkách Tab. 1; Tab. 2; Tab. 3; Tab. 4 uvádíme jejich přehled.

1.1 Vektorová data

Tab. 1 Uvádí přehled vektorových dat ve formátu SHP a jejich dostupnost.

Typ dat	Charakteristika	Poskytovatel dat	Dostupnost dat
Data katastrální mapy	Informace o budovách, hranici katastrálního území, hranice parcel. Vrstva budov není úplná.	Český úřad zeměměřický a katastrální (ČÚZK)	Volné, dostupné z: http://services.cuzk.cz/shp/ku/epsg-5514/ Výdejní jednotka – katastrální území
Digitální geografický model území ČR Data 50	Digitální geografický model ČR odvozený z kartografické databáze pro Základní mapu ČR 1:50 000	ČÚZK	Volné, dostupné z: https://geoportal.cuzk.cz celé území ČR
CORINE Land Cover	Informace o krajinném pokryvu a využití území v měřítku 1:100 000	European Environmental Agency a CENIA, česká informační agentura životního prostředí	Volné, dostupné z: https://geoportal.gov.cz/web/guest/eshop/gallery
Urban Atlas	Informace o krajinném pokryvu a využití území v měřítku 1:10 000	European Environmental Agency a CENIA, česká informační agentura životního prostředí	Volné, dostupné z: https://geoportal.gov.cz/web/guest/eshop/gallery Zpracováno pro města nad 50 000 obyvatel (rok 2012)

Hydrologické podklady	Informace o větších útvarech vodních ploch a toků	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i.	Volné, dostupné z: https://heis.vuv.cz/ celé území ČR
Pasport komunikací Pasport zeleně	Informace o rozsahu, stavu, typu veřejné zeleně v intravilánu Evidence místních komunikací		Obce si nechávají zpracovat
Databáze územně analytických podkladů a geoportály	Různé typy geografických dat	Různé zdroje	Kraj, obec s pověřenou působností, apod. Např. http://www.geoportalpraha.cz/cs/opensdata

Data 50

Digitální geografický model ČR odvozený z kartografické databáze pro Základní mapu ČR 1:50 000 obsahuje 59 bodových, liniových i polygonových typů geografických objektů. Data zahrnují osm tematických oblastí – sídelní, kulturní a hospodářské objekty, komunikace, produktovody a elektrické vedení, vodstvo, hranice územních jednotek, vegetace a povrch, terénní reliéf a popis. Informace o rozsahu orné půdy není obsažena. Tuto informaci poskytuje např. vrstva LPIS (<http://eagri.cz/public/app/eagriapp/lpisdata/>)

Corine Land Cover

Evropská databáze krajinného pokryvu pro roky 1990, 2000, 2006, 2012 a 2018 je součástí služby Copernicus pro monitorování území, kterou poskytuje Evropská agentura pro životní prostředí (EEA) a Evropská kosmická agentura (ESA). Databáze je vytvářena v měřítku 1:100 000, s minimální mapovací jednotkou 25 ha, 100 metrů šířka u lineárních objektů. Mapováno bylo 44 tříd krajinného pokryvu. Hlavními datovými podklady jsou družicové snímky Landsat, Spot, IRS, RapidEye, pro rok 2018 byla využita data z družic Sentinel-2 a Landsat 8.

Urban Atlas

Urban Atlas je rovněž součástí služby Copernicus pro monitorování území. Obsahuje podrobné informace o využití území ve městech nad 50 000 obyvatel a jejich blízkém okolí. K dispozici jsou dvě datové sady – pro rok 2006 (pro města nad 100 000 obyvatel) 2012 (pro města nad 50 000 obyvatel) a vrstva změn využití území. Aktualizace dat probíhá v šestiletém

kroku. Jedná se o vektorová data v měřítku cca 1 : 10 000. Zdrojem dat jsou družicové snímky s 2,5metrovým prostorovým rozlišením, dále pak topografické mapy a další zdroje.

Pasport zeleně, pasport komunikací

Pasport zeleně představuje datový podklad inventarizace ploch a prvků městské zeleně (nikoliv soukromé). Slouží pro kvantifikaci nákladů na údržbu, sestavení plánu péče, apod.. Zahrnuje informace o výměře ploch (parky, záhony, křoviny, hřiště,...), počtu (stromy, keře), podrobnější informace o zeleni (např. druh, výška, výsadba, plán péče, zdravotní stav), návrhy na úpravu stávajícího stavu zeleně apod. Pasport komunikací slouží pro evidenci místních komunikací a doplňkových informací (povrch, třída, poškození apod.).

1.2 Rastrová data

Pro kvantifikaci ploch městské zeleně a zastavěného území v intravilánu, lze použít i rastrová data. Jsou představována buď leteckými či družicovými snímky ve velmi vysokém prostorovém rozlišení. Současně by tyto systémy měly být schopny pořizovat data nejen ve viditelné, ale i infračervené části elektromagnetického spektra (NIR). Tato oblast spektra (700 – 1300 nm, oblast buněčné struktury) se využívá pro identifikaci/odlišení vegetace od ostatních typů povrchů, hodnocení jejího zdravotního stavu, odlišení různých druhů vegetace, případně jejích dalších kvalitativních parametrů. Přehled (výběr) vhodných dat je uveden v Tab. 2.

Tab. 2 Přehled rastrových dat

Typ dat	Charakteristika	Poskytovatel dat	Dostupnost dat
Letecké měřické snímky (LMS) ve viditelné i infračervené části elektromagnetického spektra	Digitální barevné snímky pořízené v centrální projekci (nejedná se o ortofoto)	Český úřad zeměměřický a katastrální (ČÚZK) ve spolupráci s Vojenským geografickým a hydrometeorologickým ústavem v Dobrušce	Zpoplatněno https://geoportal.cuzk.cz
Ortofoto ve viditelné i infračervené části spektra	Ortofoto ve viditelné i infračervené části spektra zpracované na podkladě LMS a digitálního modelu reliéfu DMR 4G; prostorové rozlišení 25 cm	Ústav hospodářské úpravy lesů Brandýs nad Labem	Dostupné pouze jako WMS služba

Družicové snímky (výběr)			
CartoSat-1 CartoSat-2 (A,C,D,E,F)	Několik generací družic; prostorové rozlišení 2m		Data jsou zpoplatněna, data (dle typu družice) snímána na objednávku, či z dostupného datového archivu Více informací např. www.gisat.cz www.arcdata.cz
KOMPSAT-2,3,3A	Několik generací družic; prostorové rozlišení 4 resp. 2,8 m		
WorldView-1,2,3	Několik generací družic; prostorové rozlišení 0,8 – 1,24 – 1,84 m		
Pléiades-1B	prostorové rozlišení 2,8 m		
OrbView-3	prostorové rozlišení 4 m		
SPOT 6, 7	Několik generací družic; prostorové rozlišení 6 m		
QuickBird	prostorové rozlišení 2,4 m		
GeoEye-1	prostorové rozlišení 4 m		
RapidEye	prostorové rozlišení 5 m		
PlanetScope	prostorové rozlišení 3 m		
Skysat	prostorové rozlišení 1 m		
Sentinel-2A, 2B	prostorové rozlišení v NIR pásmu 20 m	European Space Agency	Data volná Datový archiv dostupný na: https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home
High Resolution Layers	Informace o nepropustném povrchu, lesech, přírodních pastvinách, mokřadech, a trvalých vodních útvarech v prostorovém rozlišení 20 m.	European Environmental Agency	Volné, dostupné z: https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers
Pozn. Existuje velké množství dat v prostorovém rozlišení desítek metrů. Pro odhad množství biomasy v intravilánu však nejsou díky nízkému prostorovému rozlišení vhodná.			

High Resolution Layers (HRL)

Rastrová data v prostorovém rozlišení 20 m (resp. 100 m), aktualizovaná každé 3 roky v rámci evropského programu Copernicus pro monitoring území. Obsahují data o čtyřech základních typech povrchu - nepropustnosti povrchu, lesních porostech, vodních plochách a zamokření, trvalých travních porostech (Tab. 3). Každá základní datová sada obsahuje další datové produkty s doplňkovými informacemi. Zdrojem dat jsou družicové snímky z různých senzorů. V roce 2015 byly hlavním zdrojem snímky z družic Sentinel-2 a Sentinel-1, a to jak optická, tak radarová data.

Tab. 3 Popis HRL poskytovaných Evropskou agenturou pro životní prostředí. Červeně označené vrstvy byly využity pro hodnocení intravilánu a katastrálního území Třeboně.

Typ povrchu	Další produkty	Charakteristika
Nepropustné povrchy	Stupeň nepropustnosti	Nepropustné povrchy jsou charakterizovány stupněm nepropustnosti povrchu v daném pixelu (1 – 100 % = zcela nepropustné). Data jsou založena na poloautomatické klasifikaci a kalibraci vegetačního indexu NDVI (Normalized Difference Vegetation Index).
	Změnové vrstvy	Změna propustnosti povrchu mezi lety 2006-2009, 2009-2012, 2012-2015
Lesní porosty	hustota lesních porostů	0 – 100 %
	dominantní typ porostu	jehličnatý x listnatý les
	typ lesního porostu	Kombinace dvou předchozích
Trvalé travní porosty (TTP)	Trvalý travní porost	binární produkt trvalý travní porost ano/ne
	Pravděpodobnost výskytu TTP	Založeno na tzv. Grassland Vegetation Probability Index (GRAVPI) 0 – 100 %; indikuje spolehlivost mapování TTP, problematičnost v odlišení orné půdy a TTP
	Indikátor orby	Údaje zpřesňující detekci TTP; mapuje 1 – 6 let od doby poslední orby; pokud v tomto časovém horizontu byla daná lokalita zorněna, byla z vrstvy TTP odstraněna
Vodní plochy a zamokření	Vodní plochy a zamokření	Rozlišení 4 kategorií: trvalé vodní plochy, přechodné vodní plochy, trvale zamokřené plochy, přechodně zamokřené plochy
	Pravděpodobnost výskytu trvalých vodních ploch	0 – 100 %

Družice Sentinel-2A, 2B

Družice Sentinel-2A a 2B jsou součástí evropského programu Copernicus, realizovaného společně Evropskou komisí a Evropskou kosmickou agenturou ESA. Poskytuje zdarma data vysokého rozlišení. Tandem družic snímá území střední Evropy každé 3 dny. Hlavní parametry družic jsou v Tab. 4.

Tab. 4 Charakteristika družicových systémů Sentinel 2A (rok vypuštění 2015), 2B (rok vypuštění 2017)

Typ dat	optická
Typ senzoru	multispektrální
Počet spektrálních pásem	13(4 viditelná část spektra; 7 NIR; 2 SWIR)
Prostorové rozlišení pásem	10 m (R,G,B, NIR) 20 m (red edge, NIR, SWIR) 60 m (Coastal, NIR)

Příloha 7

Způsoby odhadu množství kontaminované biomasy

Případové studie Třeboň a České Budějovice

Výpočetní modul Urban Green Sarca

Autoři přílohy

ENKI, o.p.s.: Petra Hesslerová, Jakub Brom

Obsah

1	Způsoby odhadu množství kontaminované biomasy	3
1.1	Kvantifikace na základě reálných dat o sklizené biomase.....	3
1.2	Kvantifikace na základě vektorových a rastrových dat	3
1.3	Kvantifikace na základě družicových rastrových dat	6
1.4	Kvantifikace na základě výpočetního modulu Urban Green SARCA.....	8
1.4.1	Funkcionalita modulu Urban Green SARCA.....	8
1.4.2	Výpočet výstupů modulu Urban Green SARCA	11
2	Příklad expertního odhadu biomasy na příkladu města Třeboně	15
2.1	Expertní odhad množství biomasy pro intravilán a k.ú. města Třeboně na základě vektorových dat a rastrových dat HRL	16
2.2	Expertní odhad množství zelené biomasy intravilánu Třeboně na základě hodnocení dat družice Sentinel 2A,B.....	24
2.3	Zohlednění depozice – stupně kontaminace	30
2.4	Ukázka výstupů z programu Urban Green SARCA	33
3	Expertní odhad biomasy na příkladu k.ú. města České Budějovice na základě vektorových dat Urban Atlas 2012.....	36

1 Způsoby odhadu množství kontaminované biomasy

Data pro odhad množství kontaminované biomasy v intravilánu lze získat několika způsoby, a to na základě:

- a) reálných dat o sklizené biomase
- b) vektorových a rastrových dat
- c) družicových rastrových dat
- d) využití specializovaného softwaru Urban Green Sarca

1.1 Kvantifikace na základě reálných dat o sklizené biomase

Obecní/městský úřad vede evidenci o množství sklizené biomasy v průběhu roku. Jedná se o souhrnnou informaci o sklizené trávě, křovinách, listí, stromové vegetaci z veřejných ploch, nikoliv soukromých. Informace jsou založeny na datech o objemu zaplaceného svozu biomasy.

1.2 Kvantifikace na základě vektorových a rastrových dat

Pro doplnění a ověření informací o množství biomasy ze všech veřejných zelených ploch v intravilánu lze využít i vektorová data o městské zeleni. Pro kvantifikaci vycházíme z dat, která jsou k dispozici. Může se jednat o následující vektorové vrstvy s dalšími doplňkovými informacemi:

- stromy – s rozlišením druhů, výšky, stáří, zdravotního stavu apod.
- skupiny stromů – rozloha, druh, výška, apod.
- záhony
- sečené plochy

Pro následný odhad biomasy je nezbytné kvantifikovat rozlohu různých typů porostů a dále mít k dispozici údaje o hrubé primární produkci daného druhu či typu vegetace (Tab. 1). Jako zdroj doporučujeme údaje z Mezinárodního biologického programu (Cooper 1975) a růstových křivek nadzemní biomasy (Haková et al. 2015), zpracovaných pro zónu havarijního plánování ETE (Obr. 1; Obr. 2; Obr. 3).

Tab. 1 Průměrná roční produkce biomasy pro různé typy vegetace v intravilánu

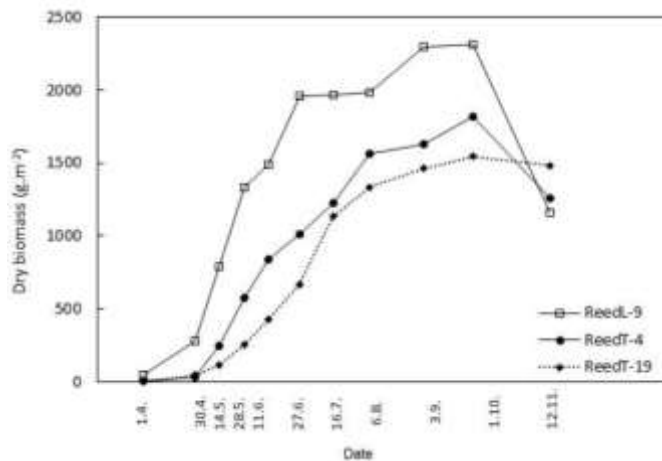
Typ vegetace	Průměrná roční produkce suché biomasy (kg/m ²)	Průměrná roční produkce zelené biomasy (kg/m ²) při 32 % sušiny
Listnatý strom	0,5 – 1,5	1,56 – 4,69
Jehličnatý strom	0,5 – 1,5	1,56 – 4,69
Suchý trvalý travní porost (sečeno 2x/rok)	0,2 – 0,3	0,6 – 0,94
Mokrý trvalý travní porost (sečeno 2x/rok)	0,3 – 1,3	0,94 - 4
Mokřadní vegetace	1 - 3	3,13- 9,4
křoviny	0,3 - 1	0,94 – 3,13
pšenice	2	6,25
kukuřice	2,5	7,8
řepka	1	3,13
Specifické typy povrchů (dle různých typů dat)		
záhony	0,2	0,6
hřbitov	0,1	0,3
Zahrady a sady (směs trvalých travních porostů, keřů a stromů v různém poměru)	0,5 (pro TTP) 1 (pro stromy a keře)	1,56 3,13
Louky	0,6	1,88
Sportovní a rekreační plochy	0,3	0,94
Zemědělské oblasti s přirozenou vegetací	0,7	2,19
Nízký podrost v lese	0,5	1,56
Zamokřené plochy	2,5	7,8
Plochy městské zeleně	0,5	1,56
Orná půda	1,5	4,69
Společenstva bylin	0,5	1,56

Kvantifikovaný odhad daného typu biomasy lze provést následovně:

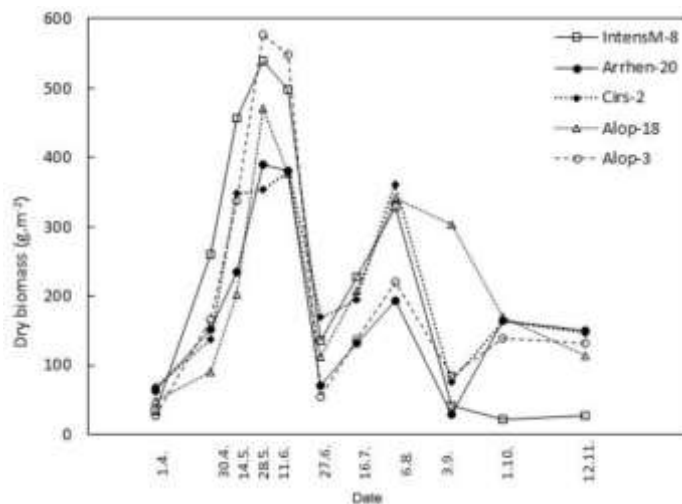
*Hmotnost (suché x zelené) typu biomasy (kg/rok) = rozloha typu povrchu (m²) * průměrná roční produkce (suché x zelené) daného typu biomasy (v kg/m²)*

Hmotnost (suché x zelené) biomasy (kg/rok) =

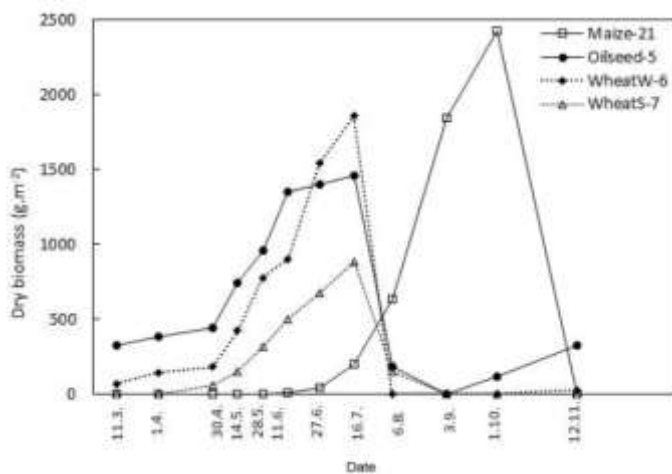
Σ Hmotnost (suché x zelené) všech typů biomasy (kg/rok)



Obr. 1 Růstová křivka rákosu (Haková et al. 2015). Vyjádřeno v suché biomase (g/m^2)



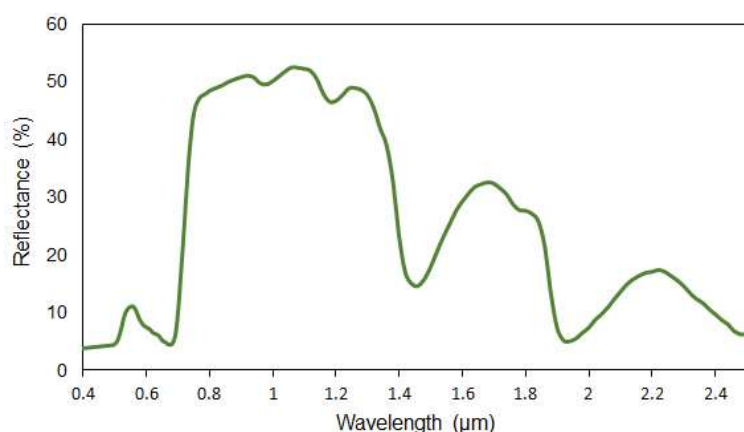
Obr. 2 Růstové křivky vybraných rodů trav - ovsík (Arrhen); pcháč (Cirs); psárka (Alop) (Haková et al. 2015). Vyjádřeno v suché biomase (g/m^2).



Obr. 3 Růstové křivky vybraných plodin – kukuřice (maize); řepka (oilseed); pšenice (wheat); (Haková et al. 2015). Vyjádřeno v suché biomase (g/m^2).

1.3 Kvantifikace na základě družicových rastrových dat

Pro hodnocení množství biomasy lze využít i rastrových dat, tzn. leteckých a družicových snímků, případně dat pořízených systémy UAV. Cílem zpracování těchto dat je zvýraznění/odlišení vegetační složky v obraze, a to na základě znalosti spektrálního chování vegetace. Ve viditelné části elektromagnetického spektra je větší část záření absorbována (s lokálním minimem odrazivosti v zelené části spektra 550 nm). V oblasti 690 – 730 nm se odrazivost prudce zvyšuje, a to do intervalu cca 1300 nm. Odrazivost v této oblasti ovlivňuje morfologie listu, rovněž je citlivá na obsah chlorofylu ve vegetaci. Pokles odrazivosti ve vlnových délkách 1300 – 3000 nm souvisí s obsahem vody v rostlinách. Vysoká míra odrazivosti v blízké infračervené části spektra výrazně odlišuje vegetaci od jiných typů povrchů. Rozdílné odrazivosti vegetace ve viditelné červené (600 – 700 nm) a blízké infračervené části spektra (700 – 1200 nm) (Obr. 4) se využívá k výpočtu tzv. vegetačních indexů, které umožní hodnotit kvalitativní i kvantitativní aspekty vegetace, tzn., korelují s obsahem zelené biomasy a indikují zdravotní stav.



Obr. 4 Spektrální křivka vegetace

Existují desítky různých vegetačních indexů. Jedním z nejpoužívanějších je tzv. Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), který koreluje s obsahem zelené biomasy v pixelu, je indikátorem fotosyntetické aktivity vegetace a lze jím hodnotit změny vegetace v různých fenologických fázích či zdravotní stav. NDVI do jisté míry potlačuje i vlivy atmosféry a reliéfu. Výpočet je založen na vztahu:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

NIR – odrazivost v blízké infračervené části spektra; RED - odrazivost v červené části viditelného spektra. Hodnoty indexu se pohybují v intervalu (-1,1) a jsou bezrozměrné. Hodnoty indexu lze interpretovat následovně:

- a) -1 až 0,2 holé povrchy, vodní plochy
- b) 0,2 – 0,3 velmi řídká vegetace
- c) 0,3 až 0,5 středně hustá vegetace
- d) 0,5 – 0,7 hustá vegetace
- e) 0,7 – 1 velmi hustá vegetace

Pro expertní odhad biomasy je opět nezbytné relativní hodnotu indexu korelovat s absolutní hodnotou biomasy, a to dle Tab. 2. Více v následující kapitola, ve které kvantifikaci ukazujeme na modelovém případě města Třeboně.

Tab. 2 Odhady produkce biomasy g/m² pro 4 kategorie indexu NDVI (kategorie holé povrchy NDVI = -1 až 0,2 není uvedena) a jednotlivé měsíce.

Typ vegetace / hodnota NDVI	Řídká vegetace 0,2 – 0,3		Středně hustá vegetace 0,3 – 0,5		Hustá vegetace 0,5 – 0,7		Velmi hustá vegetace 0,7 -1	
	Suchá biomasa g/m ²	Zelená biomasa g/m ²	Suchá biomasa g/m ²	Zelená biomasa g/m ²	Suchá biomasa g/m ²	Zelená biomasa g/m ²	Suchá biomasa g/m ²	Zelená biomasa g/m ²
leden	2,5	7,8	10	31,25	25	78	500	1562
únor	2,5	7,8	10	31,25	25	78	500	1562
březen	5	15,6	20	62,5	50	156	500	1562
duben	10	31,25	50	156	200	625	500	1562
květen	15	46,9	100	312,5	400	1250	800	2500
červen	25	78	150	469	500	1562,5	1200	3750
červenec	20	62,5	100	312,5	300	937,5	1000	3125
srpen	20	62,5	150	469	300	937,5	1000	3125
září	15	46,9	50	156	200	625	1000	3125
říjen	10	31,25	25	78	150	469	800	2500
listopad	5	15,6	20	62,5	100	312,5	700	2187,5
prosinec	5	15,6	15	46,9	50	156	500	1562

1.4 Kvantifikace na základě výpočetního modulu Urban Green SARCA

Modul Urban Green SARCA je softwarový GIS nástroj vytvořený pro účely odhadu depozice radionuklidu na povrchu vegetace a půdy, respektive ploch bez vegetace v časně fázi radiační havárie. Modul umožňuje odhadnout kontaminaci vegetačního krytu prostřednictvím satelitních snímků, podkladů o celkové depozici radionuklidu a na základě informace o úhrnu srážek v průběhu depozice radionuklidu v zájmovém území. Výpočet je tedy prováděn pro podmínky suché i mokré depozice radionuklidu. Vzhledem k tomu, že modul umožňuje výpočet jednotlivých proměnných s využitím podrobných satelitních dat, je využití modulu vhodné zejména pro urbánní území a pro území, kde nejsou k dispozici informace o jednotlivých typech zeleně (vegetace) nebo je identifikace zeleně značně komplikovaná.

Modul je koncipován tak, aby minimalizoval množství vstupů a zároveň poskytoval dostatečné množství výstupů důležitých pro následné rozhodování v oblasti radiační ochrany urbánních území.

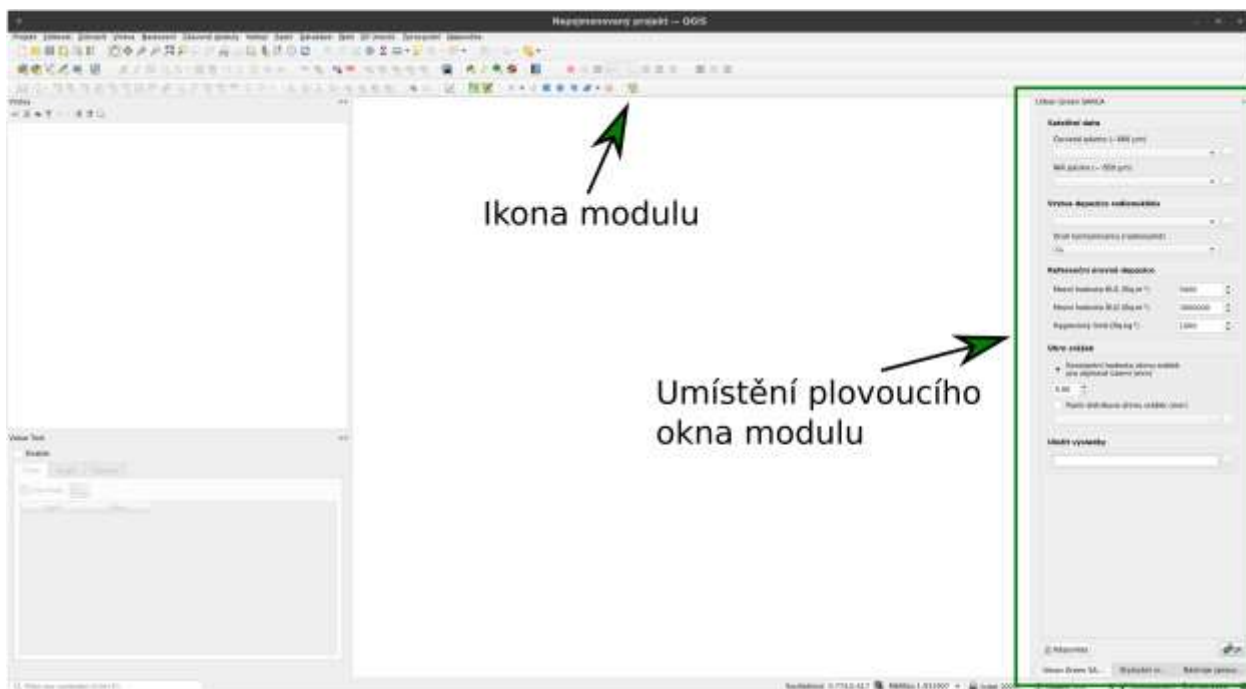
Z důvodu zajištění nezávislosti a okamžité použitelnosti byl modul vytvořen jako zásuvný modul pro OpenSource software QGIS, který je k dispozici zdarma pro všechny běžně používané platformy (MS Windows, MacOS, Linux, BSD a Android). QGIS lze stáhnout ze stránek projektu (<https://www.qgis.org>). Uživatelské rozhraní modulu ukazují Obr. 5 a Obr. 6. Modul bude k dispozici na stránkách ENKI o.p.s. (<https://www.enki.cz>), na portálu GitHub (<https://github.com/JakubBrom>), případně v repozitáři zásuvných modulů QGIS koncem roku 2020.

1.4.1 Funkcionalita modulu Urban Green SARCA

Funkcionalita modulu vychází z programu SARCA (Brom et al. 2015), který je nicméně určen pro analýzu kontaminace polních plodin a je založen na modelování časových změn produkčních charakteristik plodin. Oproti tomu, Urban Green SARCA využívá pro odhad produkčních charakteristik vegetace dostupná satelitní data. Způsob zpracování a analýzy dat schematicky zobrazuje

Obr. 7.

Výpočet jednotlivých výstupů lze rozdělit do dvou částí. V první části jsou ze satelitních dat vypočteny produkční charakteristiky, tedy množství biomasy a index listové plochy vegetace. Ve druhé části je vypočtena depozice radioaktivního kontaminantu na povrchu vegetace a na ostatních površích. Na základě vypočtených dat jsou dále hodnoceny kategorie radioaktivní kontaminace vegetace (zeleně) podle stanovených referenčních úrovní kontaminace (viz dále). Doplňkově je vypočtena vrstva intercepčního faktoru, tedy relativní distribuce radionuklidu mezi zeleň a ostatní povrchy a vypočtena je též hmotnostní kontaminace, včetně vyznačení nadlimitní hmotnostní kontaminace zeleně. Způsoby výpočtu jednotlivých ukazatelů jsou uvedeny dále.



Obr. 5 Zobrazení uživatelského rozhraní modulu Urban Green SARCA v rámci programu QGIS. Uživatelské rozhraní je koncipováno jako plovoucí okno, lze jej tedy umisťovat do libovolné části rozhraní QGIS.

Urban Green SARCA

Satelitní data

Červené pásmo (~680 μm)
 ...

NIR pásmo (~850 μm)
 ...

Vrstva depozice radionuklidu

...

Druh kontaminantu (radionuklid)

Referenční úrovně depozice

Mezní hodnota RU1 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$)
 Mezní hodnota RU2 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$)
 Hygienický limit ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Úhrn srážek

☒ Konstantní hodnota úhrnu srážek pro zájmové území (mm)

☐ Rastr distribuce úhrnu srážek (mm)
 ...

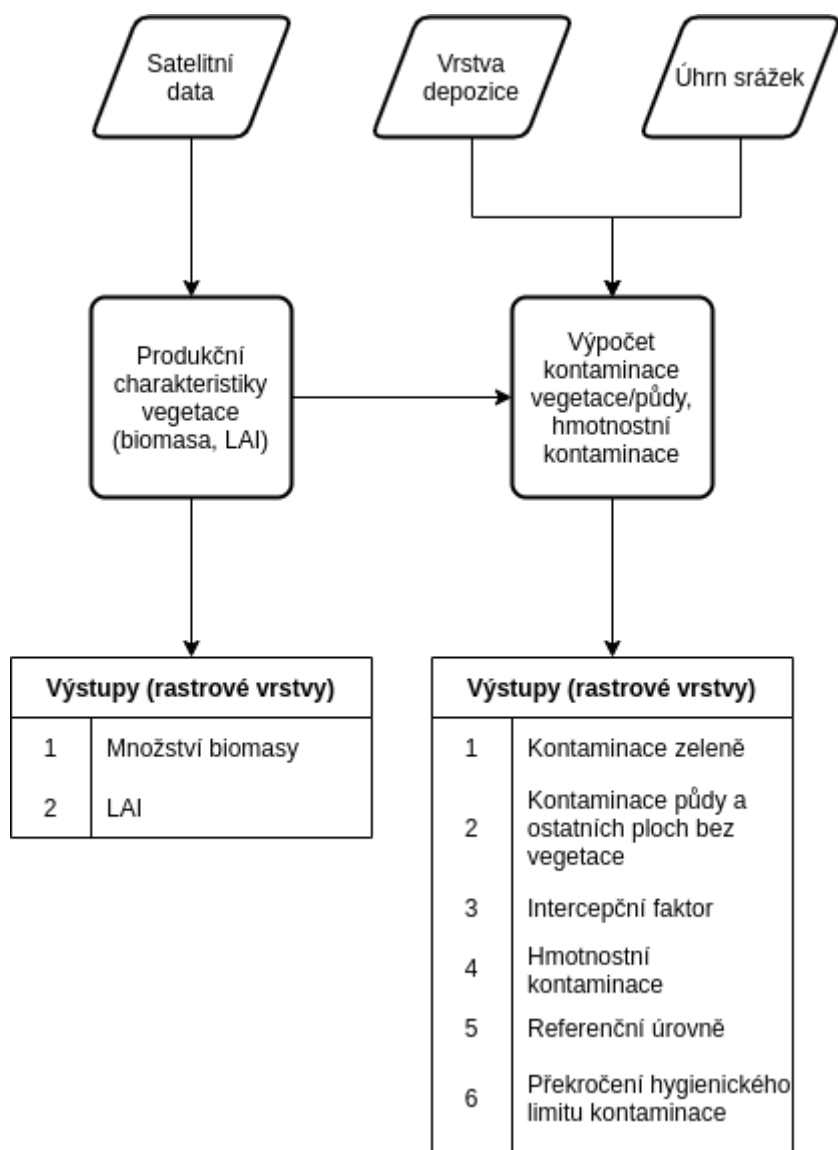
Uložit výsledky

...

 Nápověda  OK

Urban Green SA... Stylování vr... Nástroje zpraco...

Obr. 6 Uživatelské rozhraní modulu Urban Green SARCA.



Obr. 7 Schematické zobrazení funkcionality modulu Urban Green SARCA

1.4.2 Výpočet výstupů modulu Urban Green SARCA

Množství biomasy

Při výpočtu množství biomasy (B ; $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$) na dané ploše vycházíme ze vztahu mezi množstvím zelené biomasy a jejím spektrálním projevem. Pro vyjádření byl použit následující zjednodušený vztah pro odhad množství biomasy:

$$B = 50 \cdot NDVI^{2.5},$$

kde NDVI je normalizovaný rozdílový vegetační index (Normalized Difference Vegetation Index; Rouse Jr et al., (1973)):

$$NDVI = \frac{R_{NIR} - R_{RED}}{R_{NIR} + R_{RED}},$$

kde R_{NIR} a R_{RED} jsou spektrální reflektance v blízké infračervené (NIR; přibližně 800 nm) a v červené oblasti (RED; přibližně 670 nm) (rel.). Použitý model představuje hrubý odhad živé biomasy zeleně. Do budoucna předpokládáme nahrazení uvedeného vztahu komplexnějším modelem.

Index listové plochy

Index listové plochy (bezrozm.) je počítán pomocí jednoduchého lineárního vztahu mezi listovou plochou a spektrálním indexem NDVI:

$$LAI = 4.9 \cdot NDVI - 0.46$$

Kontaminace zeleně a půdy, intercepční faktor

Pro rozhodování o množství depozice radioaktivního materiálu na povrchu porostu a povrchu půdy je vypočten intercepční faktor (rel.), který je ukazatelem, jak velká frakce depozice zůstává na povrchu porostu. Hodnota závisí na indexu listové plochy porostu a úhrnu srážek v průběhu depozice. Podle Müllera a Pröhla (1993) lze intercepční frakci (faktor) depozice radioizotopu f_w v časné fázi radiační havárie vypočítat podle vzorce:

$$f_w = \min \left[1; \frac{LAI \cdot k \cdot S \left(1 - e^{-\frac{\ln 2}{35} R} \right)}{R} \right]$$

kde k je specifický faktor pro daný kontaminant (I: $k = 0.5$; Sr, Ba: $k = 2$; Cs a ostatní radionuklidy: $k = 1$), S je tloušťka vodního filmu na rostlinách (mm) a R je úhrn srážek (mm). Hodnota S je zpravidla 0,15 – 0,3 mm se střední hodnotou 0,2 mm (Pröhl, 2003). Výpočet depozice na povrchu rostlin vychází z předpokladu, že depozice na povrchu rostlin je poměrnou částí celkové depozice danou intercepčním faktorem:

$$D_{biomasa} = D_{celk} \cdot f_w$$

kde D_{biomasa} je měrná depozice radioizotopu na povrchu rostlin (Bq.m^{-2}) a D_{celk} je celková měrná radioaktivní depozice (Bq.m^{-2}) zadávaná jako vstup do modelu. Měrná depozice radioizotopu na povrchu půdy (D_{puda} ; Bq.m^{-2}) je pak rozdílem mezi celkovou měrnou depozicí a měrnou depozicí na povrchu porostu:

$$D_{\text{puda}} = D_{\text{celk}} - D_{\text{biomasa}}$$

Pokud jsou hodnoty vypočteného množství biomasy menší než $0,5 \text{ t.ha}^{-1}$, je vypočtena pouze měrná depozice radioaktivního materiálu na povrchu půdy. Důvodem je minimální předpoklad možnosti odstranění biomasy.

Doplňkovou charakteristikou je hmotnostní kontaminace biomasy zeleně (D_{hmot} ; Bq.kg^{-1}), která je vypočtena podle vztahu:

$$D_{\text{hmot}} = \frac{D_{\text{biomasa}}}{B \cdot 0.1}$$

Referenční úrovně radioaktivní depozice a překročení hygienického limitu kontaminace biomasy

Území kontaminované radioaktivní depozicí je pro praktické účely rozděleno na tři oblasti, v závislosti na stanovených referenčních úrovních. Rozdělení sledovaného území do oblastí podle referenčních úrovní vychází z předpokladu, že lze vymezit území, ve kterých kontaminace nepřekračuje stanovenou úroveň dávkového příkonu nebezpečného pro obyvatelstvo a zvířata (hodnota 0), dále území ve kterých lze provádět opatření za účelem radiační ochrany (hodnota 1) a území, kde úroveň radioaktivní kontaminace, respektive dávkového příkonu překračuje bezpečnou hranici pro další management (hodnota 2).

Pro referenční úrovně RU 0 a RU 2 není doporučeno odstranění biomasy za účelem ochrany půdy. V prvním případě (RU 0) nepřesahuje kontaminace stanovenou mez a nejsou ze předpokládána další rizika, zeleň a produkci rostlinné biomasy je možné využít běžným způsobem, případně v omezené míře na základě dalších postupů. Naopak v případě ploch zařazených do referenční úrovně RU 2 existuje předpoklad nadlimitní radioaktivní kontaminace ploch a možnost ohrožení zdraví pracovníků pověřených manipulací s nadzemní biomasou rostlin. V rámci ploch zařazených do RU 1 lze předpokládat půdoochranný význam vegetačního krytu, který lze za daných podmínek odstranit z půdního povrchu. Limitem je zde množství živé nadzemní biomasy $0,5 \text{ t.ha}^{-1}$, kdy předpokládáme, že sklizeň menšího množství biomasy na danou plochu je již neefektivní, případně technicky nemožná. Hranice

referenčních úrovní lze nastavit přímo v uživatelském rozhraní Urban Green SARCA. Přednastaveny jsou hodnoty 5000 Bq.m^{-2} a 3 MBq.m^{-2} .

Vedle vrstvy referenčních úrovní je výstupem modelu vrstva překročení hygienického limitu kontaminace biomasy. Rastrová vrstva nese hodnoty 0 pro pixely, ve kterých je zjištěna hodnota úrovně hmotnostní kontaminace biomasy menší než stanovená hodnota v uživatelském rozhraní Urban Green SARCA. Hodnoty přesahující stanovený hygienický limit jsou zařazeny do kategorie 1. V modulu Urban Green SARCA je přednastavena hodnota 1000 Bq.kg^{-1} , která odpovídá nejvyšší přípustné úrovni radioaktivní kontaminace potravin pro radiačně mimořádné situace podle vyhlášky 389/2010 Sb. o radiační ochraně (*Vyhláška 389/2012 Sb. o radiační ochraně*, 2012).

2 Příklad expertního odhadu biomasy na příkladu města Třeboně

Na území města Třeboně se nachází několik velkých celků veřejné zeleně. Největším komplexem je lázeňský areál Aurora (cca 40 ha), zámecký park (8 ha), Komenského sady (5 ha), areál u Bertiných lázní (4 ha), sídliště Hliník (necelý 1 ha). Ostatní rozsáhlejší zelené plochy zaujímají především soukromé zahrady. Technické služby města Třeboně (TS) obhospodařují veřejnou zeleň ve městě, včetně areálu Bertiných lázní a Lázní Aurora. Odhadem se jedná o plochu 40 ha, ze které se sklídí 900 t zelené biomasy ročně. Areál zámeckého parku a park u Schwarzenberské hrobky, která však patří do katastru obce Domanín, je v péči pracovníků zámku Třeboň.

Centrální úložiště bioodpadu pro město Třeboň se nachází v obci Dunajovice. Na skládku v Dunajovicích je svážena biomasa ze všech sečených ploch v Třeboni, o kterou se starají pracovníci TS Třeboň, včetně bioodpadu ze sběrného dvora, kam biomasu svážejí obyvatelé města Třeboně. Na skládku v Dunajovicích je dále odvážen bioodpad i z Lázní Aurora a jedenkrát ročně z Bertiných lázní, kde je založena deponie pro shromažďování bioodpadu – trávy, plevele, zbytků rostlin, listí, prořezávky keřů a stromů a zbytků po filtraci rašeliny. Biomasa ze zámeckého parku a od hrobky je deponována u rybníku Svět a po rozkladu je opět využita pro účely zámeckého parku.

Na modelovém území města Třeboně uvádíme příklad možnosti kvantifikace zasažených ploch a objemu nakládáných hmot městské zeleně, a to na základě různých, volně dostupných datových zdrojů. Jedná se o:

- a) Vektorová data – poskytnutá MÚ Třeboň; Data 50; Corine Land Cover 2018
- b) Rastrová data - High Resolution Layers; Družicová data Sentinel 2A a 2B.

Pro odhad biomasy byla použita rozloha různých typů městské zeleně (dle typu jednotlivých dat) a objem biomasy byl kvantifikován pomocí dat uvedených v Tab. 1 a růstových křivek Obr. 1; Obr. 2; Obr. 3). Uváděn je odhad suché biomasy t/rok. V případě potřeby byl využit přepočít suché biomasy na zelenou pro 32 % sušinu. Rozloha jednotlivých povrchů byla stanovena standardním způsobem v prostředí softwaru QGIS.

Kvantifikovaný odhad daného typu biomasy lze provést následovně:

*Hmotnost (suché x zelené) typu biomasy (kg/ rok) = rozloha typu povrchu (m²) * průměrná roční produkce (suché x zelené) daného typu biomasy (v kg/m²)*

Výsledky jsou uvedeny v tabulkové podobě. V Tab. 4 uvádíme výpočet zasažených ploch a odhad průměrné roční produkce biomasy z různých typů vektorových dat; v Tab. 5 je uveden přehled výpočtu na základě rastrových dat High Resolution Layers. Hodnocen byl nejen intravilán, ale pro porovnání i širší okolí města, tzn. katastrální území města Třeboně.

Při odhadu biomasy z družicových dat bylo využito indexu NDVI. Z těchto dat byly rovněž odvozeny koeficienty pro možný přepočet odhadu produkce biomasy v jednotlivých měsících (z ostatních typů dat), a to jako přibližný (vzhledem k absenci dat za měsíc únor) procentuální podíl daného měsíce na roční produkci biomasy. Data Sentinel 2A,B byla rovněž využita pro modelový případ kvantifikace biomasy se zohledněním úrovně kontaminace.

2.1 Expertní odhad množství biomasy pro intravilán a k.ú. města Třeboně na základě vektorových dat a rastrových dat HRL

Prioritní modelové území bylo vymezeno podle vrstvy intravilánu Třeboně, dle poskytnutých vektorových dat MÚ Třeboň. Sekundárně bylo hodnoceno i katastrální území Třeboň (dle vektorové vrstvy ČÚZK. Vymezení intravilánu Třeboně, které bylo použito pro kvantifikaci biomasy, je na Obr. 8.



Obr. 8 Vymezení intravilánu města Třeboně

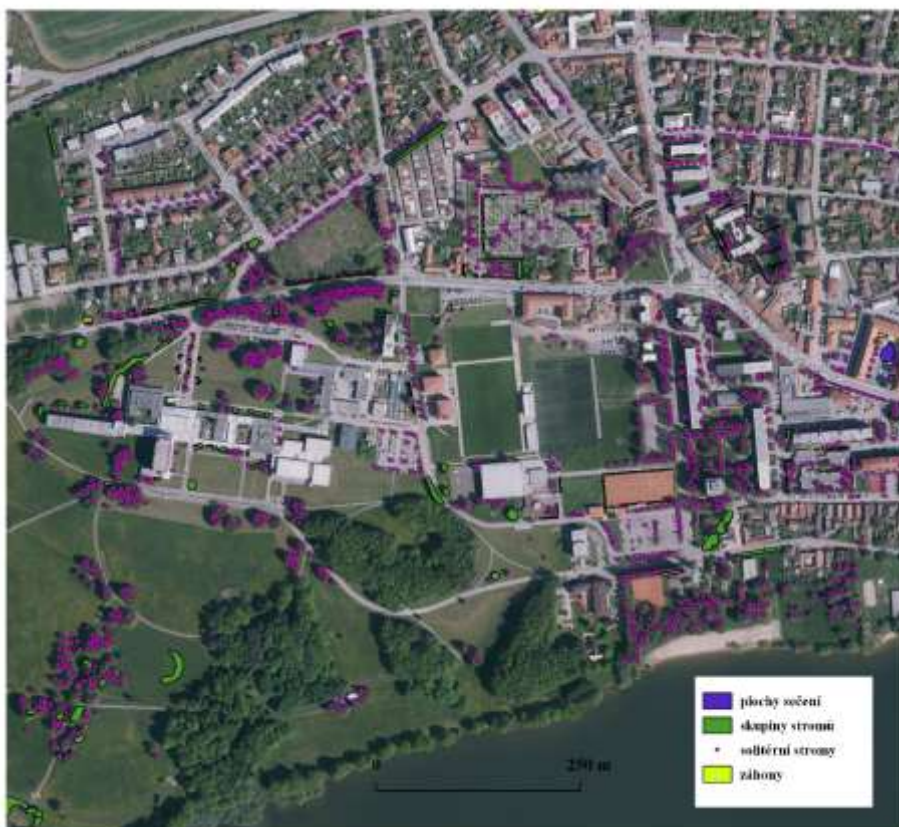
Tab. 3 Přehled datových zdrojů poskytnutých MÚ Třeboně a hodnocení jejich kvality

Typ dat	Vrstvy	Popis a kvalita dat	Plochy (ha) v k.ú. Třeboně
Budovy	budovy	Zdroj dat: ČÚZK – neúplná vrstva; vrstva byla aktualizována vektorizací chybějících budov	44,86ha / 74,5 ha (po doplňkové vektorizaci, bez velmi malých objektů, např. kůlen)
Pasport komunikací	chodníky		16,78
	komunikace		34,9
Pasport zeleně	Plochy sečení	Vrstva s jedním polygonem - nepoužitelné	-
	Skupiny stromů	Stromy na veřejném prostranství, chybí cca 50 % porostů	2,47
	Solitérní stromy	Stromy na veřejném prostranství, chybí cca 20 % stromů	5633 stromů; (výpočet plochy pro poloměr koruny cca 3 m = 16 ha)
	záhony	Velice nepřesné	0,16
Územně analytické podklady	kanalizace		
	Zastavěná území	Identifikuje intravilán města Třeboně, bez rozlišení ploch zástavba x městská zeleň	

Pro ověření kvality dat byly výše uvedené datové zdroje zobrazeny na podkladě ortofotomapy z roku 2017 (Obr. 9 a Obr. 10). Kvantifikace zasažených ploch byla provedena pro samotné katastrální území města Třeboně, bez městských částí, a to na základě výpočtu plochy pro komunikace, chodníky, budovy; plocha zeleně, spadající pod správu MÚ byla vypočtena z rozlohy ploch sečení, záhonů, skupin stromů. Hodnocení jejich kvality je uvedeno v Tab. 3.



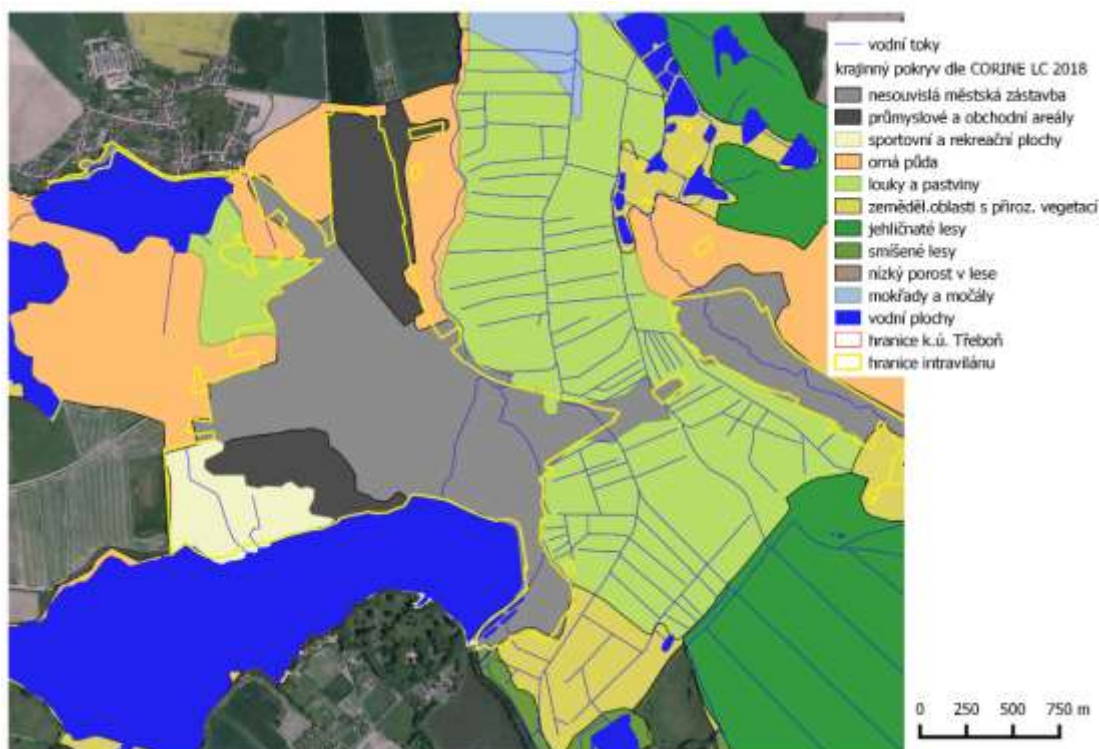
Obr. 9 Ukázka datového podkladu zastavěných ploch s datovými podklady poskytnutými MÚ Třeboň.



Obr. 10 Ukázka datového podkladu městské zeleně s datovými podklady poskytnutými MÚ Třeboň.



Obr. 11 Mapa části k.ú. Třeboně vytvořená na základě vektorových dat Data 50 (zdroj: ČÚZK).



Obr. 12 Mapa části k.ú. Třeboň vytvořená na základě vektorových dat CORINE LC 2018 (zdroj: EEA).

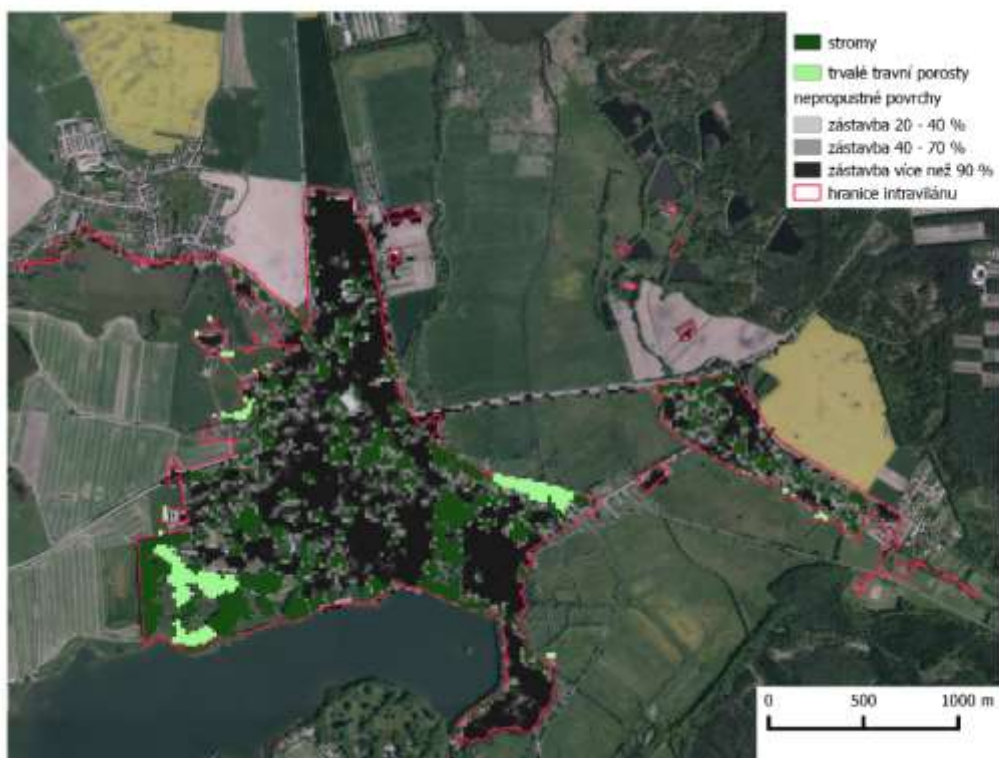
Tab. 4 Výpočet zasažených ploch a odhad průměrné roční produkce suché biomasy z různých typů vektorových dat

Typ plochy	Rozloha (ha)	Průměrná roční produkce suché biomasy (t)
Data od MÚ Třeboň (pouze intravilán)		
Zástavba	96,54	0
Zeleň	18,63	$\text{Stromy } 1 \text{ kg} \times 184700 \text{ m}^2 = 184\,700 \text{ kg biomasy} = 184,7 \text{ t}$ $\text{Záhony } 0,2 \text{ kg} \times 1600 \text{ m}^2 = 320 \text{ kg biomasy} = 0,3 \text{ t}$
Údaje o sklizené biomase (pouze TS Třeboň)		290 t (900 t zelené biomasy při 32 % sušíně)
Data Data 50	Intravilán / k.ú. (ha)	
budovy	125 (počet; počítaná rozloha cca $0,01 \text{ ha/budovu} = 1,25 \text{ ha}$ / k.ú.105 = 1,05 ha	0
Blok budov	122,33 / 123,54	0
Hřbitov	2,21 / 0	$0,1 \text{ kg} / \text{m}^2$ $2,2 \text{ t} / 0$
Zahrady a sady	134,21 / 161,19	$\text{Poměr TTP / stromy } 1:1$ $0,5 \text{ kg} / \text{m}^2 \text{ TTP} \quad 1 \text{ kg} / \text{m}^2 \text{ stromy}$ $1006,6 \text{ t} / 1208,9 \text{ t}$
Louky a pastviny	25 / 530,84	$0,6 \text{ kg} / \text{m}^2$ $150 \text{ t} / 3185 \text{ t}$

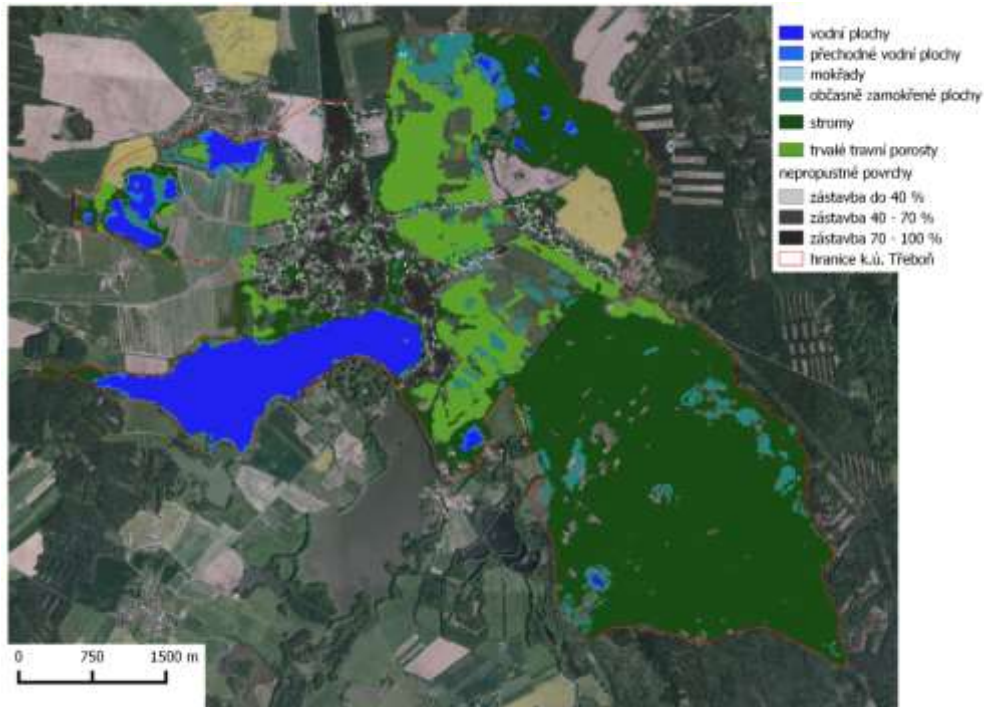
Les	11,8 / 1012,91	1 kg/m ² 118 t / 10129,1 t
Vodní plochy (zdroj: HEIS)	1,41 / 290,11	0
Corine Land Cover 2018 Intravilán / k.ú.		
Nesouvislá městská zástavba	208 / 235,56	0
Průmyslové a obchodní areály	58,94/ 66,93	0
Sportovní a rekreační plochy	31,24/ 34,37	0,3 kg / m ² 93,7t / 103,1 t
Orná půda	8,51/ 249,18	1,5 kg / m ² 127,7 t / 3737,7 t
Louky a pastviny	6,78 / 370,90	0,6 kg / m ² 40,7 t / 3709 t
Zemědělské oblasti s přirozenou vegetací	9,51 / 144	0,7 kg / m ² 66,6 t / 1008 t
Jehličnaté lesy	0,06 / 882,87	1 kg / m ² 6 t / 8828,7 t
Smíšené lesy	1,62 / 70,73	1 kg / m ² 1,6 t / 707,3 t
Nízký podrost v lese	0 / 40	0,5 kg/m ² 0 / 200 t
Mokřiny a močály	0 / 315,24	2,5kg/m ² 0 / 7881 t
Vodní plochy	0,42 / 261,15	0

Tab. 5 Výpočet zasažených ploch a odhad průměrné roční produkce suché biomasy z rastrových dat High Resolution Layers

Typ plochy	Rozloha (ha) Intravilán / katastrální území	Průměrná roční produkce suché biomasy (t)
Nepropustné povrchy	229,3 / 261,7	0
Zástavba do 40 %	0,96 / 27	0
Zástavba 40 – 90 %	110,8 / 198	0
Zástavba nad 90 %	117,5 / 36,7	0
Stromy	66,9 / 1178	1 kg / m ² 669 t / 11780 t
Trvalé travní porosty	14,2 / 334,8	0,6 kg / m ² 85,2 t / 2008,8 t
Vodní plochy (trvalé + občasné)	0 / 250,32	0
Zamokřené plochy	0 / 149,7	2,5 kg / m ² 0 / 3742,5 t



Obr. 13 Mapa intravilánu se zobrazením stromové vegetace, trvalých travních porostů a zpevněných povrchů ze zdrojových dat High Resolution Layers (European Environmental Agency, 2015, 20 metrů rozlišení).



Obr. 14 Mapa k.ú. Třeboň se zobrazením stromové vegetace, trvalých travních porostů, vodních ploch a zpevněných povrchů ze zdrojových dat High Resolution Layers (European Environmental Agency, 2015, 20 metrů rozlišení).

V Tab. 6 a Tab. 7 uvádíme souhrnný přehled odhadu množství biomasy z různých datových zdrojů – pro intravilán a katastrální území. Z uvedených dat vyplývá, že data Corine LC 2018 se blíží datům o svozu bioodpadu, který je evidován MÚ. V těchto datech však chybí informace o svozu ze zámeckého parku a dalších neveřejných ploch. Pro reálný odhad biomasy lze, vzhledem k rozlišovací schopnosti a celistvosti pokryvnosti zájmového území daty, doporučit vektorová Data 50, poskytovaná ČÚZK.

Tab. 6 Kvantifikace ročního celkového množství biomasy pro město Třeboň – intravilán na základě různých datových zdrojů

Datový zdroj	TTP (t)	Stromy, keře (t)	Ostatní (t)	Mokřady (t)	Celkem (t) suché biomasy	Celkem (t) zelené biomasy (při 32 % sušiny)
Data MÚ - svoz				-	288	900
Data MÚ - GIS	0,32	184,7	-	-	185,02	578
Data 50	150	118	1008,8	-	1 276,8	3990
Corine Land Cover 2018	40,68	7,62	287,92	-	336,22	1050
HRL 2015	85,2	669	-	-	754,2	2356

Tab. 7 Kvantifikace ročního celkového množství biomasy pro širší okolí města Třeboň – katastrální území na základě různých datových zdrojů

Datový zdroj	TTP (t)	Stromy, keře (t)	Ostatní (t)	Mokřady (t)	Celkem (t)	Celkem (t) zelené biomasy (při 32 % sušiny)
Data MÚ - svoz	-	-	-	-	-	-
Data MÚ - GIS	-	-	-	-	-	
Data 50	1 012,91	3 185,04	1 208,9	-	5 406,85	16897
Corine Land Cover 2018	3 709	9 736	4 848,8	7 881	26 174,8	81795
HRL 2015	2 008,8	11 780	-	3 742,5	17 531,3	54784

Souhrnná data odhadu biomasy jsou uvedeny pro období 1 rok. V případě potřeby kvantifikace biomasy pro jednotlivé měsíce, využíváme korekční koeficient Tab. 8, který vychází z odhadu množství biomasy, provedené na základě družicových dat Sentinel 2A,B.

2.2 Expertní odhad množství zelené biomasy intravilánu Třeboně na základě hodnocení dat družice Sentinel 2A,B

Družicová data Sentinel 2A,B jsou momentálně jediným volně dostupným zdrojem operativního typu dat s vysokým prostorovým rozlišením (10 metrů). Data jsou pro střední Evropu k dispozici každý třetí den (v závislosti na stupni oblačnosti).

Hodnoty indexu NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) korelují s obsahem zelené biomasy ve vegetaci a byly vypočteny z družicových dat Sentinel 2A,B s prostorovým rozlišením 10 metrů. Hodnocena byla časová řada leden – prosinec 2018 (Tab. 9), kromě února, který nebyl dostupný v požadované kvalitě (bez oblačnosti). Údaje o množství biomasy vycházejí z růstových křivek pro travní porosty, plodiny (kukuřice, řepka, pšenice), listnaté a jehličnaté stromy (Tab. 1) a jsou podle nich uvedeny pro hodnotu sušiny, která byla empiricky stanovena na 32 %. Pro tuto hodnotu byl proveden přepočít na množství zelené biomasy.

Hodnoty indexu nabývají hodnot -1 až +1, přičemž bylo stanoveno 5 základních intervalů:

- 1 až 0,2 pro holé povrchy;
- 0,2 – 0,4 řídká vegetace;
- 0,4 – 0,5 středně hustá vegetace;
- 0,5 – 0,7 hustá vegetace;
- 0,7 – 1 velmi hustá vegetace

Rozloha jednotlivých kategorií hustoty vegetačního pokryvu byla dána počtem pixelů v dané kategorii * 100 m² (rozlišení pixelu 10 m).

V případě potřeby kvantifikace biomasy pro jednotlivé měsíce z průměrných ročních dat, navrhujeme použít korekční koeficient (viz. Tab. 8), který vychází z odhadu množství

biomasy, provedené na základě družicových dat Sentinel 2A,B. Jedná se o přibližný (díky absenci dat za měsíc únor) procentuální podíl daného měsíce na roční produkci biomasy, vycházející z modelového příkladu odhadu biomasy pro město Třeboň v roce 2018 podle indexu NDVI.

Tab. 8 Koeficienty pro měsíční aproximaci biomasy z ročních dat a příklad jejich použití pro odhad množství zelené biomasy v jednotlivých měsících, vycházející z průměrné roční produkce zelené biomasy v intravilánu Třeboně na základě vektorových dat Corine Land Cover 2018, podle kterých byla průměrná roční produkce zelené biomasy stanovena na 1 050 tun.

	leden	únor	březen	duben	květen	červen
Koeficient	0,034	0,01	0,008	0,062	0,143	0,205
Odhad zelené biomasy (t)	36	11	8	65	150	215

	červenec	srpen	září	říjen	listopad	prosinec
Koeficient	0,156	0,133	0,133	0,064	0,016	0,036
Odhad zelené biomasy (t)	164	140	140	67	17	38

Tab. 9 Výpočet hmotnosti suché i zelené biomasy na základě indexu NDVI z dat Sentinel 2A,2B. Obrázky zachycují 5 kategorií indexu NDVI k uvedenému datu.

 29. ledna 2019		Plocha (m ²)	Biomasa g/m ²	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	716900	0	0,00	0,0
	Řídká vegetace	774700	2,5	1,94	6,1
	Středně hustá vegetace	484700	10	4,85	15,1
	Hustá vegetace	111490 0	25	27,87	87,1
	Velmi hustá vegetace	371100	500	185,55	579,8
	Celkem			220,21	688,1
 22. března 2018		Plocha (m ²)	Biomasa g/m ²	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	929500	0	0,00	0,0
	Řídká vegetace	635100	5	3,18	9,9
	Středně hustá vegetace	634600	20	12,69	39,7
	Hustá vegetace	448800	50	22,44	70,1
	Velmi hustá vegetace	28800	500	14,40	45,0
	Celkem			52,71	164,7
 19. dubna 2018		Plocha (m ²)	Biomasa g/m ²	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	687300	0	0,00	0,0
	Řídká vegetace	850200	10	8,50	26,6
	Středně hustá vegetace	433400	50	21,67	67,7
	Hustá vegetace	887700	200	177,54	554,8
	Velmi hustá vegetace	398200	500	199,10	622,2
	Celkem			406,81	1271,3

		Plocha (m²)	Biomasa g/m²	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	525400	0	0,00	0,0
	Rídká vegetace	746300	15	11,19	35,0
	Středně hustá vegetace	432400	100	43,24	135,1
	Hustá vegetace	727200	400	290,88	909,0
	Velmi hustá vegetace	825500	800	660,40	2063,8
	Celkem			1005,71	3142,9
31. května 2018					
		Plocha (m²)	Biomasa g/m²	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	542900	0	0,00	0,0
	Rídká vegetace	754300	25	18,86	58,9
	Středně hustá vegetace	421500	150	63,23	197,6
	Hustá vegetace	836800	500	418,40	1307,5
	Velmi hustá vegetace	701300	1200	841,56	2629,9
	Celkem			1342,04	4193,9
30. června 2018					
		Plocha (m²)	Biomasa g/m²	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	498300	0	0,00	0,0
	Rídká vegetace	820100	20	16,40	51,3
	Středně hustá vegetace	448100	100	44,81	140,0
	Hustá vegetace	753200	300	225,96	706,1
	Velmi hustá vegetace	737100	1000	737,10	2303,4
	Celkem			1024,27	3200,9
20. července 2018					

 9. srpna 2018		Plocha (m2)	Biomasa a g/m2	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	634000	0	0,00	0,0
	Řídká vegetace	930300	20	18,6	58,1
	Středně hustá vegetace	448600	150	67,3	210,3
	Hustá vegetace	655700	300	196,7	614,7
	Velmi hustá vegetace	588200	1000	588,2	1838,1
	Celkem			870,8	2721,3
 16. září 2018		Plocha (m2)	Biomasa a g/m2	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	521400	0	0,00	0,0
	Řídká vegetace	758900	15	11,38	35,6
	Středně hustá vegetace	419500	50	20,98	65,5
	Hustá vegetace	894000	200	178,80	558,8
	Velmi hustá vegetace	663000	1000	663,00	2071,9
	Celkem			874,16	2731,7
 16. října 2018		Plocha (m2)	Biomasa a g/m2	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	566100	0	0,00	0,0
	Řídká vegetace	913400	10	9,13	28,5
	Středně hustá vegetace	503500	25	12,59	39,3
	Hustá vegetace	957300	150	143,60	448,7
	Velmi hustá vegetace	316500	800	253,20	791,3
	Celkem			418,52	1307,9

 17. listopadu 2018		Plocha (m2)	Biomasa g/m²	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	728600	0	0,00	0,0
	Řídká vegetace	1169100	5	5,85	18,3
	Středně hustá vegetace	619400	20	12,39	38,7
	Hustá vegetace	719600	100	71,96	224,9
	Velmi hustá vegetace	19700	700	13,79	43,1
	Celkem			103,98	324,9
 5. prosince 2018		Plocha (m2)	Biomasa g/m²	Odhad suché biomasy celkem (t)	Odhad zelené biomasy při 32 % sušiny celkem (t)
	Holé povrchy	549000	0	0,00	0,0
	Řídká vegetace	747900	5	3,74	11,7
	Středně hustá vegetace	500200	15	7,50	23,4
	Hustá vegetace	1117100	50	55,86	174,5
	Velmi hustá vegetace	342600	500	171,30	535,3
	Celkem			238,40	745,0
 intravilán  vodní plochy Hodnoty indexu NDVI  -1 až 0.2  0.2 až 0.4  0.4 až 0.5  0.5 až 0.7  0.7 až 1					

2.3 Zohlednění depozice – stupně kontaminace

Pro zohlednění různého stupně kontaminace biomasy bylo využito datového souboru NDVI z družic Sentinel 2A,B. Jako modelový příklad byla vybrána situace ze dne 30. 6. 2018, tzn. z období vysokého podílu biomasy. Byl využit model depozice HAVAR/HARP pro elektrárnu Temelín. Vypočtená rastrová vrstva má výsledný rozměr cca 200 x 200 km a prostorové rozlišení 100 m. Cílem modelového příkladu bylo odhadnout množství kontaminované biomasy různou depozicí. Hodnoty modelové depozice se v zájmovém území pohybovaly mezi 2900 – 3450 kBq. Depozice byla klasifikována na 5 kategorií tak, aby bylo dosaženo vysokého kontrastu při zobrazení hodnot v obraze (Obr. 15). Jedná se o hypotetické hodnoty. V reálné situaci by měly být zohledněny referenční úrovně pro vymezení oblastí a kritéria pro kategorizaci kontaminovaných odpadů podle Kapitoly 4 a 6 Souhrnné výzkumné zprávy.

Byl zvolen následující metodický postup:

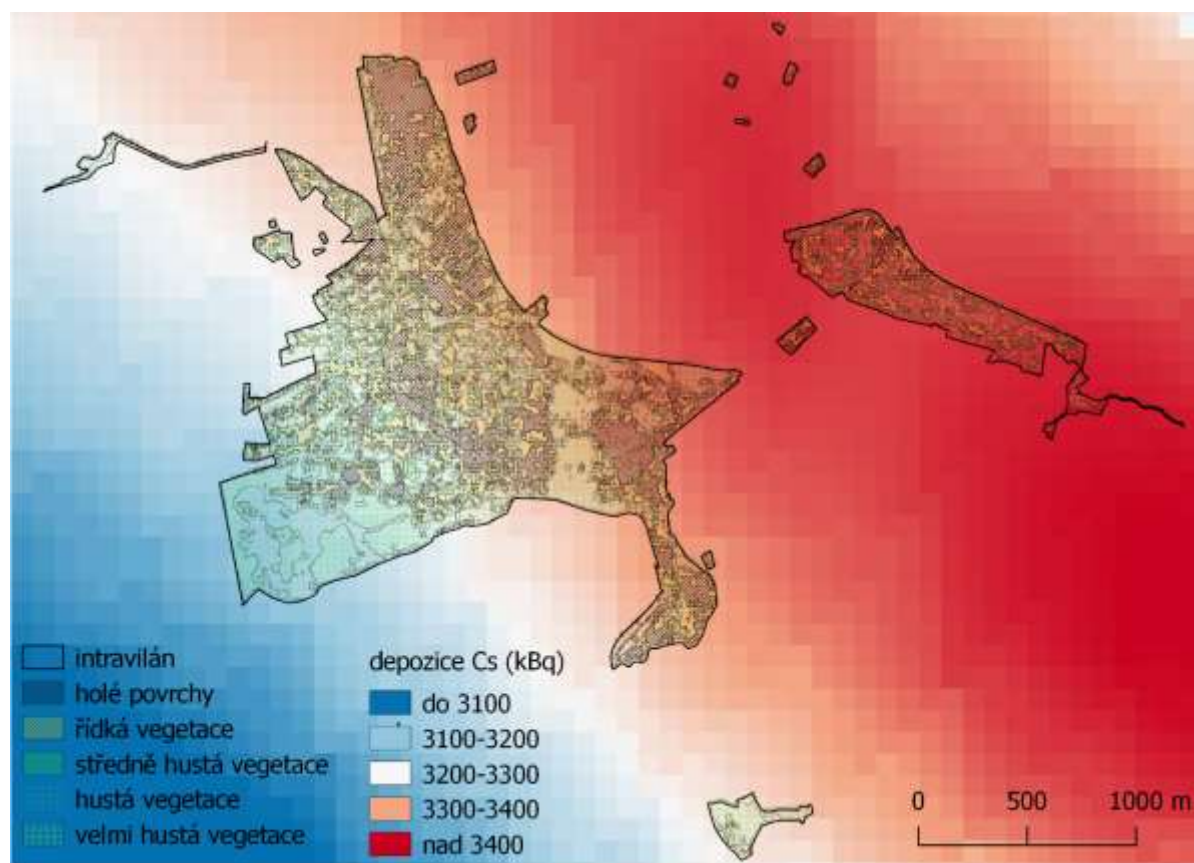
1. Sjednocení souřadnicových systémů rastrových dat - vrstvy depozice Cs (kBq) a indexu NDVI (WGS84-UTM33N; EPSG:32633). Výřez z původní vrstvy modelu depozice 200 x 200 km na velikost modelového území Třeboně z dat Sentinel.
2. Z rastrové vrstvy NDVI pro 30. červen 2018 pro intravilán Třeboně byly vytvořeny vektorové vrstvy ve formátu shapefile SHP pro čtyři kategorie indexu NDVI v prostředí softwaru ENVI.
3. Použití zonální statistiky v prostředí softwaru QGis pro kvantifikaci plochy jednotlivých kategorií indexu NDVI nad rastrem depozice. Stanovení kumulativní hodnoty ploch kategorií NDVI pro 5 kategoriích depozice.
4. Výpočet hmotnosti suché biomasy v jednotlivých kategoriích depozice pro hodnoty indexu NDVI je uveden v Tab. 11.

Tab. 10 Hmotnost suché biomasy g/m² pro hodnoty indexu NDVI(-1 až 0,2 holé povrchy)

Hodnota indexu NDVI	Hmotnost suché biomasy g/m ²
0,2 – 0,4	25
0,4 – 0,5	150
0,5 – 0,7	500
0,7 - 1	1200

Tab. 11 Odhad hmotnosti suché i zelené biomasy v závislosti na různém stupni depozice ¹³⁷Cs pro intravilán města Třeboně ze dne 30.6.2018 NDVI -1 až 0,2 (holé povrchy)

Depozice Cs (kBq)	Rozloha (ha)	Celkové množství kontaminované suché biomasy (t)	Celkové množství kontaminované zelené biomasy (t) při 32 % sušiny
do 3100	1,46	0	0
3100-3200	5,02	0	0
3200-3300	29,83	0	0
3300-3400	15,85	0	0
Nad 3400	2,04	0	0
NDVI 0,2 – 0,4 (řidká vegetace; biomasa 25 g/m²)			
do 3100	5,81	1,5	4,5
3100-3200	14,49	3,6	11,3
3200-3300	31,22	7,8	24,4
3300-3400	13,43	3,4	10,5
Nad 3400	10,28	2,6	8
NDVI 0,4 - 0,5 (středně hustá vegetace; biomasa 150 g/m²)			
do 3100	3,44	5,2	16,1
3100-3200	11,22	16,8	52,6
3200-3300	12,9	19,4	60,5
3300-3400	6,62	9,9	31
Nad 3400	7,92	11,9	37,1
NDVI 0,5 - 0,7 (hustá vegetace; biomasa 500 g/m²)			
do 3100	19,84	99,1	310
3100-3200	18,01	90,1	281,4
3200-3300	18,83	94,1	294,2
3300-3400	10,99	54,9	171,7
Nad 3400	15,78	78,9	246,6
NDVI 0,7 - 1 (velmi hustá vegetace; biomasa 1200 g/m²)			
do 3100	23,76	285,2	891,2
3100-3200	11,96	143,5	448,4
3200-3300	12,45	149,3	466,7
3300-3400	10,84	130,1	406,4
Nad 3400	11,3	135,7	424
Biomasa celkem			
do 3100		391	1221,8
3100-3200		254	793,7
3200-3300		270,8	845,9
3300-3400		198,3	619,7
Nad 3400		229,1	715,8
Celkem		1 343 t	4 196 t



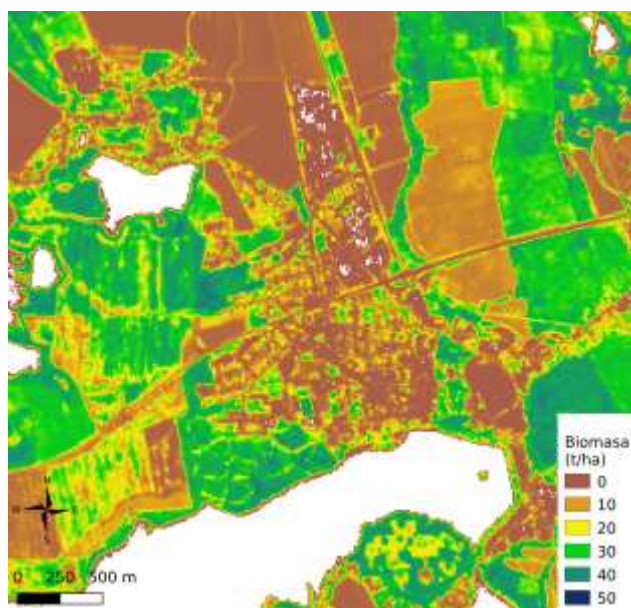
Obr. 15 Modelová depozice ^{137}Cs vypočtená na základě simulace v modelu HAVAR/HARP pro okolí města Třeboně. Prostorové rozlišení 10 metrů.

2.4 Ukázka výstupů z programu Urban Green SARCA

Program Urban Green SARCA umožňuje analyzovat radioaktivní kontaminaci určitého území, tedy vegetačního krytu a půdy na základě informace o radioaktivní depozici kontaminantu a optických satelitních snímků.

Následující příklad je založen na použití dat z družice Sentinel 2 pro termín 1. srpna 2020 pro území města Třeboň a jeho přilehlého okolí. Fiktivní vrstva radioaktivní depozice byla vytvořena tak, aby přibližně středem města procházel přechod mezi velmi vysokou úrovní kontaminace a nízkou úrovní kontaminace. Radioaktivní kontaminace byla vypočtena pro situaci tzv. suché depozice, tzn., že v průběhu depozice nedošlo k atmosférickým srážkám. Příklad je uveden pro ^{137}Cs .

Důležitými výstupy popisujícími aktuální stav vegetace jsou informace o množství biomasy (Obr. 16) v daném prostoru a index listové plochy (Obr. 17).



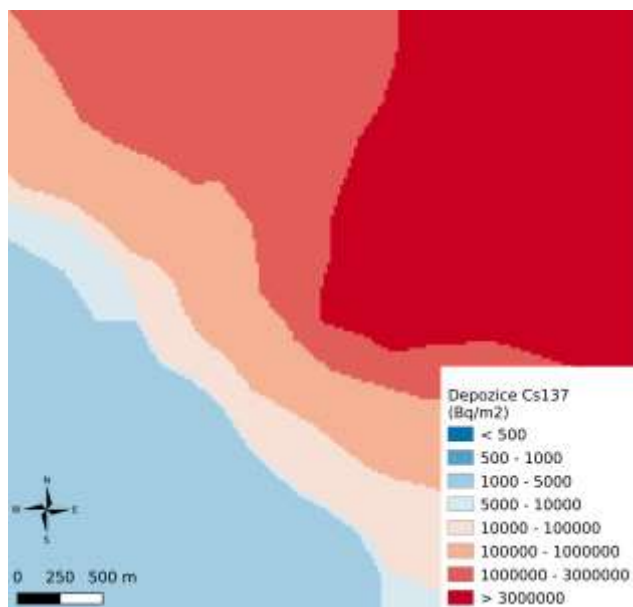
Obr. 16 Množství biomasy ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$) odhadnuté z družicového snímku Sentinel 2 pro 1. srpna 2020



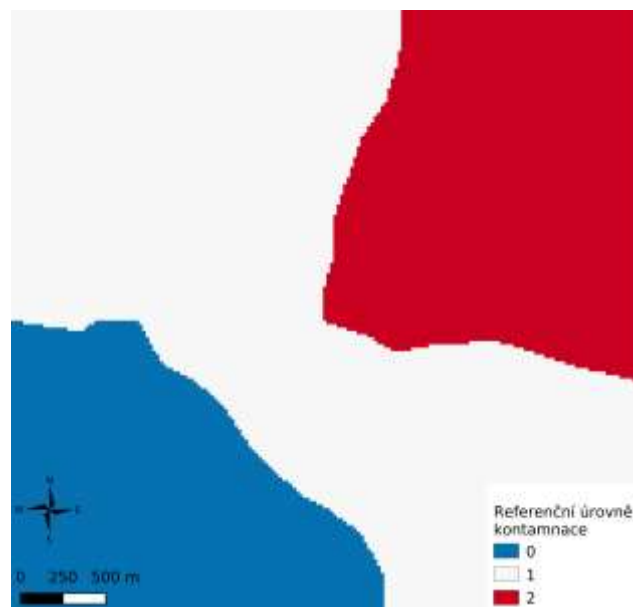
Obr. 17 Index listové plochy ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$) odhadnutý z družicového snímku Sentinel 2 pro 1. srpna 2020

Radioaktivní kontaminace vegetace/zeleně, půdy a ploch bez vegetace jsou zásadními výstupy programu Urban Green SARCA. Následující mapové výstupy ukazují fiktivní vrstvu celkové depozice (Obr. 18), rozdělení celkové depozice do tříd referenčních úrovní (Obr. 19), vrstvu

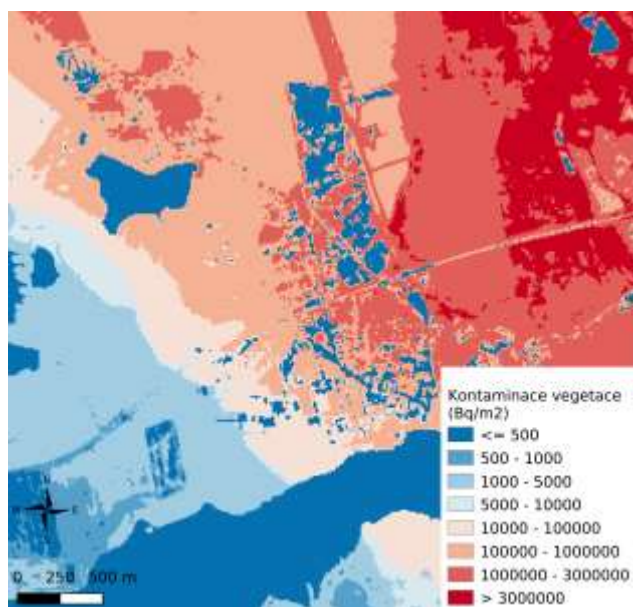
radioaktivní kontaminace vegetace (Obr. 20), radioaktivní kontaminace ploch bez vegetace a půdy (Obr. 21), vrstvu hmotnostní kontaminace (Obr. 22) a rozdělení hmotností kontaminace do tříd překročení hygienického limitu (**Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**). Všechny uvedené vrstvy mají prostorové rozlišení 10 m.



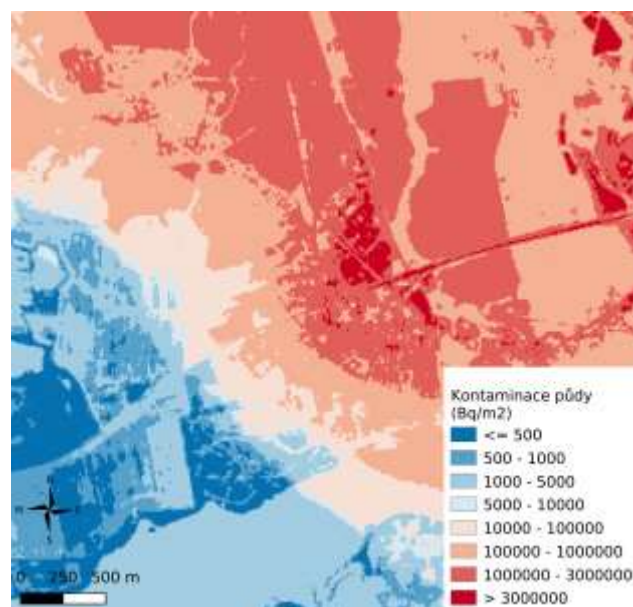
Obr. 18 Fiktivní vrstva radioaktivní depozice radionuklidu ^{137}Cs pro Třeboň a okolí.



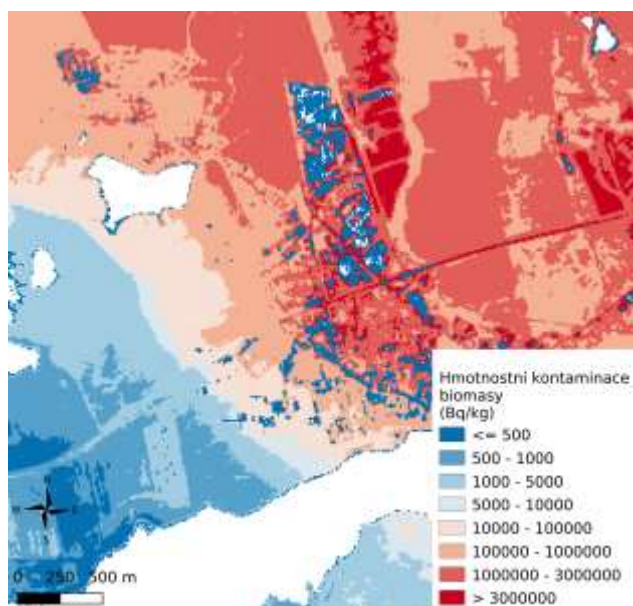
Obr. 19 Rozdělení celkové radioaktivní depozice uvedené na Obr. 20 do tříd referenčních úrovní. 0: 0 – 5000 Bq.m⁻²; 1: 5000 – 3000000 Bq.m⁻²; 2: > 3000000 Bq.m⁻².



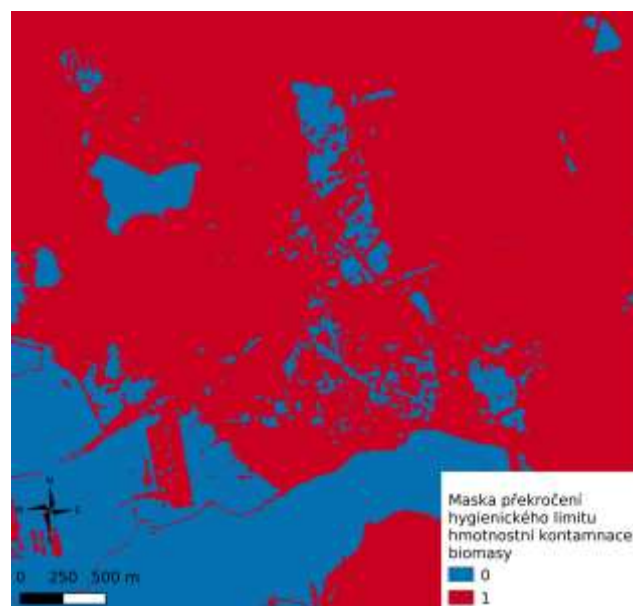
Obr. 20 Radioaktivní kontaminace vegetačního krytu pro Třeboň a okolí, 1. srpna 2020.



Obr. 21 Radioaktivní kontaminace půdy a ploch bez veg. krytu pro Třeboň a okolí, 1. srpna 2020



Obr. 22 Hmotnostní radioaktivní kontaminace biomasy vegetačního krytu pro Třeboň a okolí. 1. srpna 2020



Obr. 23 Rozdělení zájmového území podle úrovně překročení hygienického limitu pro radioaktivní kontaminaci rostlinné biomasy. 0: < 1000 Bq.kg⁻¹; 1: > 1000 Bq.kg⁻¹.

3 Expertní odhad biomasy na příkladu k.ú. města České Budějovice na základě vektorových dat Urban Atlas 2012

Město České Budějovice má správní území o rozloze zhruba 5 560 ha, z čehož je necelá polovina zastavěna. Zbývající plochy jsou veřejnou a soukromou zelení, vodou, nebo patří do zemědělského půdního fondu či jsou lesem. Veřejná zeleň se rozkládá na ploše 268 ha, z čehož necelá polovina je ve formě parků. Tj. v přepočtu necelých 5 % výměry města a 22 m² této zeleně na jednoho obyvatele. Veškerou městskou zeleň v Českých Budějovicích lze pak rozčlenit do 8 základních typů:

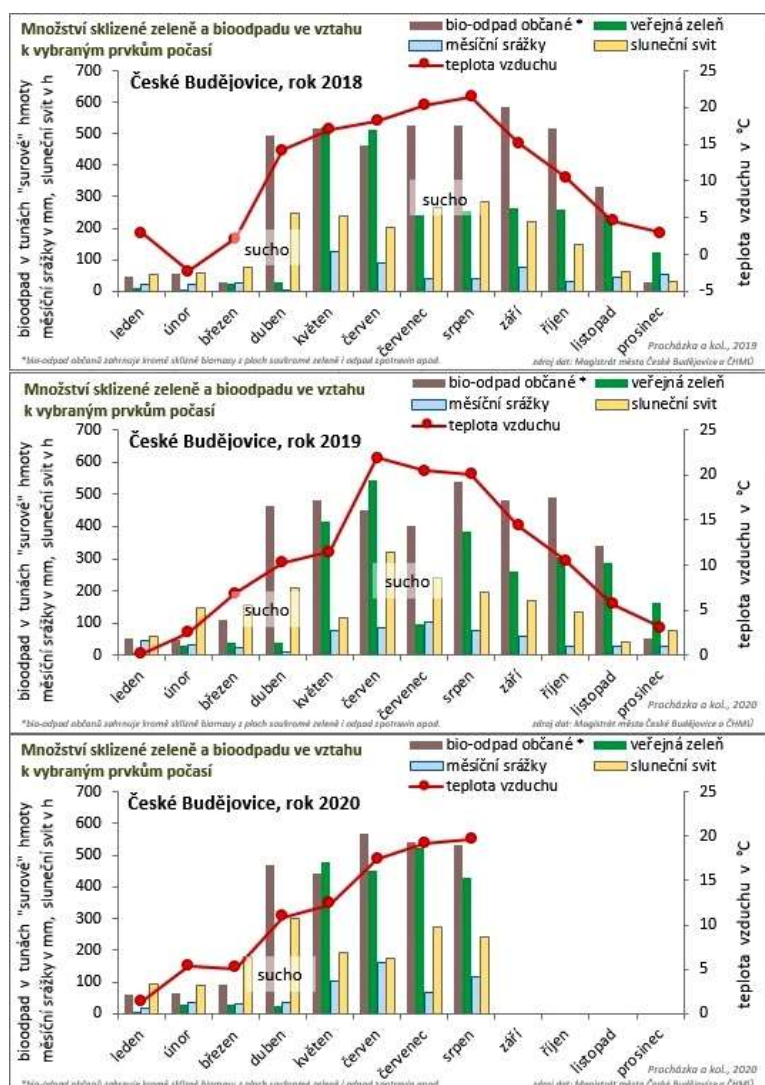
- městské parky v centru města;
- hřbitovy se starými stromovými porosty;
- přírodně krajinářské parky v okrajových částech města;
- lesní porosty na okrajích města;
- vnitrobloková zeleň ve starší zástavbě a plochy zeleně v novějších sídlištích;
- okrasné a užitkové zahrady v okrajových čtvrtích rodinných domků;
- kompaktní zahrádkové kolonie na periferii města;
- volné travnaté plochy a louky v okrajových částech města na přechodu do volné krajiny.

Pokud jde o veřejnou zeleň a konkrétně z hlediska plochy významné parkové plochy města, tak mezi ně patří: park Na Sadech, park u staroměstského hřbitova, park Háječek a Krumlovské aleje, park na Sokolském ostrově, park Stromovka nebo park Dlouhá louka. Veřejnou zeleň podstatnou pro zachování krajinného rázu a životního prostředí města tvoří další významné parkové a zahradní plochy jako např. Biskupská zahrada, park na Palackého náměstí, park u Malého jezu na Malši, zahrada Lamezanovy vily, zahrada Hardtmuthovy vily a další.

O veřejnou zeleň a její údržbu se ve městě starají čtyři firmy. Údržba zeleně stála v roce 2019 město přes 30 milionů korun. V této ceně je zahrnuto sečení, pletí, zmlazení i řez keřů, jarní a podzimní vyhrabání, výměna písku v pískovištích, urovnání dopadových ploch, denní úklid travnatých ploch, povýsadbová údržba na sídlištích i náklady na náhradní výsadby regenerace sídlišť z důvodu udržitelnosti projektu. Samostatnou kapitolou by ale měla být vlastní péče o dřeviny, hlavně o stromy. Podle harmonogramu prací je plánováno pět sečí ročně v každém sektoru, s výjimkou sečení v okolí základních a mateřských škol a dětských hřišť, kde se plánuje deset sečí za rok. Vždycky se ale přihlíží k jejich aktuálnímu stavu a ke klimatickým podmínkám. Za rok se podle podmínek z ploch městské a veřejné zeleně sklídí kolem 3 tis.

tun bioodpadu, k tomu lze v rámci města připočíst ještě o něco vyšší množství bioodpadu svezeneho od samotných občanů (bioodpad ze soukromých zahrad a domácností). Dle statistiky Odboru veřejných statků Magistrátu Českých Budějovic činilo např. v roce 2018 množství sklizeného bioodpadu na území města 2,5 tis. t z veřejné zeleně a 4,1 tis. t od občanů.

V Českých Budějovicích je v rámci plánovaných aktivit monitorována sklizeň a odvoz biomasy v měsíčním intervalu od dubna. Rozlišuje se v tomto případě soukromá zeleň a veřejná zeleň, a to jak biomasa z plošné sklizně, tak biomasa z údržby dřevin (kacení a prořezy stromů se provádí do března a není s nimi pro tento účel počítáno). Je tak evidováno množství svezeneho bio-odpadu od občanů a množství bio-odpadu vzniklé smluvní údržbou veřejné zeleně v měsíčním kroku (Obr. 24).



Obr. 24 Evidence množství sklizené biomasy v Českých Budějovicích v roce 2018, 2019 a 2020 (část roku) (zdroj dat: Magistrát města České Budějovice) v relaci s vybranými prvky počasí (zdroj dat: ČHMÚ).

*bio-odpad občanů zahrnuje kromě sklizně biomasy z ploch soukromé zeleně i odpad z potravin apod.

Kvantifikace biomasy na základě vektorových dat

Významným vektorovým datovým zdrojem pro kvantifikaci ploch využití území velkých měst (nad 50 000 obyvatel), je databáze Urban Atlas 2012. Pro expertní odhad biomasy na příkladu katastrálního území města České Budějovice byl využit stejný metodický postup, jako pro město Třeboň, pro které však data z Urban Atlasu nejsou dostupná. Původní kategorie z vektorové databáze byly pro účel odhadu množství biomasy tematicky agregovány do obecnějších (např. původní 4 kategorie nesouvislé zástavby do jedné).

Tab. 12 Odhad množství biomasy v katastrálním území města České Budějovice

Typ plochy	Rozloha (ha) katastrální území	Průměrná roční produkce biomasy (t)	Průměrná roční produkce zelené biomasy (t) při 32 % sušiny
Souvislá městská zástavba	546	0	0
Nesouvislá městská zástavba	394	0	0
Průmyslové a obchodní areály, oblast těžby surovin, dopravní infrastruktura apod.	1280	0	0
Sportovní a rekreační plochy	154	0,3 kg / m ² 462 t	1 444
Plochy městské zeleně	183	0,5 kg / m ² 915 t	2 860¹
Orná půda	1094	1,5 kg / m ² 16 410 t	51 281
Louky a pastviny	669	0,6 kg / m ² 4 014 t	12 544
Lesy	361	1 kg / m ² 3 610 t	11 281
Společenstva bylin	59	0,5 kg / m ² 295 t	922
Mokřiny a močály	1,97	2,5kg / m ² 49,3 t	153
Vodní plochy	147,14	0	0
Celkem		25 755 t	80 485 t

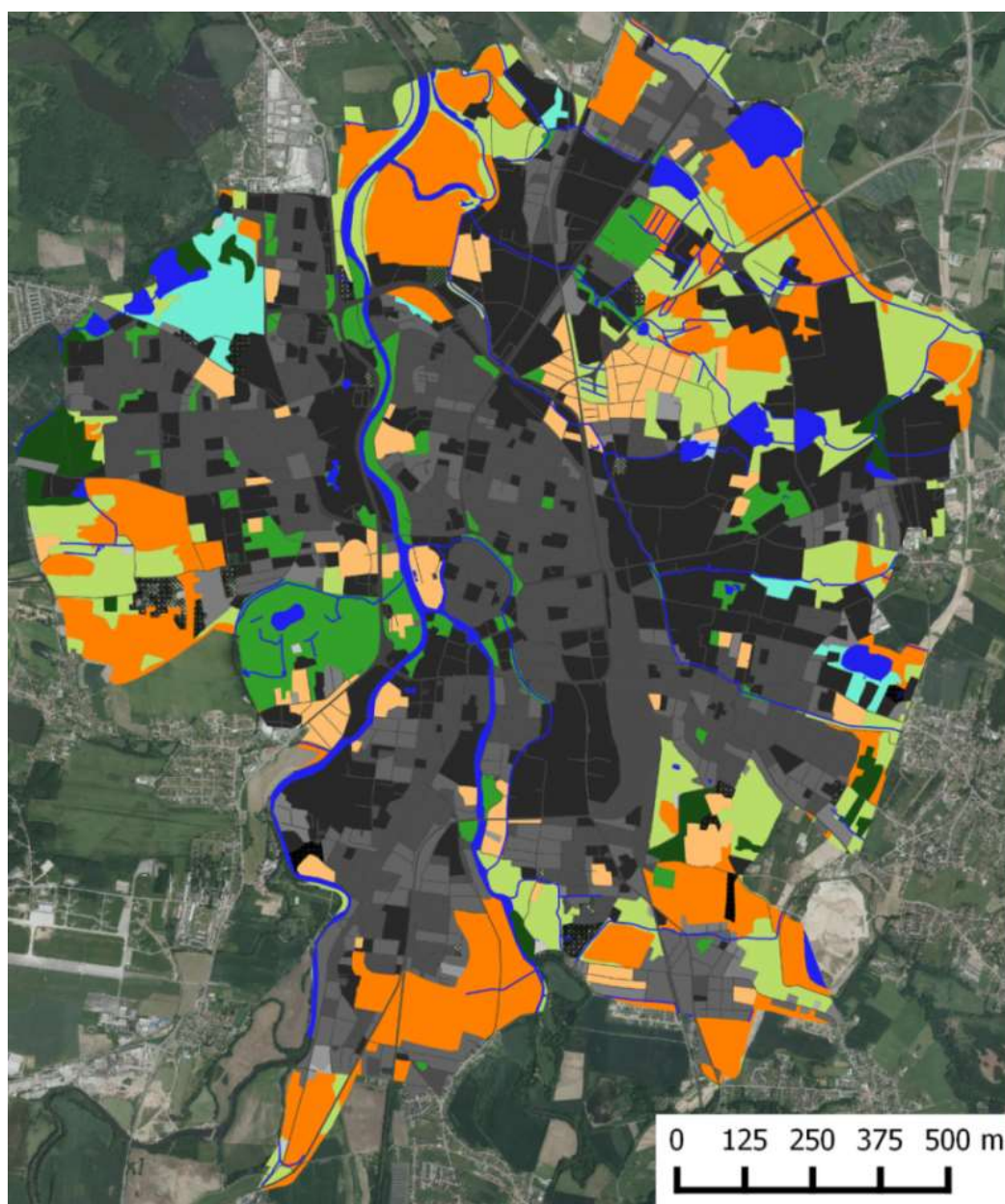
¹ Podle dat městského úřadu České Budějovice se za rok (podle podmínek) z ploch městské a veřejné zeleně sklídí kolem **3 tis. tun** bioodpadu

Pro odhad množství biomasy v jednotlivých měsících (Tab. 13) lze využít koeficienty, stanovené na základě odhadu biomasy z družice Sentinel.

Tab. 13 Odhad množství zelené biomasy v jednotlivých měsících, vycházející z průměrné roční produkce zelené biomasy v k.ú. České Budějovice 80 485 tun

měsíc	leden	únor	březen	duben	květen	červen
Koeficient	0,034	0,01	0,008	0,062	0,143	0,205
Odhad zelené biomasy (t)	2 736	805	644	4990	11509	16499

měsíc	červenec	srpen	září	říjen	listopad	prosinec
Koeficient	0,156	0,133	0,133	0,064	0,016	0,036
Odhad zelené biomasy (t)	12556	10705	10705	5151	1288	2897



- | | |
|-----------------------------------|--------------------------------|
| ■ souvislá městská zástavba | ■ staveniště |
| ■ nesouvislá městská zástavba - 1 | ■ nevyužívané plochy |
| ■ nesouvislá městská zástavba - 2 | ■ plochy městské zeleně |
| ■ nesouvislá městská zástavba - 3 | ■ sportovní a rekreační plochy |
| ■ nesouvislá městská zástavba - 4 | ■ orná půda |
| ■ izolované stavby | ■ louky a pastviny |
| ■ průmyslové a obchodní areály | ■ lesy |
| ■ dálnice | ■ společenstva bylin |
| ■ ostatní silnice | ■ mokřady |
| ■ oblasti těžby surovin | ■ vodní plochy |
| | — vodní toky |

Obr. 25 Využití ploch v k.ú. Českých Budějovic podle vektorové databáze Urban Atlas 2012. Nesouvislá městská zástavba 1-hustá, 2- středně hustá, 3 – řídká, 4 – velmi řídká.