

Česká zemědělská univerzita v Praze  
Fakulta životního prostředí  
Katedra environmentálního inženýrství a ochrany prostředí



## **Posouzení kontaminace ovzduší následkem těžební činnosti uranu v zájmovém území Příbramsko**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**Vedoucí diplomové práce: Prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.**

**Diplomant: Andrea Kaiserová**

2011



Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra: Katedra environmentálního inženýrství a ochrany prostředí

Akademický rok: 2010/2011

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE (PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

pro: Kaiserová Andrea

obor: DRES

Název tématu: Posouzení kontaminace ovzduší následkem těžební činnosti uranu v zájmovém území Příbramsko

Název tématu v anglickém jazyce: Evaluation of air pollution as a result of uranium mining activities in the area of Příbram

### Zásady pro vypracování:

DP se bude zabývat posouzením vlivu těžby uranu v zájmovém území Příbramsko na vybrané složky ŽP zejména ovzduší. Práce bude vycházet s dlouhodobého sledování vybraných ukazatelů dopadů těžební činnosti ve sledovaném území. Budou posouzena možná rizika pro životní prostředí a zdraví obyvatel. Rizika budou posouzena na základě dlouhodobého monitorování, prováděného DIAMO, s.p., o.z. SUL Příbram. Práce svým zpracováním musí odpovídat metodickým pokynům pro zpracování diplomové práce, vydaných ČZU FŽP v roce 2009.

Diplomová práce bude rozdělena na následující části:

- 1) úvod
- 2) zhodnocení současného stavu
- 3) metodika
- 4) výsledky
- 5) diskuze
- 6) závěr



Rozsah grafických prací: 15

Rozsah průvodní zprávy: 40

Seznam odborné literatury:

Příklad.

Hodnocení vlivů na zdraví, kolektiv autorů, MŽP, MZ SZÚ, Praha 2006, ISBN: 80-7071-263

Kerouanton, D., a kol. Evaluation of long term radiological impact on population close to remediated uranium mill tailings storages. IRPA12: 12th International congress of the International Radiation Protection Association, Buenos Aires, Argentina. R: 2008, str: 10 stran.

Carvalho, F.P., Oliveira, J. M., Malta, M. TI: Radioecological surveillance around an old mining and milling site during environmental remediation works. Buenos Aires. IRPA 12: 12th International congress of the International Radiation Protection Association. R: 2008. str: 4.

Dílčí zprávy vyhodnocení programu monitorování DIAMO .

Analýza rizik- Stavební geologie, Geotechnika, a.s.

Analýza rizik při sanaci uranového ložiska Příbram SOM s.r.o.


Vedoucí diplomové práce: prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

Konzultant diplomové práce: MUDr. Magdalena Zimová, CSc.  
Ing. Radek Bican


Datum zadání diplomové práce: srpen 2010

Termín odevzdání diplomové práce: duben 2011

L.S.

  
Doc. RNDr. Ing. Ivan Landa, DrSc.  
Vedoucí katedry



  
Prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.  
Děkan

V Praze dne 20. 10. 2010

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala“.

V Příbrami 26.4.2011

.....

## **Poděkování**

Děkuji mé vedoucí práce Prof. Ing. Zdeňce Wittlingerové, CSc., za připomínky, rady a MUDr. Magdaleně Zimové CSc. a Ing. Radku Bicanovi.

V Příbrami 26.4.2011

## ABSTRAKT

Problematika těžby a zpracování uranu je doposud poznamenána dvěma extrémy – na straně jedné často přehnanou obavou z nebezpečí, které pro životní prostředí i lidské zdraví znamená. A na straně druhé, zlehčováním rizik z následků těžby uranu obecně. V zájmovém území Příbram je na 14-ti odvalech o ploše 261 829 m<sup>2</sup> v současnosti uloženo 1 622 500 m<sup>3</sup> hlušiny. Zábor území nepříznivě ovlivňuje krajinu a životní prostředí, zejména ovzduší, vodu a půdu. Nedostatečný vegetační kryt způsobuje rychlé ohřátí povrchu haldy vlivem slunečního záření. Nezpevněný povrch hald je zdrojem emisí radioaktivního prachu a radonu.

Práce se zabývá vyhodnocováním dat z dlouhodobého monitoringu kontaminace ovzduší radionuklidy. Data o kontaminaci ovzduší radionuklidy (radonu (Rn), uranu (U<sub>NAT</sub>) a radia (<sup>226</sup>Ra)) jsou porovnána v časové řadě a s obdobnou lokalitou Mydlovary. Z provedených analýz dat vyplývá, že situace v kontaminaci ovzduší radionuklidy je stabilní a nedochází k překračování stanovených limitů.

**Klíčová slova:** uran, hlšina, radiace, radioaktivní prach, radon

## ABSTRACT

The problematics of uranium mining and manufactory is so far marked with two extremes – on one side it is often an exaggerated fear of danger, that influences the environment and the human health . And on the other side there is a detraction of risks from the uranium mining consequences in general. In the interest area of Přebram there is on 14 heals on 261 829 m<sup>2</sup> currently saved 1 622 500 m<sup>3</sup> of spoil. Annexation of land affects negatively the landscape and environment, mainly air, water and soil. The insufficient vegetation shelter causes quick heating of the heap surface by the influence of solar radiation. The unpaved heap surface is a source of radioactive dust emissions and radon.

This thesis deals with the data evaluation from the long-term monitoring of air pollution by radionuclides. The data of air contamination by radionuclides (radon (Rn), uranium (UNAT) and radium (226Ra)) are compared in time line and with the similar location Mydlovary. From the so far made data analysis emerges that the situation in the air contamination by radionuclides is stable and the stated limits are not being exceeded.

**Key words:** uranium, spoil, radiation, radioactive dust, radon

## SEZNAM ZKRATEK

$A_{S, Ra}$  – aktivita  $^{226}\text{Ra}$  v prašném spadu

**$A_{VAL}(\text{ALGADE})$**  - objemová aktivita směsi dlouhodobých radionuklidů emitujících záření alfa  
- udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$

**$A_{VAL}(\text{okamžité měření})$**  - objemová aktivita směsi dlouhodobých radionuklidů emitujících záření alfa - udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$

AZ- zákon č. 18/1997 Sb. v platném znění

Bi - Bismut

Bq - Beckerel

$C_{S, U}$  –koncentrace uranu v prašném spadu

ČSN - označení české státní normy

ČR – Česká republika

EN - označení evropské normy

EOAR - ekvivalentní objemová aktivita radonu – okamžité hodnoty, udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ .

He - Helium

$H_x$  - fotonového dávkového ekvivalentu

ISO- označení mezinárodní normy

JAR – Jihoafrická republika

Na - Sodík

NSR – Německá spolková republika

OE – oddělení ekologie

OAR - objemová aktivita radonu, udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ .

o. z. - odštěpný závod

Po - Polonium

Ra – Radium

Rn - Radon

SOP - standardní operační postup

SUL- Správa uranových ložisek Příbram

SÚJB – Státní úřad pro jadernou bezpečnost

SI - systémová instrukce

SOP- standardní operační postup

Sv - Sievert

Th - Thorium



U - Uran

## **OBSAH**

1 ÚVOD.....	12
2 CÍL PRÁCE.....	14
3 METODIKA.....	15
3.1 Výběr lokality.....	15
3.1.1 Lokalita Příbram.....	15
3.1.2 Lokalita Mydlovary.....	17
3.2 Sběr dat.....	19
4 LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	22
4.1 Radioaktivní prvky.....	22
4.2 Radioaktivita.....	23
4.3 Druhy záření.....	26
4.4 Těžba uranu.....	29
4.5 Následky těžby uranu.....	29
4.6 Ohrožení zdraví obyvatelstva.....	30
4.7 Numerické modelování.....	31
4.8 Kvantitativní hodnocení znečištění atmosféry uranem pomocí lišejníků.....	32
4.9 Legislativní zajištění ochrany ovzduší.....	33
5 VÝSLEDKY.....	34
5.1 Lokalita Příbram.....	34
5.2 Možné zdroje ovlivnění ovzduší .....	35
5.3 Výsledky měření.....	37
5.4.1 Monitorování výpustí radonu do ovzduší.....	37
5.4.2 Monitorování ovzduší – okolí.....	38
5.4.2.1 Radon – objemová aktivita.....	38
5.4.2.2 Vývoj objemové aktivity dlouhodobých radionuklidů emitujících záření alfa - $A_{VAL}$ .....	41
5.4.2.3 Příkon fotonového dávkového ekvivalentu- $H_X$ .....	42
5.5 Porovnání lokality Příbram a Mydlovary.....	44

5.5.1 Měření spadu $U_{\text{NAT}}$ a spadu $^{226}\text{Ra}$ v prašném spadu.....	45
6 DISKUZE.....	53
7 ZÁVĚR.....	58
8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A ZDROJŮ.....	59
9 SEZNAM TABULEK.....	62
10 SEZNAM OBRÁZKŮ.....	63
11 SEZNAM PŘÍLOH.....	64

# 1 ÚVOD

Těžba uranu v České republice byla ukončena po 40-ti letech na přelomu osmdesátých a devadesátých let. Etapa těžby byla nahrazena další etapou postupného útlumu těžby spojeném s uzavíráním a likvidací zařízení využívaných pro těžbu. Nedílnou součástí argumentů pro postupný útlum a zahlazování následků po těžbě a zpracování uranových rud bylo kromě ekonomického hlediska i hledisko ekologické, které v době plného rozkvětu těžby bylo opomíjeno. Mezi lokality nejvážněji zasažené těžbou a zpracováním rud byly zařazeny chemická těžba uranu na Českolipsku, lokality Hamr, Dolní Rožínka a úpravárenské zařízení v Mydlovarech a Stráži pod Ralskem. Ostatní důlní díla, která sloužila v minulosti převážně jako díla průzkumná byla podrobena revizi stavu. U některých z nich neproběhla sanace v dostatečném rozsahu, a proto byla zařazena do skupiny zátěží pod názvem stará břemena. V databázi DIAMO, s.p. je evidováno cca 5 200 důlních děl, přičemž v zájmové oblasti Příbram je jich cca 495 (kol. et. al., 2003).

V České republice, v celosvětovém srovnání, jsou zbývající zásoby uranu zhruba 145 000 tun. Z toho 25 000 tun připadá na dokázané zásoby a dalších 120 000 tun na další zásoby. Tato čísla se týkají zásob, u kterých je reálný předpoklad produkce 1kg uranu s náklady maximálně 130 US dolarů (Fialová, Majer 1993).

V posledních letech bylo typické i to, že nebyl na světovém trhu prodejný vzhledem k velkým nákladům na jeho těžbu. Z tohoto důvodu byla prakticky veškerá produkce odkupována do státních hmotných rezerv. Tato skutečnost svědčí o dalším aspektu těžby uranu, třebaže se dnes v našich podmínkách nedá mluvit o využití radioaktivních látek pro vojenské účely, svým určením, jako palivo pro jaderné elektrárny si uran udržuje charakter strategické suroviny v rámci palivoenergetické bilance České republiky (Kužvart 1995).

Systém monitorování jednotlivých bodů v zájmovém území doznal na základě informací poskytnutými zaměstnanci Diamo s.p., oproti minulosti dílčích změn. Tyto změny se dotkly jak samotného monitorování kvality ovzduší na monitorovaných bodech, tak i hodnocení radiační zátěže obyvatelstva. Jejich vývoj byl odrazem postupného vývoje legislativy.

Tím nejpodstatnějším byla změna v přístupu hodnocení samotných, potenciálně ohrožených skupin obyvatel (dále jen kritická skupina obyvatel). Pro hodnocení stavu kvality ovzduší potažmo i radiační zátěže v kritických skupinách

obyvatel bylo využíváno dat z monitorovaných míst, která byla stanovena v těsné blízkosti jednotlivých areálů, kde byla prováděna činnost spojená s těžbou a zpracováním rud. Později, po ukončení či výrazném omezení činnosti ve zmiňovaných areálech, bylo monitorování stanovených bodů přesunuto co nejbližší ke kritickým skupinám obyvatel, čímž byl zpřesněn pohled na hodnocení vlivu pozůstatků uranové činnosti na kvalitu ovzduší v obydleném území a taktéž na příspěvek k celkové efektivní dávce z ovzduší v rámci hodnocení radiační zátěže obyvatel v kritických skupinách (Výroční zpráva Diamo s. p., 2005).

Těžba a úprava uranových rud je doprovázena kontaminací ovzduší. Zejména radioaktivním prachem a radonem. Zvýšená prašnost postihuje okolí hald, úpraven a cest, po kterých je uranová ruda dopravována. Maximální přípustná norma prašného spadu je stanovena na 150 tun na km<sup>2</sup>/rok. Prach obsažený v ovzduší může pocházet z nejrůznějších průmyslových zdrojů, ale jeho původ z uranových aktivit se dá jednoduše prokázat na základě radiometrických analýz. S radioaktivním radonem se setkávají hlavně horníci v důlních chodbách. Objevuje se však také v obytných domech. Přípustná směrná hodnota pro nově projektované a stavěné budovy s obytnými místnostmi je 200 Bq/m<sup>3</sup>. Na uranových lokalitách je tato hodnota často překračována (Kol. et al., 2003).

## 2 CÍL PRÁCE

Diplomová práce je zaměřena na zhodnocení současného stavu kontaminace ovzduší radionuklidy v souvislosti s těžební činností v zájmovém území Příbram. Současně porovnála kontaminaci ovzduší radionuklidy s kontrolní oblastí Mydlovary, kde probíhala obdobná činnost jako v Příbrami.

Cíle práce:

- Zpracování již existujících dat o kontaminaci ovzduší radionuklidy v zájmové oblasti Příbram.
- Vyhodnocení dat o kontaminaci ovzduší radionuklidy v časové řadě.
- Porovnání kontaminace ovzduší radionuklidy v lokalitě Příbram s lokalitou Mydlovary.

## **3 METODIKA**

### **3.1 Výběr lokality**

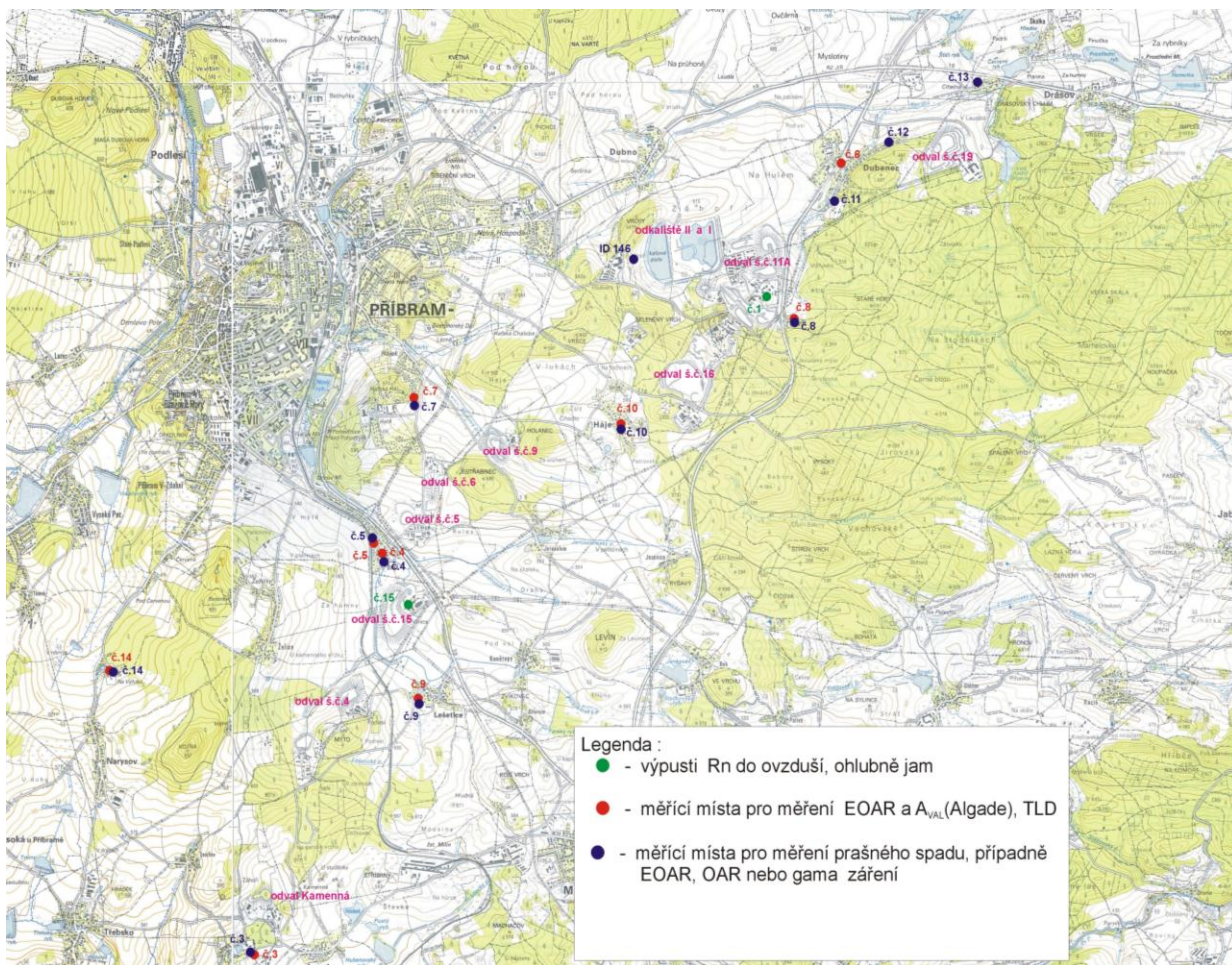
Byly vybrány dvě lokality: lokalita Příbram, lokalita Mydlovary.

#### **3.1.1 Lokalita Příbram**

V zájmovém území je kvalita ovzduší ovlivněna těžbou uranu, která zde probíhala v předchozích letech. Oblast je pravidelně monitorována o.z. SUL. Výběr zájmové lokality byl podmíněn dlouhodobě existujícími monitorujícími body. Příbramské uranové ložisko zaujímá pruh území probíhající ve směru JZ-SV mezi obcemi Rožmitál a Dobříš o délce cca 24 km a šířce 1,5 až 2 km. Geograficky patří tato oblast do jihovýchodního předhůří Brd, terén se zde vyznačuje pahorkovitým nebo členitým reliéfem.

Pro hodnocení byly posuzovány lokality s probíhajícím dlouhodobým monitoringem. V obr. č. 1 jsou zobrazeny odběrová místa v lokalitě Příbram (přehled odběrových míst je v příloze č. 1).

Obr. č. 1 Odběrová místa lokalita Příbram

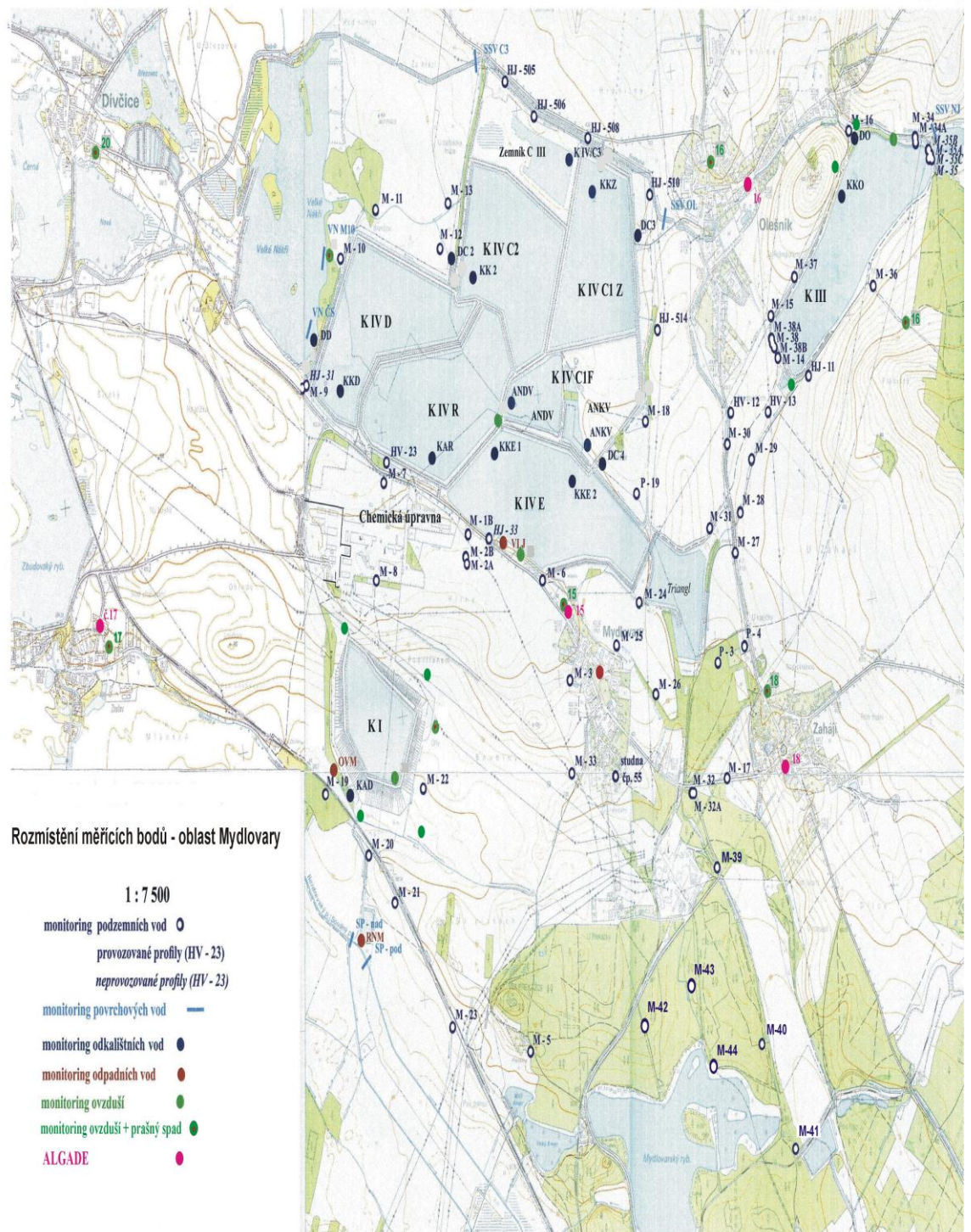




### **3.1.2 Lokalita Mydlovary**

V lokalitě Mydlovary, která nebyla přímo dotčena těžbou uranových rud, se nachází rozsáhlý komplex odkališť v minulosti využívaných pro zpracování uranových rud. Situace je zde poněkud odlišná oproti oblasti Příbram, ale zdroj kontaminantů je totožný. Lokalita Mydlovary byla pro tuto práci, zejména pak pro porovnání stavu na lokalitě, vybrána z důvodu úspěšného pokračování sanačních prací na odkalištích, které jsou spojeny i s postupným zlepšováním kvality ovzduší. Pro porovnání byly vybrána místa (obr. č. 2), na kterých probíhá dlouhodobý monitoring ve stejném rozsahu a dle stejných metodik (příloha č. 2).

Obr. č. 2 Přehled odběrových míst v lokalitě Mydlovary



## 3.2 Sběr dat

Data byla poskytnuta z databáze Diamo s.p.. Odběr vzorků ovzduší nebo přímá měření kvality ovzduší jsou prováděna dle metodik schvalovaných SÚJB.

### Dle kontaminace ovzduší radionuklidy

#### **Monitorování výpustí do ovzduší**

V rámci o. z. SUL není v současnosti provozována žádná aktivní výpušť do ovzduší, všechny objekty jsou již uzavřeny. Potenciálními výpusťmi jsou ohlubně dosud nezlikvidovaných jam šachty číslo 11 A a šachty číslo 15.

Odběrná místa jsou uvedena v příloze č. 1

- Č. 1- odběrné místo č. 1(ohlubeň šachty číslo 11 A – Bytíz )
- Č. 2- odběrné místo č.2(ohlubeň šachty číslo 15 – Brod)

Poloha výše uvedených odběrných míst areálů šachty č.11A a 15 je vyznačena na obr. č. 1

### Monitorování ovzduší – okolí

#### **Monitorování Rn**

Monitoring Rn je v oblasti Příbram prováděn na bodech vystihujících vztah potenciálních zdrojů k nejbližším sídelním útvarům – případně kritickým skupinám obyvatel. Radon je pak monitorován různými způsoby za použití rozdílné měřicí techniky. Na základě požadavku SÚJB se měření provádí v takovém rozsahu a způsobem, aby zjištěné hodnoty byly zároveň použitelné nejen ke sledování situace v jednotlivých odběrných místech, ale i ke každoročnímu vyhodnocení radiační zátěže zde žijících obyvatel. Koncentrace radonu je v ovzduší monitorována následujícími způsoby, v kombinaci s dvěma ukazateli:

**A) měření EOAR** - ekvivalentní objemová aktivita radonu – okamžité hodnoty, udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . Tento ukazatel je monitorován dvěma způsoby a to následujícím způsobem:

- EOAR-P - ekvivalentní objemová aktivita radonu – udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . tento ukazatel je monitorován pomocí zařízení ALGADE(viz. Příloha č. 11 a 12), které dlouhodobě, zpravidla po dobu 1 měsíce, prosává vzduch, hlavice ze zařízení je pak předmětem laboratorního vyhodnocení externí laboratoře(SÚJCHBO Kamenná, v.v.i.)
- EOAR - také měření krátkodobé, tento ukazatel je monitorován pomocí mobilních souprav (prosavače + vyhodnocovače). Výsledky měření jsou k dispozici téměř okamžitě, nevýhodou tohoto způsobu měření je však skutečnost, že není postihnout dlouhodobý stav ovzduší na odběrném místě, ale pouze stav okamžitý, který se mění v závislosti na klimatických podmínkách, zejména pak na tlaku vzduchu a proudění větrů. Okamžité měření EOAR je v současnosti plně nahrazeno měřením s využitím zařízení ALGADE, krátkodobá měření jsou v oblasti Příbram vesměs používána při měření pracovního prostředí při různých pracech v areálech po těžbě uranové rudy a také se používá jako náhradní měření v případě výpadku (poruchy) zařízením ALGADE na stejných odběrných místech s četností 1x týdně. V oblasti Mydlovary je situace obdobná, zde je tento druh měření používán ještě ke sledování kvality ovzduší v těsné blízkosti areálů odkališť.

**B) měření OAR** - objemová aktivita radonu, udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Monitorování tohoto ukazatele je zajišťováno přístrojovou Technikou (AlphaGuard a RADIM 3), jde o automatické měření, které se ve většině případech provádí jako 24 hodinové měření v hodinových intervalech odečtu. Tento způsob měření pak zajišťuje dokonalý obraz o vývoji OAR během 24 hodin. V oblasti Mydlovary se tento způsob používá taktéž, pouze je omezen délkou měření (cca 1 hod v 10min. intervalech) a to z důvodu zajištění přístrojového vybavení před zcizením.

**Měření prašného spadu**

Měření prašného spadu se provádí na bodech majících vztah k hodnoceným skupinám obyvatel v obcích, jejich specifikace je provedena v příloze č.1 a 2. Měří se prašný spad, obsah  $U_{\text{NAT}}$  a  $^{226}\text{Ra}$  ve spadu. Současnosti, kdy je plně pro výpočet radiační zátěže obyvatelstva využíváno výsledků měření  $A_{\text{VAL}}$  ze zařízení ALGADE,

je měření spadu prováděno již jako informativní, přesto jsou výsledky stanovení sledovaných ukazatelů používány jako porovnávací měření, které bylo provedeno odlišnou metodikou.

- **prašný spad** -  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}$
- **$C_{S,U}$  - koncentrace  $U_{\text{NAT}}$  v prašném spadu**, udávaný v jednotkách  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}$
- **$A_{S,Ra}$  – aktivita  $^{226}\text{Ra}$  v prašném spadu**, udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}$  viz příloha č. 2.

### **Měření prašnosti a objemové aktivity směsi dlouhodobých radionuklidů uran-radiové řady emitujících záření alfa.**

V oblasti Příbram se ve vztahu k hodnocení životní prostředí měření prašnosti neprovádí, měření objemové aktivity směsi dlouhodobých radionuklidů uran-radiové řady emitujících záření alfa v ovzduší se provádí těmito způsoby:

- **$A_{\text{VAL}}(\text{ALGADE})$**  - objemová aktivita směsi dlouhodobých radionuklidů emitujících záření alfa - udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . Tento ukazatel je monitorován pomocí zařízení ALGADE (viz. Příloha č. 11a 12), spolu s měřením EOAR-P. Laboratorní vyhodnocení hlavic je taktéž prováděno externí laboratoří(SÚJCHBO Kamenná, v.v.i.),
- **$A_{\text{VAL}}(\text{okamžité měření})$**  - objemová aktivita směsi dlouhodobých radionuklidů emitujících záření alfa, odběr aparaturou QUICKTAKE 30, vyhodnocení v laboratoři, udávaná v jednotkách  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . Tato měření jsou v oblasti Příbram prováděna při měření pracovního prostředí při různých pracech v areálech po těžbě uranové rudy a také se používá jako náhradní měření v případě výpadku (poruše) zařízením ALGADE na stejných odběrných místech s četností 1x týdně. V oblasti Mydlovary je situace obdobná, zde je tento druh měření používán ještě k sledování kvality ovzduší v těsné blízkosti areálů odkališť.

## Měření příkonu fotonového dávkového ekvivalentu( $H_x$ ) resp. dávkového příkonu ( $D_g$ ) zevního záření gama

Měření příkonu fotonového dávkového ekvivalentu resp. dávkového příkonu záření gama je zde uvedena jako nedílná součást hodnocení parametrů životního prostředí a radiální zátěže obyvatelstva a stejně jako monitorování záření gama prostřednictvím TLD se provádí na bodech významných z hlediska hodnocení expozice obyvatel. Popis odběrných míst v rámci monitorování  $H_x$  resp.  $D_g$  je proveden v příloze č. 1 a 2.

## 4 LITERÁRNÍ REŠERŠE

### 4.1 Radioaktivní prvky

Uran (U) je stříbřitě bílý, lesklý, tvrdý a tvárný kov, který se dá i za normální teploty dobře kovat a válcovat. Za vyšších teplot je U značně chemicky reaktivní prvek. Ochotně reaguje se sírou, halogeny, fosforem, Na, H a C. S fluorem se U slučuje již za normální teploty (Remy, 1961).

V přírodě se uran vyskytuje v celé řadě nerostů. Nejdůležitější uranové rudy jsou uranin (smolinec)  $UO_2$ , karnotit  $K_2(UO_2)(VO_4)_2 \cdot 3H_2O$ , coffinit  $USiO_4$ , torbernit  $Cu(UO_2)(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$ , brannerit  $UTiO_2$  a řada dalších, např. autunit, tujamunit, antraxolit, thucholit. Pro laboratorní použití se čistý uran připravuje redukcí  $UF_4$  kovovým vápníkem. Největší význam má však využití uranu jako paliva do jaderných reaktorů. Izotop uranu  $^{235}U$  byl v minulosti hlavní surovinou pro výrobu jaderných bomb (Holzbecher, 1974).

Přírodní U se skládá ze tří izotopů:  $U^{238}$ ,  $U^{235}$  a  $U^{234}$ . Všechny tři vyzařují částice alfa, popř. gama, a proto jsou nebezpečné, zejména při vdechování prachu nebo par. Odolnost uranu proti korozi ve vodě, vodní páře a na vzduchu je velmi malá, a proto je nutno palivové články v reaktoru chránit povlaky (Remy, 1961).

V zemské kůře je uranu více než např. kadmia, vizmutu a rtuti, asi stokrát více než stříbra a dokonce 1000krát více než zlata. Zásoby uranu se však většinou vyskytují v koncentracích menších než 0,001 %, takže se uran získává velmi

nákladně. Odhaduje se, že celkové světové zásoby uranových rud se po energetické stránce rovnají asi trojnásobku zásob uhlí a ropy na světě (Holzbecher, 1974).

Nejbohatšími a nejdůležitějšími uranovými nerosty jsou uraninity a smolince, ve kterých jsou v různém poměru zastoupeny kysličníky  $UO_2$  a  $UO_3$ . Důležitým minerálem je carnotit, vanadičnan uranylodraselný, který je hlavní složkou mnoha průmyslově těžených rud. Z technologického hlediska jsou zajímavé tzv. uranové slídy, mezi které patří fosforečnany, vanadičnany a arzeničnany, které se na rozdíl od jiných minerálů uranu velmi snadno rozpouštějí v kyselinách. Jakostní uranové rudy se vyskytují v Kanadě, Kongu (Kinshassa), JAR, ČR, Francii, NSR aj (Valášek, 2011).

Radium (Ra) se v přírodě vyskytuje vzácně jako součást uranových rud, z kterých se složitým postupem ve velmi malém množství získává. Rádium je kov s teplotou tavení  $960^\circ C$ , který se na vzduchu přeměňuje snadno na nitridy. Vyznačuje se přirozenou radioaktivitou. Silné záření beta a gama vzniká též z jeho rozkladných produktů, z nichž nejdůležitější je radon. Protože Ra vzniká rozpadem U jako jeho šestá složka, vyskytuje se v rudách společně s U. Nejvýznamnějšími rudami jsou podobně jako u U uraninit a smolinec, dále karnotit, autunit a torkenit, vyskytující se v Kongu (Kinshassa) v provincii Katanga, v ČR, Kanadě, USA a jinde (Cotton, 1973).

Obsah rádia v rudě je nepatrný. V nejbohatších koncentrátech s 55 % kysličníku uranu je 150 až 170 mg/t rádia, u chudších rud s 2 % kysličníku uranu se musí na výrobu 1 g rádia zpracovat 200 až 220 t rudy, z čehož vyplývá jeho vysoká cena. Největším výrobcem rádia je Belgie, která vyrábí ročně 50 až 60 g rádia, většinou ze surovin dovážených z Konga (Kinshassa) (Cotton, 1973). Dnes, kdy se poměrně levně získává řada umělých radioizotopů, význam Ra poklesl. Přesto je nenahraditelné pro některé, zvláště lékařské aplikace (Valášek, 2011)

## 4.2 Radioaktivita

Radioaktivní látky se vyskytují všude v přírodě. Hlavní zdrojem radiace na Zemi jsou uran a jeho produkty rozpadu (*thorium, radium a radon*). Nachází se zde také nízké koncentrace *uranu, thoria* a jejich produkty rozpadu se nalézají všude.

Některé tyto materiály jsou přijaty alimentárně, jiné inhalačně např. *radon* (Carvalho, 2001).

Radioaktivita je fyzikální jev, při kterém je do okolí emitováno radioaktivní záření. Toto záření není člověkem přímo vnímáno smysly, ale může člověka velmi negativně ovlivnit. Rozhodující pro míru negativních dopadů je nejen intenzita záření a jeho druh, ale hlavně celková dávka odpovídající mimo jiné době, po kterou je člověk záření vystaven (Deutsch, 1984). Intenzita záření běžně se vyskytující v přírodě není člověku nijak nebezpečná, jsou stanoveny hygienické limity, po jejichž překročení nebezpečnost narůstá (karcinogenita). U velmi silných záření je člověk dokonce bezprostředně ohrožen (nemoc z ozáření). I přesto je radioaktivita člověkem využívána pro svoje nenahraditelné možnosti v energetice, ve zdravotnictví a v průmyslu (Viega, 1998).

Záření je součástí našeho běžného životního prostředí. Proto je dobré porovnávat umělou radiaci záření s přírodním pozadím, které pochází z přirozených zdrojů. Velikost ozáření se vyjadřuje pomocí efektivní dávky, která se vyjadřuje v jednotkách sievert (Sv). Jedna tisícinu této jednotky je pak mSv (Wagner, 2006). Sievert (zkratka Sv) je jednotkou ekvivalentní dávky ionizujícího záření (HT) případně dávkového ekvivalentu (H) (Valášek, 2011).

Část přirozeného radioaktivního pozadí vytváří kosmické záření, které proniká do atmosféry Země z vesmíru. Další část je tvořena dlouhodobými radioaktivními elementy přítomnými v horninách a z toho největší část pochází z radonu, který je produktem rozpadové řady začínající u uranu a thoria obsaženého v půdě, horninách, ve vodě. Část pozadí mimo radon je poměrně konstantní a má hodnotu 1 mSv. Část spojená s radonem je velmi silně závislá na výskytu těchto elementů v daném místě a velmi proměnlivá (Wagner, 2006).

Jestliže je celková průměrná efektivní dávka z přirozeného pozadí ve světě pro člověka 2,4 mSv za rok, může se v konkrétních případech lišit mnohonásobně a v extrémních případech až o řád. V Evropské unii, například ve Velké Británii je střední hodnota efektivní dávky jednou z nejnižších (1,7 mSv za rok) a naopak ve Finsku je tato hodnota nejvyšší (7,2 mSv za rok) (Fery, 2002). Toto jsou střední hodnoty pro daný stát, ale například ve Finsku existují oblasti, kde je efektivní dávka, které je místní člověk vystaven, i třikrát vyšší než je průměr v tomto státě, a tedy přes 20 mSv za rok. I když je ozáření přirozenou radioaktivitou ve Finsku větší než ve Velké Británii, nepozoruje se žádné zvýšení případů rakoviny ve Finsku z důvodů vyšší dávky (Carvalho, 2005). Lze tedy říci, že vliv takto nízkých dávek



záření na člověka, pokud existuje, je zakryt vlivem ostatních faktorů vnějšího prostředí (Wagner, 2006).

Probíhala řada epidemiologických studií, kde byli srovnávány skupiny obyvatel, jejichž životní podmínky se lišily hlavně v přirozeném radioaktivním pozadí, jejich okolí a ostatní vnější faktory byly srovnatelné. Znamé jsou studie v Číně nebo ve zmiňovaném Finsku, kde se srovnávalo obyvatelstvo v místech s velmi vysokým radioaktivním pozadím a místech s pozadím několikanásobně nižším. Žádný vliv rozdílu v míře ozáření na výskyt zdravotních problémů obyvatelstva studie neprokázaly (Wagner, 2006).

Množství radioaktivní látky se charakterizuje aktivitou. Aktivita je počet radioaktivních přeměn v látce vztažený na jednotku času. Jednotkou aktivity je 1 Bq (jeden Becquerel) s rozměrem [ $s^{-1}$ ]. Vztáhneme-li aktivitu na jednotkovou hmotnost zářiče, dostaneme hmotnostní aktivitu (jednotka Bq/kg). U plošných zdrojů se uvádí plošná aktivita, tj. aktivita vztažená na jednotkovou plochu (jednotka Bq/m<sup>2</sup>). Obdobně u objemových zdrojů (kapaliny, plyny, aerosoly, atc) se setkáme objemovou aktivitu, jejíž jednotkou je Bq/m<sup>3</sup> nebo Bq/l. U radonu se můžete setkat se zkratkou OAR - objemová aktivita radonu, dříve používaný termín ekvivalentní objemová aktivita radonu EOAR, který zohledňoval negativní zdravotní účinky dceřiných produktů radonu se v současnosti již nepoužívá (Valášek, 2011).

### ***Vliv záření na lidský organismus***

Při velmi intenzivním jednorázovém ozáření, nastane akutní nemoc s ozáření. Jen v tomto případě se projeví propuknutí nemoci jako přímý následek ozáření. Při jaké efektivní dávce akutní nemoc s ozáření propukne závisí i na řadě dalších faktorů, ale většinou je hranice okolo 1 Sv (1000 mSv). Jestliže lidský organismus dostane i vyšší efektivní dávku během dlouhodobého ozáření probíhající měsíce a léta, akutní nemoc s ozáření se neprojeví. Organismus se stačí regenerovat (Czarwinski, 1994).

Při nižších efektivních dávkách má záření pouze pravděpodobnostní následky. Tedy, existuje jistá pravděpodobnost, že se jako následek ozáření u člověka po určité době, zpravidla poměrně dlouhé, objeví zdravotní potíže (většinou v podobě rakoviny). Pravděpodobnost těchto následků je tím vyšší, čím je vyšší obdržená efektivní dávka. V tomto případě je výskyt případných zdravotních potíží

rozložen do značně dlouhého časového období a navíc se jedná o příznaky, které se neodlišují od těch, které vznikají z jiných důvodů. Jejich počet lze tedy zjistit jen statistickými metodami, což je velmi těžké hlavně v případě nízkých dávek, kdy se počet příslušných případů například rakoviny může zvýšit jen o velmi málo oproti situaci bez vlivu ozáření (Wagner, 2006). Situace může být horší, jestliže je to radioaktivní prvek, který má tendenci koncentrovat se v některém z lidských orgánů. V tom případě dostává příslušný orgán daleko vyšší efektivní dávku a i pravděpodobnost vzniku rakoviny se zvyšuje. To je i případ radioaktivního jódu, který se hlavně u dětí hromadí v štítné žláze a rakoviny štítné žlázy jsou právě těmi případy (Monson, 1983).

### 4.3 Druhy záření

Existuje několik druhů radioaktivního záření, které se liší svou schopností pronikat látkou a chováním v elektrickém a magnetickém poli. Tyto druhy radioaktivního záření byly označeny jako záření  $\alpha$ , záření  $\beta$ , záření  $\gamma$ .

Záření alfa jsou částice alfa nebo také alfa záření jsou částice s kladným nábojem. Mají dva protony a dva neutrony, jde tedy vlastně o jádro helia(He). Částice alfa jsou vyzařovány některými radioaktivními jádry atomů, tzv. alfa-zářiči. Pohybují se poměrně pomalu a mají malou pronikavost. Neprojdou ani obyčejným papírem. Přeměně alfa podléhá například uran  $^{238}\text{U}$ . Uran  $^{238}\text{U}$  se samovolně rozpadá právě alfa rozpadem a tak z něj vzniká lehčí jádro thoria  $^{234}\text{Th}$ . Záření alfa má ve vzduchu dolet maximálně 11 cm a ve tkáni jen několik desítek nanometrů. Pro organismus ohrožení prudce stoupá při poraněních, která nejsou kryta neprůdušnými obvazy nebo pokud se aktivní látka dostane do organismu (vdechnutím, polknutím), kdy se projeví vysoký ionizační účinek záření (Survival, 2011).

Záření beta jsou částice, které jsou vysílány radioaktivními jádry prvků při beta-rozpadu. Velmi rychle se pohybují. Nesou kladný nebo záporný elektrický náboj a jejich pohyb může být tedy ovlivňován elektrickým polem. Jejich pronikavost je větší než u alfa částic, mohou pronikat materiály s nízkou hustotou nebo malou tloušťkou. K jejich zastavení stačí vrstva vzduchu silná 1m nebo kovu o šířce 1mm. Jednomu typu přeměny beta podléhá bismut  $^{212}\text{Bi}$ . Při ní se v jádře atomu přemění neutron na proton, elektron a antineutrino. Proton zůstane v jádře a elektron s antineutrinem jádro opustí. Pohybující se elektron se stal beta zářením.

Nové jádro má o jeden proton více. Beta rozpadem bismutu takto vzniká polonium  $^{212}_{84}\text{Po}$  (Valášek, 2011). Účinky beta záření závisí především na energii. Ve vzduchu má toto záření dolet do vzdálenosti několika metrů, ve tkáních 8-10 mm. Podle velikosti energie, množství a doby působení, vyvolává na pokožce změny připomínající popáleniny různého stupně. V otevřených ranách a uvnitř organismu způsobuje velmi rychlé odumírání okolí tkáně (Survival, 2011)

Záření gama je záření často vyzařované radionuklidy spolu s beta zářením. Proud gama částic má spíše charakter vlnění s podobnými vlastnostmi jako světlo nebo rentgenové záření. Částice gama se pohybují rychlostí světla, nemají žádný elektrický náboj, proto mají velmi vysokou pronikavost a jsou tedy nejnebezpečnější. Pro ochranu před škodlivými účinky gama záření byly stanoveny tzv. polotloušťky materiálů. Polotloušťka určitého materiálu udává tloušťku tohoto materiálu, která zachytí právě polovinu množství dopadajícího gama záření. Pro průchod gama záření má vzduch polotloušťku 120 m, olovo pak 13 mm. I když je záření gama méně ionizující než  $\alpha$  i  $\beta$ , je pro živé organismy včetně člověka nebezpečné. Způsobuje podobná poškození jako rentgenové záření: popáleniny, rakovinu a genové mutace. Proto je nutno se před jeho účinky chránit. Vysokoenergetická povaha záření gama je využívána jako účinný prostředek hubení bakterií, při sterilizaci lékařských nástrojů nebo při ošetřování potravin, zejména masa, zeleniny a ovoce, aby déle zůstalo čerstvé. Přestože může samo způsobovat rakovinu, používá se při jejím léčení. Přístroj zvaný gama nůž využívá několika paprsků záření zaměřených na místo nádoru, aby zničil zhoubným bujením zasažené buňky. V ostatních místech prochází jen jeden paprsek, a proto jsou zdravé buňky méně poškozené a přežijí. Využívá se také v nukleárním lékařství pro diagnostické účely. Záření  $\gamma$  objevil francouzský chemik a fyzik Paul Ulrich Villard roku 1900 při studiu uranu. Pomocí aparatury, kterou si sám sestavil, pozoroval, že není ohýbáno magnetickým polem. Zpočátku se myslelo, že záření  $\gamma$  je částicové povahy stejně jako  $\alpha$  a  $\beta$ . Britský fyzik Bragg roku 1910 ukázal jeho vlnový charakter tím, že ionizuje plyn obdobně rentgenovému záření (Greenwood, 1993).

## Jaderné havárie

Havárie jaderné elektrárny Černobyl nenastala v běžném provozu, tedy v režimu standardní výroby elektřiny. Jaderná havárie nastala v mimořádném režimu, kdy byl jaderný reaktor odstaven z provozu a přitom byl prováděn plánovaný experiment, jehož cílem bylo ověřit, zda elektrický generátor (poháněný turbínou) je po rychlém uzavření přívodu páry do turbíny schopen při svém setrvačném doběhu ještě nějakou dobu napájet čerpadla havarijního chlazení (právě pro případ havárie jaderné elektrárny) (Scitube, 2011).

Černobyl je stále ještě předmětem šetření, úvah a hledání chyb, jejichž důsledkem byla nejhorší jaderná nehoda v historii. Jaderná havárie byla způsobena souhrnem více faktorů, které k ní svým dílem, i když ne bezprostředně, přispěly. Jde především o samotný projekt reaktoru RBMK, kterými byl Černobyl osazen a se kterým je dnes jaderná nehoda spojována. Jaderný reaktor nedosahoval úrovně současných standardů bezpečného provozu – ať už jde o samotný fyzikální princip fungování, nízkou úroveň automatizační techniky apod. Černobyl by dnes nemohl být nikde na světě postaven (Scitube, 2011).

Japonsko zasáhlo letos 11. března zemětřesení. V jaderné elektrárně Fukušima byly v provozu tři reaktory. Ihned po katastrofě se automaticky zastavily. Pozdější problémy vznikly kvůli tomu, že je nutné reaktory i po odstavení stále chladit. To však náhle nebylo možné (jaderný komplex se ocitl bez dodávek energie) a elektrárenské bloky se začaly přehřívat, vybuchovat a uniká z nich dosud radiace (SUJB, 2011).

Později se havárie na 1. bloku zhoršila a rozšířila se i na 2. a 3. blok. Japonská agentura pro jadernou bezpečnost překlasifikovala 18. března nehodu na úroveň 5. To znamená, Fukušima už měla a má velký vliv na okolí, které je zasaženo větší mírou radiace (Fukušima, 2011). Na následky radioaktivního záření dosud ve Fukušimě nikdo nezemřel. A to ani nikdo z členům tzv. "jednotky hrdinů", která čítá asi 50 lidí, kteří v jaderném komplexu pravidelně zasahují. Obyvatelům střední Evropy nicméně žádné velké nebezpečí pocházející z Fukušimy nehrozí. Radioaktivní mrak, který se šíří z japonských elektráren, je totiž od ČR vzdálen více než 9000 kilometrů (SUJB, 2011).

Za hodinu pobytu v okolí jaderné elektrárny Fukušima může člověk obdržet radiační dávku 12 mSv (milisieverty). Roční dovolená dávka radiace pro člověka je však 1 mSv. V Japonsku se zatím nejvyšší hodnoty záření pohybovaly do hodnoty

12 000 mikrosievertů za hodinu (12 mSv za hodinu). Toto množství je potenciálně nebezpečné pro pozdější vznik rakoviny a změny v genetickém kódu. V Tokiu naměřena radiace 0,809  $\mu$ Sv (mikrosievertů) za hodinu. Podle japonských médií jde o 20násobně vyšší hodnotu, než jaká byla naměřena v pondělí. Při rentgenu hrudníku člověk dostane dávku přibližně 20  $\mu$ Sv (SUJB, 2011).

#### 4.4 Těžba uranu

Po celém světě bylo vytvořeno těžbou U  $938 \times 10^6$  m<sup>3</sup> mleté hlušiny. Radioaktivita této hlušiny záleží na stupni těžené rudy a mění se od méně než 1 Bq/g na více než 100 Bq/g. Nejobvyklejším způsobem likvidace je přehrazení blízko povrchu v sousedství dolu nebo továrny. Hlavními radiačními riziky z uranové hlušiny jsou gama radiace, zejména z rozkladu radia; rozptyl větrem navátého radioaktivního prachu; a radonový plyn a jeho radioaktivní produkty, které jsou známé způsobováním rakoviny plic (Abdelouas, 2006).

Práce v uranových a thoriových dolech zvyšuje vystavení ionizující radiaci několika způsoby a způsob vystavení, kterému je zřejmě věnováno poměrně málo pozornosti, je inhalace prachu. Nejen odstřely a vrtání produkují prach, ale také manipulace s jemně rozptýleným materiálem, suchou rudou a průmyslové drcení rudy jsou procesy, které mohou vést k inhalaci radioaktivního prachu dělníky. Členové veřejnosti mohou být také v některých případech vystaveni vzdušnému radioaktivnímu prachu z aktivit vztahujících se k těžebnímu průmyslu. (Hannibal, 1982).

#### 4.5 Následky těžby uranu

Rn a produkty jeho radioaktivní přeměny jsou nejzávažnější složkou ozáření obyvatelstva. Zároveň se však jedná o nejsnáze ovlivnitelný zdroj ozáření. Přitom míra jeho pronikání především do obytného prostředí budov je dána geochemickým složením podloží (zvýšeným obsahem radionuklidů v horninách) společně s tektonikou stavbou oblasti (existence zomů, které fungují jako jakési přírodní kanály pro radioaktivní plyn radon) (Taniguchi, 1978). Primárním zdrojem Rn v geologickém prostředí je uran U<sup>238</sup>. Vyskytuje se v samostatných minerálech – např. biolit či zirkon. Tyto přirozené podmínky zvýšeného množství Rn v půdním

vzduchu bývají často v našich zemích umožněny těžební činnosti, kdy těžebními (případně i pouze rozsáhlejšími těžkými geologickými průzkumnými pracemi) dochází k redistribuci radioaktivních materiálů – k jejich vynášení na povrch a k rozšiřování jejich výskytu (Kužvart, 1995).

ČR jako jedna z prvních ve střední Evropě přijala obecně závazný právní předpis, který stanoví limity ozáření obyvatel přirozenými radionuklidy v obytném prostředí. Na vyhlášce č. 76/1991 Sb. „o požadavcích na omezování ozáření z Rn a dalších přírodních radionuklidů“ by nebylo nic tak vyjímečného, pokud by se stanovení limitů týkalo pouze ozáření vdechováním dceřiných produktů rozpadu Ra – plynu Rn. Je již totiž dlouho zaznamenáno, že zvýšená koncentrace radonu a jeho dceřiných produktů v ovzduší budov vede ke zvýšení rizika úmrtí na rakovinu plic. Avšak konstrukce vyhlášky č. 76/1991 Sb., vychází ze specifika, daného v ČR velmi častým výskytem přirozených radioaktivních anomálií. Tato vyhláška musela vycházet nejen z rizika, daného podnikáním radonu  $^{222}\text{Rn}$  z podloží budov do obytných prostor, ale i z předpokladu, že k ozáření dochází z použitých stavebních materiálů, případně přiváděním užitkové či pitné vody, obohacené rozpuštěným radonem do obytných budov. Radon se hodnotí jako velice nebezpečný polutant ve vodě. Průměrný příspěvek vody k celkové koncentraci radonu v budovách je 5 – 10 %. Objemová aktivita  $^{222}\text{Rn}$  ve vodách se přitom v České republice pohybuje od 10 do 2 500 Bq/litr (Vyhnánek R., 1991). Odstraňování radonu z vody je záležitost relativně jednoduchá – jde o provzdušnění vody a odstranění radonu proháněním vzduchu tenkou vrstvou vody v aeračním zařízení před její dodávkou do budov. Jinou otázkou je zvýšený obsah rozpuštěného radia  $^{226}\text{Ra}$  a jeho odstraňování (Kužvart, 1995).

## 4.6 Ohrožení zdraví obyvatelstva

První epidemiologický důkaz rizika rakoviny plic z vystavení radonu byl postaven na zkoumání uranových horníků. Riziko v jiných dolech bylo zaznamenáno později. Kohortová studie u 2 466 českých cínových horníků byla vypracována za účelem odhadu velikosti rizika a jeho porovnání s rizikem v uranových dolech. Tato podobnost se udržuje v komplexnějších modelech, které zahrnují modifikující účinky věku a doby před vystavením (Schurgin, 1973). Kromě toho byl užit alternativní popis rizika v podmínkách celoživotního rizika. Tento přístup poskytuje shrnující charakteristiku, ve které jsou včleněny modifikující účinky času a věku. Atributivní

riziko odvozené z celoživotního relativního rizika je přiměřené nahromaděnému vystavení pozorovanému u cínových i u uranových horníků. Na druhé straně, očekávané zkrácení života o 19 let u smrtí způsobených radiací je v těchto studiích podobné (Tomášek, 2004).

Na konci roku 2000 byly zaznamenány některé nemoci včetně leukémie mezi vojáky, kteří se zúčastnili válek na Balkáně a v Zálivu. Za možnou příčinu byl považován spotřebovaný uran užívaný během těchto konfliktů. Jeho radiotoxicita se blíží radiotoxicitě přírodního uranu. Toto hodnotí epidemiologické znalosti uranu, druhy vystavení a související nebezpečí rakoviny. Jediné dostupné epidemiologické údaje se týkají dělníků vystavených uranu. V epidemiologii ionizující radiace je často citována kontaminace uranem jako rizikovým faktorem, ale vztah dávka-účinek je zkoumán zřídka (Quindós, 2004). Zpětné hodnocení individuálního vystavení je všeobecně nedostatečné. Kromě toho je obtížné rozlišit radiotoxicitu uranu, jeho chemickou toxicitu a radiotoxicitu jeho produktů. Příčinný vztah mezi rakovinou plic a vystavením radonu, plynu vzniklému rozkladem uranu, byl prezentován v epidemiologických studiích horníků. Mezi ostatními nukleárními dělníky vystavenými uranu je deficit úmrtnosti ze všech příčin (efekt zdravého dělníka). Žádné stanoviště rakoviny se soustavně neobjevuje v porovnání s národní populací; velmi málo studií popisuje vztah dávka-reakce. Pouze studie s přesnou rekonstrukcí dávek a dostatečných počtů dělníků dovolí lepší vyhodnocení rizik spojených s vystavením uranu na úrovních vyskytujících se v průmyslu nebo během konfliktů, při nichž se užívají nukleární zbraně (Tirmarche, 2004).

Při určování rizika rakoviny plic horníků se obvykle bere v úvahu pouze vystavení inhalovaným produktům rozkladu radonu. Nicméně, zvýšené riziko rakoviny plic u horníků je způsobeno úplnou dávkou radiace získanou tímto orgánem, nikoliv pouze dávkou z inhalovaných produktů radonu  $^{222}\text{Rn}$  (Duport, 2002).

## 4.7 Numerické modelování

Numerické modelování bylo vlastně shledáno jedním z prvních v simulování migrace radionuklidů radonu z pramene těžby U v některých oblastech těžby uranu (Snelling, 1970). Pak byl zaveden model fyzikálního experimentu a experimenty PIV (Particle Image Velocity, částečný obraz rychlosti) byly prováděny ve vodní nádrži za účelem zkoumání mechanismu rozptylu radionuklidů radonu, stejně jako vzorce

toku vzduchu na odpad uranové ventilace složitým terénem. Konečně, výsledek simulace by mohl být podobný v porovnání s výsledky experimentů, které se do značné míry shodovaly. Výzkum ukazuje, že poměr zředění koncentrace radionuklidového radonu může rychle pokračovat v rozsahu 200 m, s pozemní koncentrací klesající podél vzdálenosti po větru. Pak, s nárůstem vzdálenosti z uranového ventilačního odpadu, může pozemní koncentrace klesat. Nicméně, když vzdálenost po větru dosáhne 300 m, změna pozemní koncentrace bude po směru pomalejší. Na druhé straně, s nárůstem vzdálenosti od uranového ventilačního odpadu se pozemní koncentrace znatelně změní. Je tedy vidět, že se očekává, že metody numerického modelování a experimentálního výzkumu, a jejich výsledky budou velmi významné a pomohou položit základ určování bezpečné ochranné vzdálenosti ve vědeckém a teoretickém smyslu (Xie, Dong et al,2008).

#### **4.8 Kvantitativní hodnocení znečištění atmosféry uranem pomocí lišejníků**

V biomonitoringu jsou hojně užívány lišejníky při hodnocení znečištění atmosféry radionuklidy. V literatuře byly publikovány údaje o užití lišejníků na kvalitativní kontrolu atmosféry. Zde jsou prezentovány výsledky studie užití lišejníků jako kvantitativního biomonitoru kontaminace atmosféry uranem. Pozorování byla uskutečňována během 34 měsíců v přirozeném prostředí. Byla použita dvě experimentální místa: jedno bylo v sousedství zdroje emisí uranu a druhé bylo vzdálené. Vzorky vzduchu a lišejníků byly odebírány každý měsíc. Druh lišejníku *Hypogimnia physodes* byl užit jako základní bioindikátor. Obsah uranu v lišejníku a ve vzorcích vzduchu byl měřen hmotnostní spektrometrií po chemické extrakci uranu. Zde jsou prezentovány výsledky měření uranu v atmosféře i v lišejnících, získané během 34 měsíců, regresní vztahy mezi obsahem uranu v lišejnících a v atmosféře a výsledky testování lišejníkové indikační techniky. Je zde odhadnut přirozený rozptyl obsahu uranu v lišejnících na experimentálních místech. Koeficienty obsahu uranu od maxima do minima v lišejnících jsou pro experimentální místa 4 a 1,5 (Golubev,2006).



## 4.9 Legislativní zajištění ochrany ovzduší

Dohled nad činnostmi důležitými z hlediska radiační ochrany v ČR zabezpečuje Státní úřad pro jadernou bezpečnost Praha (dále SÚJB), který vykonává dohled pracovišti III.kategorie. Mezi takto kategorizovaná pracoviště (§14 písm. f zákona č.18/1997 Sb., v platném znění) patří i „pracoviště pro těžbu a zpracování uranové rudy zahrnující těžbu, úpravu, nakládání s koncentrátem, provoz dekontaminačních stanic, shromažďování produktů hornické činnosti na odvalech a v kalových polích“.

Monitorování ovzduší je prováděno v souladu s touto aktuálně platnými předpisy:

- ***Zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí v platném znění***

Zákon vymezuje základní pojmy a stanoví základní zásady ochrany životního prostředí a povinnosti právnických a fyzických osob při ochraně a zlepšování stavu životního prostředí a při využívání přírodních zdrojů; vychází přitom z principu trvale udržitelného rozvoje. Území nesmí být zatěžováno lidskou činností nad míru únosného zatížení (zákon č. 17/1992 Sb.).

- ***Zákon 281/2009 o ochraně ovzduší, v platném znění***

Zákon stanoví práva a povinnosti osob a působnost správních úřadů při ochraně vnějšího ovzduší před vnášením znečišťujících látek lidskou činností a při zacházení s regulovanými látkami, které poškozují ozonovou vrstvu Země, a s výrobky, které takové látky obsahují. Podmínky pro další snižování množství vypouštěných znečišťujících látek působících nepříznivým účinkem na život a zdraví lidí a zvířat, na životní prostředí nebo na hmotný majetek. Nástroje ke snižování množství látek ovlivňujících klimatický systém Země. Opatření ke snižování světelného znečištění ovzduší (zákon č. 281/2009 Sb.).

- ***Zákon č. 18/1997 Sb. o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon) v platném znění***

Zákon upravuje způsob využívání jaderné energie a ionizujícího záření a podmínky vykonávání činností souvisejících s využíváním jaderné energie a činností vedoucích k ozáření. Vymezuje veličiny, parametry a skutečnosti důležité z hlediska radiační ochrany, stanoví rozsah jejich sledování, měření, hodnocení, ověřování, zaznamenávání, evidence a způsob předávání údajů Státnímu úřadu pro jadernou bezpečnost (dále jen "Úřad").

Ochranu osob a životního prostředí před nežádoucími účinky ionizujícího záření. Povinnosti při přípravě a provádění zásahů vedoucích ke snížení přírodního ozáření a ozáření v důsledku radiačních nehod. Podmínky zajištění bezpečného nakládání s radioaktivními odpady, výkon státní správy a dozoru při využívání jaderné energie, při činnostech vedoucích k ozáření a nad jadernými položkami (zákon č.274/2008 Sb.).

- ***Vyhláška SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně,***

Vyhláška v souladu s právem Evropských společenství upravuje způsob a rozsah zajištění radiační ochrany při práci na pracovištích, kde se vykonávají radiační činnosti, podrobnosti k vykonávání činností v souvislosti s výkonem práce, které jsou spojeny se zvýšenou přítomností přírodních radionuklidů.

Rozsah a způsob nakládání se zdroji ionizujícího záření, nakládání s radioaktivními odpady a uvádění radionuklidů do životního prostředí, k nimž je třeba povolení, a upravuje podrobnosti pro zajištění radiační ochrany při těchto radiačních činnostech. Podmínky lékařského ozáření, diagnostické referenční úrovně a pravidla pro ozáření fyzických osob dobrovolně pomáhajících osobám podstupujícím lékařské ozáření.

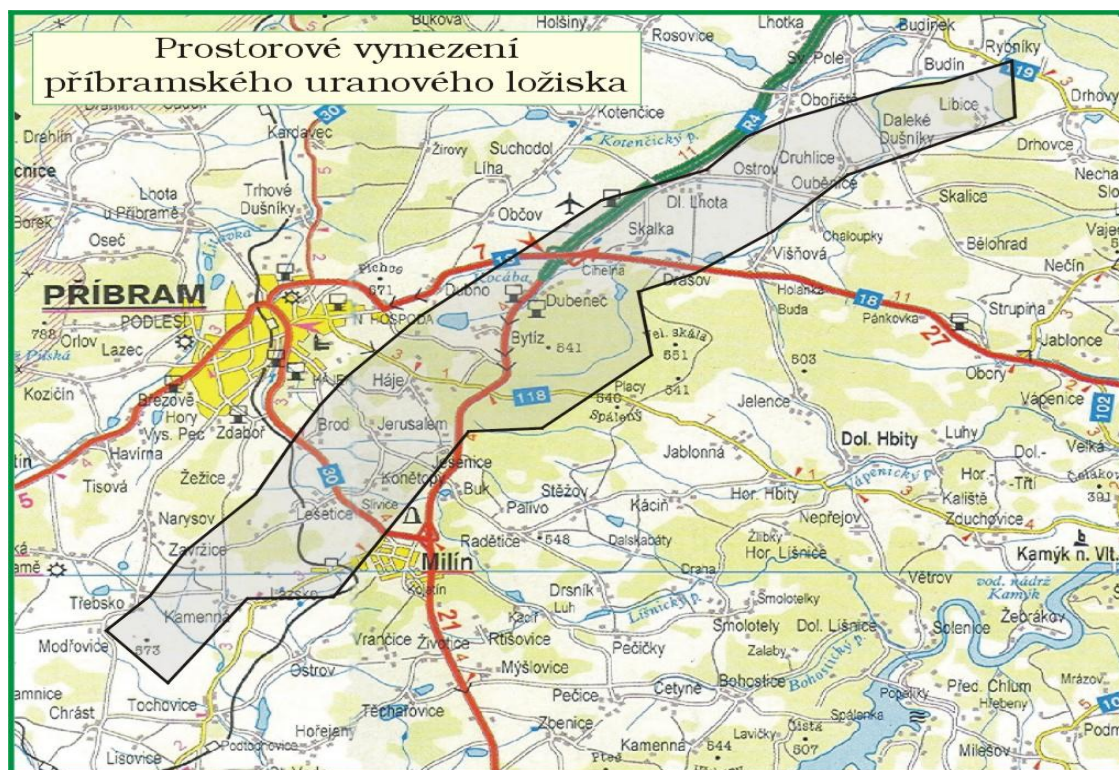
Vyhláška se nevztahuje na ozáření z přírodního pozadí, to je na radionuklidy obsažené přirozeně v lidském těle, na kosmické záření, které je běžné na zemském povrchu, nebo na záření způsobené radionuklidy přítomnými v lidskou činností neporušené zemské kůře a na jiná ozáření z přírodních zdrojů ionizujícího záření nemodifikovaná lidskou činností (vyhláška SÚJB, 307/2002).

## **5 VÝSLEDKY**

### **5.1 Lokalita Příbram**

Příbramské uranové ložisko zaujímá pruh území probíhající ve směru JZ-SV mezi obcemi Rožmitál a Dobříš o délce cca 24 km a šířce 1,5 až 2 km. Geograficky patří tato oblast do jihovýchodního předhůří Brd, terén se zde vyznačuje pahorkovitým nebo členitým reliéfem.

Obr. č. 3 Prostorové vymezení příbramského uranového ložiska



Zdroj o.z. SUL.

## 5.2 Možné zdroje ovlivnění ovzduší

Kvalita ovzduší byla v době těžby a zpracování uranových rud nepříznivě ovlivňována zejména prašností vznikající :

- **při samotné těžbě** - důlní prostory byly odvětrávány výkonnými větracími stanicemi, v oblasti Příbram např. u šachty č.13(Jeruzalém), šachta č.15 (Brod), šachta č.1(Kamenná, Vojna), atd.). Při nuceném odvětrávání byly z podzemí odvětrávány nejen zplodiny ze střeleckých prací, ale i prachové částice obsahující radionuklidy, které se dostávaly volně do ovzduší a v rámci prašného spadu způsobovaly kontaminaci okolního prostředí, zejména pak v blízkém okolí větrací stanice a v okolí ve směru převládajících větrů.
- **při přepravě a úpravě rudniny** - zdrojem znečištění ovzduší a ŽP byly činnosti spojené s drcením a tříděním uranové rudy od hlušiny a odvoz

hlušiny na odvaly. Největším zdrojem v minulosti probíhajících činností byla tehdejší Úpravna 1.máje -Bytíz,. V současnosti na úpravně pokračuje činnost zaměřená na zpracování a prodej kameniva z odvalů

- **při provozování pomocných technologií (odkališť)** –při zpracování rudniny vznikala jemná frakce kameniva jako zdroje kontaminace ovzduší a okolního ŽP. Částečná eliminace tohoto zdroje byla prováděna zkrápěním a praním rudniny během zpracování. Z tohoto procesu vznikala směs vody s jemným podílem, která byla plavena a ukládána na odkaliště I resp. II v oblasti Bytíz. Tyto jemné podíly ve spojení se suchými plážemi odkališť byly největším zdrojem prachu ve sledované lokalitě

Mezi současné hlavní zdroje kontaminace ovzduší patří prašnost vznikající při:

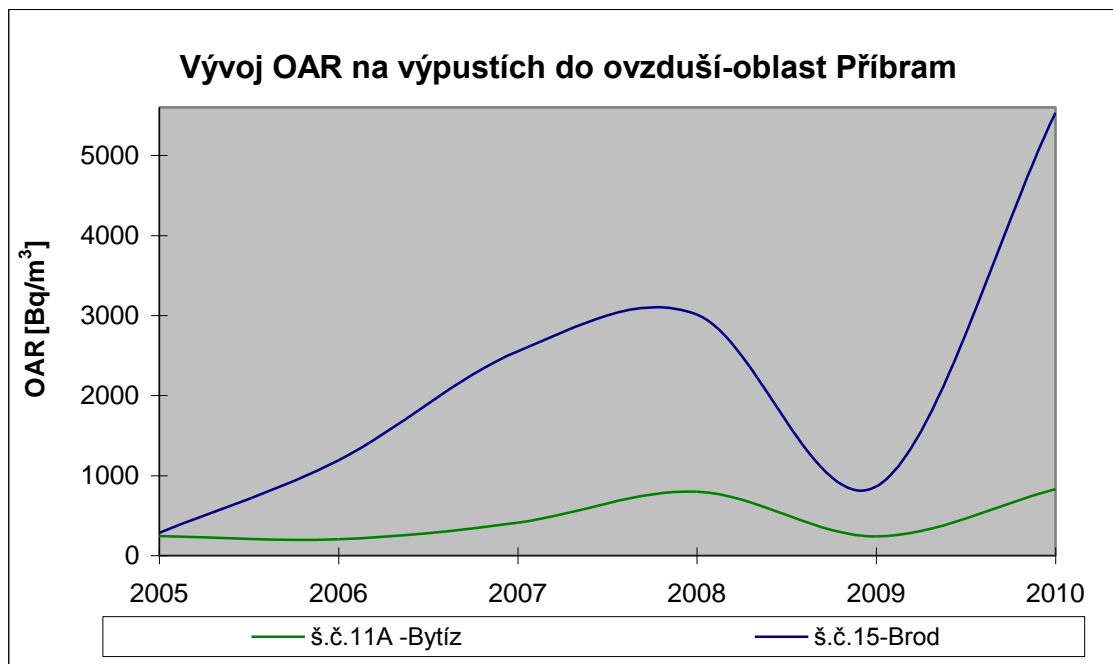
- **přepřavě a úpravě kameniva z odvalů** – technologie zpracování je obdobná jako v minulosti, drcení probíhá na sucho, praní kameniva probíhá až v konečné fázi zpracování. V zájmové oblasti jde o odval šachty č. 16, ve fázi příprav je i odval šachty č.9 a č.19. Poloha jednotlivých odvalů v oblasti je znázorněna na obr.2. Skutečný stav zařízení na zpracování kameniva ležícího v těsné blízkosti odvalu š.č.16 je znázorněn na v příloze č.13
- **při provozování pomocných technologií** – pro účely ukládání jemných podílů z praní kameniva a také pro potřeby Čistírny důlních vod Příbram I v působnosti o.z. SUL je využíváno již pouze odkaliště. Pro omezení prašnosti je v odkališti udržována téměř konstantní hladina vod, obnažené pláže jsou dále udržovány v mokřém stavu dalším plavením kalů.
- **zvětrávání kameniva uloženého na odvalech** – vlivem klimatických podmínek a povětrnostních vlivů dochází k rozrušování kameniva uloženého na odvalech a jemné podíly jsou větrem transportovány dále do prostředí.

Mimo výše uvedené zdroje nepříznivě ovlivňující kvalitu ovzduší je do celkového hodnocení nutné započítat i znečištění jiného charakteru např. sekundární prašnost apod

## 5.3 Výsledky měření

### 5.4.1 Monitorování výпустí radonu do ovzduší

Obr. č. 4 Vývoj objemové aktivity radonu (OAR) na výпустích do ovzduší-oblast Příbram (průměrné hodnoty)



Data jsou zdrojem o. z. SUL.

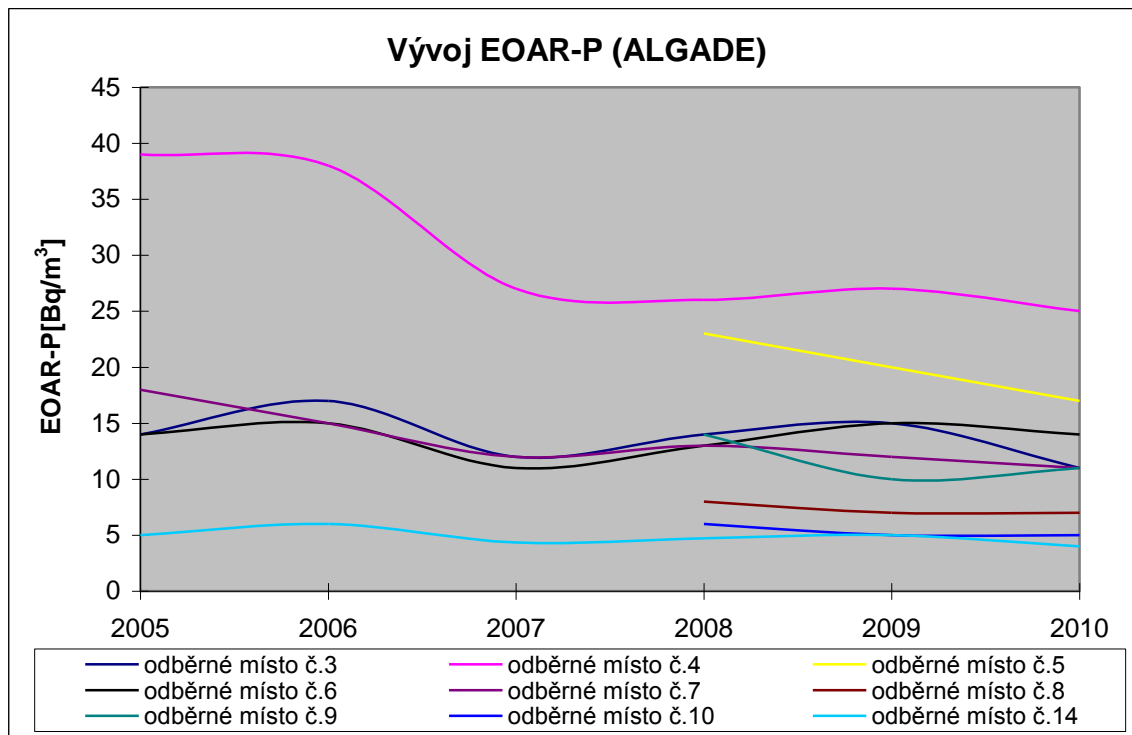
Z obr. č. 4 je zřejmé, objemová aktivita radonu měřená na ohlubních dnes již uzavřených jam jsou i v současnosti velmi vysoké. Svůj podíl na tomto stavu mají klimatické podmínky při měření. Vlivem tlaku vzduchu dochází k případným výdechům radonu. Tento jev je způsoben tím, že tyto jámy jsou dosud propojené s podzemními nezatopenými prostory, kde dochází ke kumulaci radonu. Největší zjišťované hodnoty jsou důsledkem výdechu radonu.

Podrobné výsledky měření objemové aktivity radonu za období 2005-2010 jsou uvedeny v příloze č. 5

## 5.4.2 Monitorování ovzduší - okolí

### 5.4.2.1 Radon – objemová aktivita

Obr.č. 5 Vývoj ekvivalentní objemová aktivita radonu (EOAR-P) v ovzduší za období 2005-2010-oblast Příbram(průměrné hodnoty)



Data jsou zdrojem o. z. SUL.

*Pozn. Od roku 2008 byly z důvodu zkvalitnění a zpřesnění monitoringu v oblasti přidány odběrná místa č. 5, 8, 9 a 10.*

Odběrná místa:

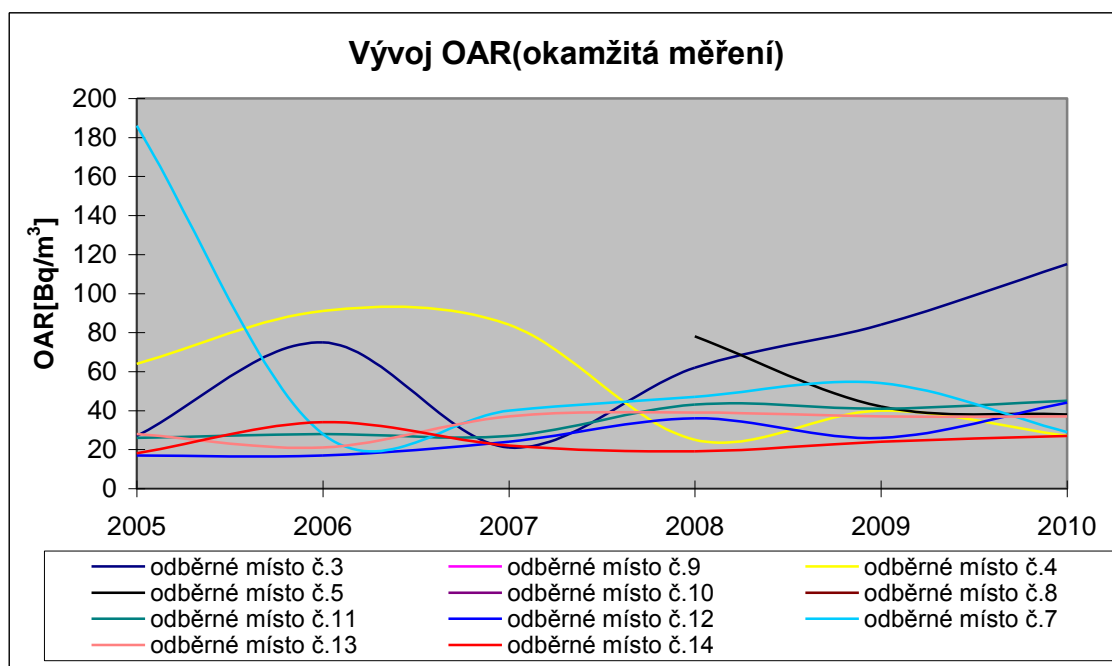
- Č. 3- odběrné místo č. 3(Kamenná)
- Č. 4- odběrné místo č. 4(Brod B-1)
- Č. 5- odběrné místo č. 5(Brod B-2)
- Č. 6- odběrné místo č. 6(Dubenec, střed obce)
- Č. 7- odběrné místo č. 7(Příbram-Sázky)
- Č. 8- odběrné místo č. 8(Bytíz)

- Č. 9- odběrné místo č. 9(Lešetice)
- Č. 10- odběrné místo č. 10(Háje)
- Č. 14- odběrné místo č. 14(Narysov, Na Výfuku(pozadí))

Z obr. č. 5 je patrné, že ekvivalentní objemová aktivita radonu v ovzduší na odběrných místech je dlouhodobě stabilní, zjišťované hodnoty EOAR-P jsou stejně jako při okamžitých měřeních ovlivňováno místními klimatickými podmínkami. Předpokládá se, že situace nebude v dalších letech výrazně odlišná a to vzhledem k minimálním činnostem k zahlazování následků po těžbě uranových rud.

Podrobné výsledky měření ekvivalentní objemové aktivity radonu za období 2005-2010 jsou uvedeny v příloze č. 6

Obr. č. 6 Vývoj objemová aktivita radonu (OAR - okamžitá měření) v ovzduší za období 2005-2010-oblast Příbram(průměrné hodnoty)



Data jsou zdrojem o. z. SUL.

Odběrná místa:

- Č. 3 - odběrné místo č. 3(Kamenná)
- Č. 4- odběrné místo č. 4(Brod B-1)
- Č. 5- odběrné místo č. 5(Brod B-2)
- Č. 7- odběrné místo č. 7(Příbram- Sázky)

- Č. 8- odběrné místo č. 8(Bytíz)
- Č. 9- odběrné místo č. 9(Lešetice)
- Č. 10- odběrné místo č. 10(Háje)
- Č. 11- odběrné místo č. 11(Dubenec, jižní okraj)
- Č. 12- odběrné místo č. 12(Dubenec, severní okraj)
- Č. 13- odběrné místo č. 13(Drásov, Cihelna)
- Č. 14- odběrné místo č. 14(Narysov, Na Výfuku(pozadí))

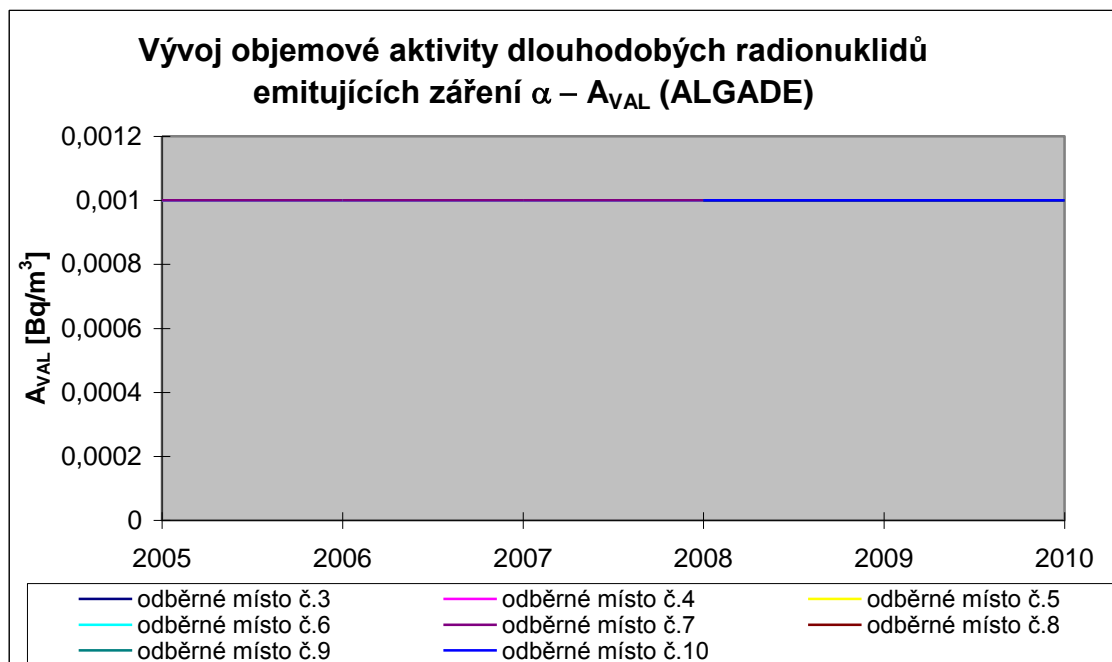
V obr. č. 6 je znázorněn vývoj průměrných hodnot objemové aktivity radonu za období 2005-2010 zjištěných v rámci 24 hodinových měření přístroji Alphaguard a Radim3 na všech monitorovaných odběrných místech. I zde se ukazuje, že z pohledu tohoto sledovaného je situace z dlouhodobého hlediska stabilní, k odlišnostem ve vývoji OAR dochází během dílčích 24 hodinových měření. Jedním z příkladů takového výkyvu je obrázek(viz.Příloha č.14), zachycující průběh tohoto měření.

Podrobné výsledky měření objemové aktivity radonu za období 2005-2010 jsou uvedeny v příloze č. 7



### 5.4.2.2 Vývoj objemové aktivity dlouhodobých radionuklidů emitujících záření alfa - $A_{VAL}$

Obr. č. 7 Vývoj objemová aktivita směsi dlouhodobých radionuklidů ( $A_{VAL}$ ) v ovzduší za období 2005-2010-oblast Příbram(průměrné hodnoty)



Data jsou zdrojem o. z. SUL.

*Pozn. Od roku 2008 byly z důvodu zkvalitnění a zpřesnění monitoringu v oblasti přidány odběrná místa č. 5, 8, 9 a 10.*

Odběrná místa:

- Č. 3- odběrné místo č. 3(Kamenná)
- Č. 4- odběrné místo č. 4(Brod B-1)
- Č. 5- odběrné místo č. 5(Brod B-2)
- Č. 6- odběrné místo č. 6(Dubenec, střed obce)
- Č. 7- odběrné místo č. 7(Příbram-Sázky)
- Č. 8- odběrné místo č. 8(Bytíz)
- Č. 9- odběrné místo č. 9(Lešetice)
- Č. 10- odběrné místo č. 10(Háje)

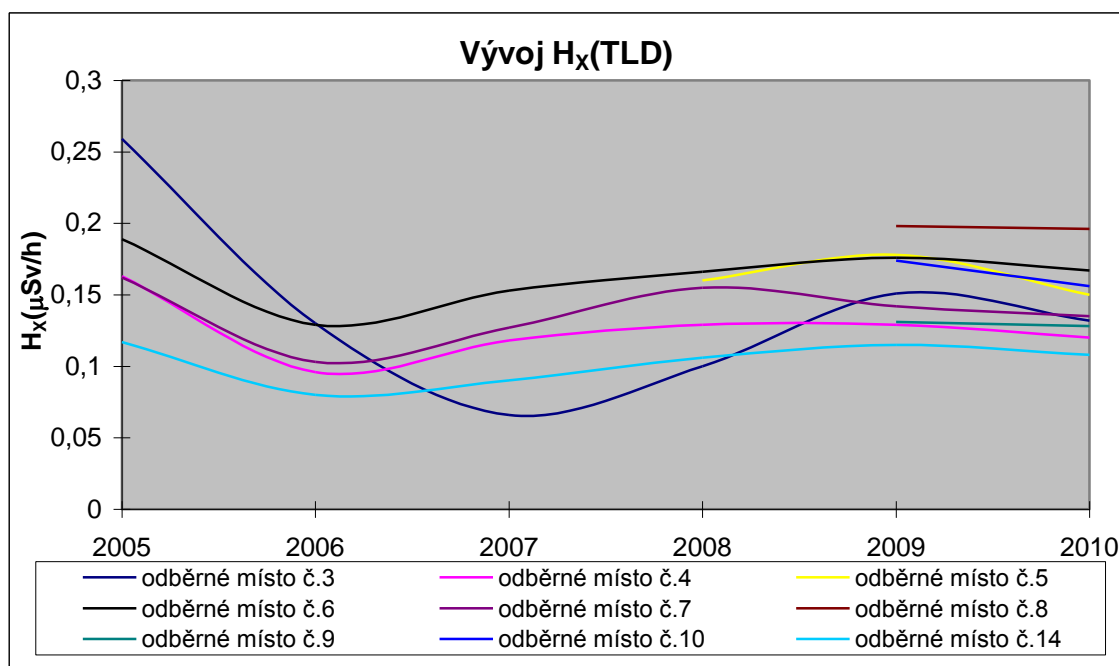
Z obr. č. 7 je patrné, že hodnoty objemové aktivity směsi dlouhodobých radionuklidů ( $A_{VAL}$ ) na všech odběrných místech se pohybují pod úrovní

stanovitelnosti, v rámci měsíčních intervalů měření jsou zřídka zjišťovány hodnoty těsně nad uvedenou mez.

Podrobné výsledky měření objemové aktivity směsi dlouhodobých radionuklidů za období 2005-2010 jsou uvedeny v příloze č. 6

### 5.4.2.3 Příkon fotonového dávkového ekvivalentu- $H_x$

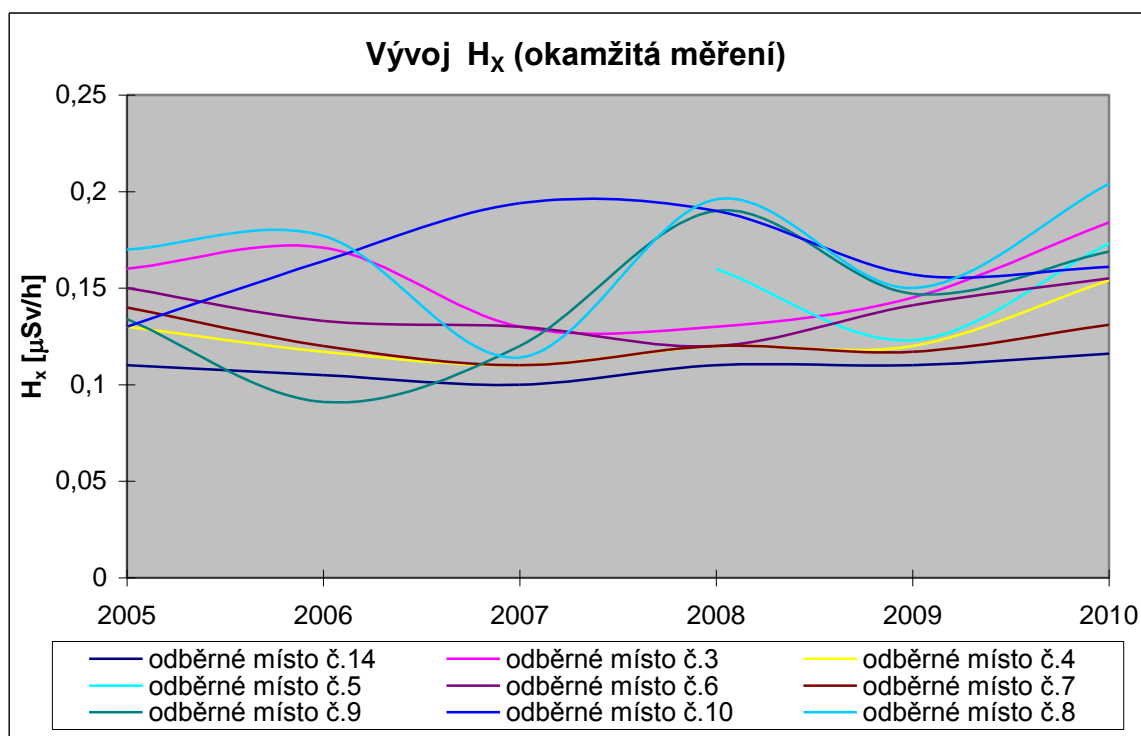
Obr. č. 8 Vývoj fotonového dávkového ekvivalentu ( $H_x(\text{TLD})$ ) v ovzduší za období 2005-2010-oblast Příbram(průměrné hodnoty)



Data jsou zdrojem o. z. SUL.

Podrobné výsledky měření za období 2005-2010 jsou uvedeny v příloze č. 6

Obr.č. 9 Vývoj fotonového dávkového ekvivalentu ( $H_x$ (okamžitá měření)) za období 2005-2010-oblast Příbram (průměrné hodnoty)



Data jsou zdrojem o. z. SUL.

Odběrná místa obr. č. 8 a 9:

- Č. 3- odběrné místo č. 3(Kamenná)
- Č. 4- odběrné místo č. 4(Brod B-1)
- Č. 5- odběrné místo č. 5(Brod B-2)
- Č. 6- odběrné místo č. 6(Dubenec, střed obce)
- Č. 7- odběrné místo č. 7(Příbram-Sázky)
- Č. 8- odběrné místo č. 8(Bytíz)
- Č. 9- odběrné místo č. 9(Lešetice)
- Č. 10- odběrné místo č. 10(Háje)

- Č.14- odběrné místo č. 14 (Narysov-Na výfuku)

Z obr. č. 8 a 9 je patrné, že průměrné hodnoty fotonového dávkového ekvivalentu ( $H_x(\text{TLD})$  a  $H_x(\text{okamžitá měření})$ ) na všech odběrných místech jsou dlouhodobě stabilní. Vzhledem k tomu, že v oblasti Příbram nejsou prováděny žádné významné práce, které by přispívali k dalšímu šíření kontaminace, je případný nárůst kontaminace zjištěný z měření příkonu fotonového dávkového ekvivalentu způsobován výhradně zdroji ostatními( odvaly, apod.)

Podrobné výsledky měření fotonového dávkového ekvivalentu za období 2005-2010 jsou uvedeny v příloze č.8

## **5.5 Porovnání lokality Příbram a Mydlovary**

Jedním z cílů práce bylo porovnání prашného spadu, fotonového dávkového ekvivalentu a ekvivalentní objemové aktivity radonu v lokalitě Příbram a lokalitě Mydlovary. Jedinou výpusť do ovzduší v této oblasti jsou odkaliště bývalé chemické úpravný Mydlovary. Uvádění tuhých znečišťující látky s obsahem dlouhodobých zářičů alfa do ovzduší v max. množství  $5 \cdot 10^{10}$  Bq/rok.

Množství radionuklidů uvolněných z odkališť do ovzduší je kontrolováno pomocí stacionárního dozimetru ALGADE- integrální měření objemové aktivity dlouhodobých zářičů alfa v polétavém prachu na hrázích odkališť. Naměřené hodnoty dlouhodobé aktivity alfa se stejně jako v minulých letech u ostatních nasazených zařízení kritických skupinách obyvatel pohybují pod mezí detekce  $< 1 \text{mBq} \cdot \text{m}^{-3}$ .

### 5.5.1 Měření spadu $U_{\text{NAT}}$ a spadu $^{226}\text{Ra}$ v prašném spadu

Tab. č.1 Vývoj objemové koncentrace uranu v prašném spadu(průměrné hodnoty)

Č. odběrného místa /Obec		$C_{\text{S,U}} [\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}]$				
		Rok	2006	2007	2008	2009
<b>Oblast Příbram</b>						
4	Brod B - 1	0,19	0,16	0,14	0,08	<0,2
5	Brod B - 2	-	-	-	0,08	<0,2
6	Dubenec	0,12	0,15	0,19	0,12	<0,2
3	Kamenná	0,14	0,12	0,12	0,09	<0,2
7	Příbram – Sázky	0,08	0,09	0,08	0,05	0,431 <sup>B</sup>
9	Lešetice	0,09	0,10	0,10	0,05	<0,2
10	Háje	0,22	0,30	0,33	0,14	0,220 <sup>A</sup>
8	Bytíz	0,08	0,19	0,18	0,12	<0,2
<b>Oblast Mydlovary</b>						
15	Mydlovary	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
16	Olešník	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
17	Zbudov	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
18	Zahájí	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
19	Nákří	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
20	Dívčice	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Pozn. <sup>A</sup> – průměrná hodnota ovlivněna výjimečnou hodnotou  $0,447 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}$

<sup>B</sup> - průměrná hodnota ovlivněna výjimečnou hodnotou  $2,97 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}$

Tab. č. 2 Vývoj objemové aktivity  $^{226}\text{Ra}$  v prašném spadu (průměrné hodnoty)

Č. odběrného místa /Obec		$A_{S, Ra} [\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}]$				
		Rok	2006	2007	2008	2009
<b>Oblast Příbram</b>						
4	Brod B - 1	1,02	0,91	0,65	0,32	<2
5	Brod B - 2	-	-	-	0,32	<2
6	Dubeneč	0,67	0,91	0,66	0,76	<2
3	Kamenná	0,79	0,43	0,39	0,42	2,06 <sup>A</sup>
7	Příbram – Sázky	0,44	0,40	0,27	0,46	2,01 <sup>B</sup>
9	Lešetice	0,66	1,00	0,72	0,67	2,12 <sup>C</sup>
10	Háje	1,55	1,23	1,24	0,88	<2
8	Bytíz	0,80	1,38	0,57	0,69	<2
<b>Oblast Mydlovary</b>						
15	Mydlovary	3,18	2,18	1,44	1,11	2,02
16	Olešník	2,37	2,93	1,12	0,94	1,75
17	Zbudov	3,35	3,00	2,10	1,88	3,16
18	Zahájí	2,77	2,48	2,12	2,10	1,59
19	Nákří	1,83	2,08	1,85	2,12	1,69
20	Dívčice	2,22	2,35	1,63	1,85	1,78

Data uvedená v tabulkách jsou zdrojem o. z. SUL

Pozn.: <sup>A</sup> – průměrná hodnota ovlivněna výjimečnou hodnotou  $2,64 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}$

<sup>B</sup> – průměrná hodnota ovlivněna výjimečnou hodnotou  $2,15 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}$

<sup>C</sup> – průměrná hodnota ovlivněna výjimečnou hodnotou  $3,42 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 30\text{d}^{-1}$

Sledování a monitorování množství radionuklidů v prašném spadu v oblastech Příbram a Mydlovary se provádí sledováním objemové koncentrace  $U_{\text{NAT}}$  a objemové aktivity  $^{226}\text{Ra}$  v prašném spadu. Původ radionuklidů je hlavně z odvalů a areálů využívaných pro těžbu uranových rud.

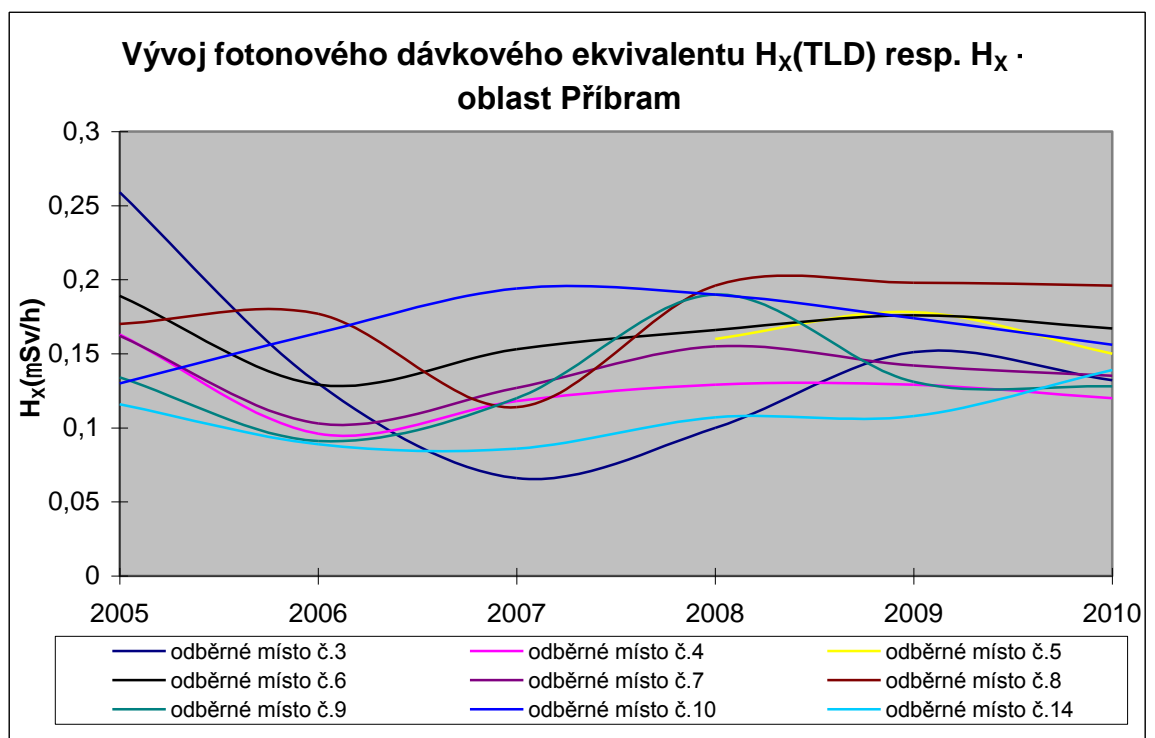
Z výše uvedených tabulek lze vyvodit následující závěry:

- Koncentrace radionuklidů ( jakých ) na některých odběrných místech postupně klesají, je to i důsledek omezení aktivit v areálech související s těžbou uranových rud. Na některých odběrných místech je situace stabilní.
- V porovnání s oblastí Mydlovary je objemová aktivita  $^{226}\text{Ra}$  v měřeném spadu vyšší než v oblasti Příbram. Příčinou tohoto stavu jsou větší plochy areálů odkališť, tzn. i většího zdroje kontaminantů.
- Objemovou koncentrací  $U_{\text{NAT}}$  ve spadu je obtížné mezi jednotlivými oblastmi porovnávat. Vyhodnocení je prováděno odlišnými laboratořemi s jinou mezí stanovitelnosti. V zásadě lze konstatovat, že průměrné hodnoty

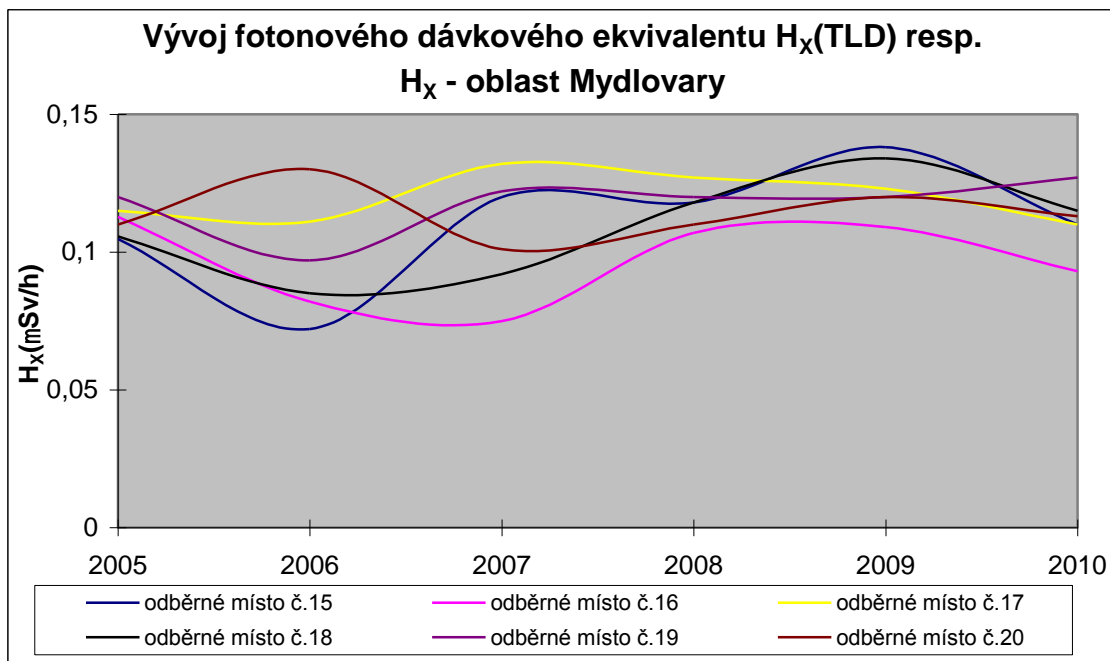
objemové koncentrace  $U_{\text{NAT}}$  za jednotlivá období ve sledovaných oblastech jsou na stejné úrovni.

- Se zahájením používání zařízení ALGADE pro stanovení  $A_{\text{VAL}}$  je pro výpočet radiační zátěže používáno výhradně výsledků těchto stanovení. Měření prašného spadu je bráno jako doplňkové. Právě výsledky měření objemové aktivity směsi dlouhodobých radionuklidů za využití zařízení ALGADE ukazují, že mezi oběma lokalitami nejsou téměř žádné rozdíly, většina výsledků stanovení je pod mez stanovitelnosti.

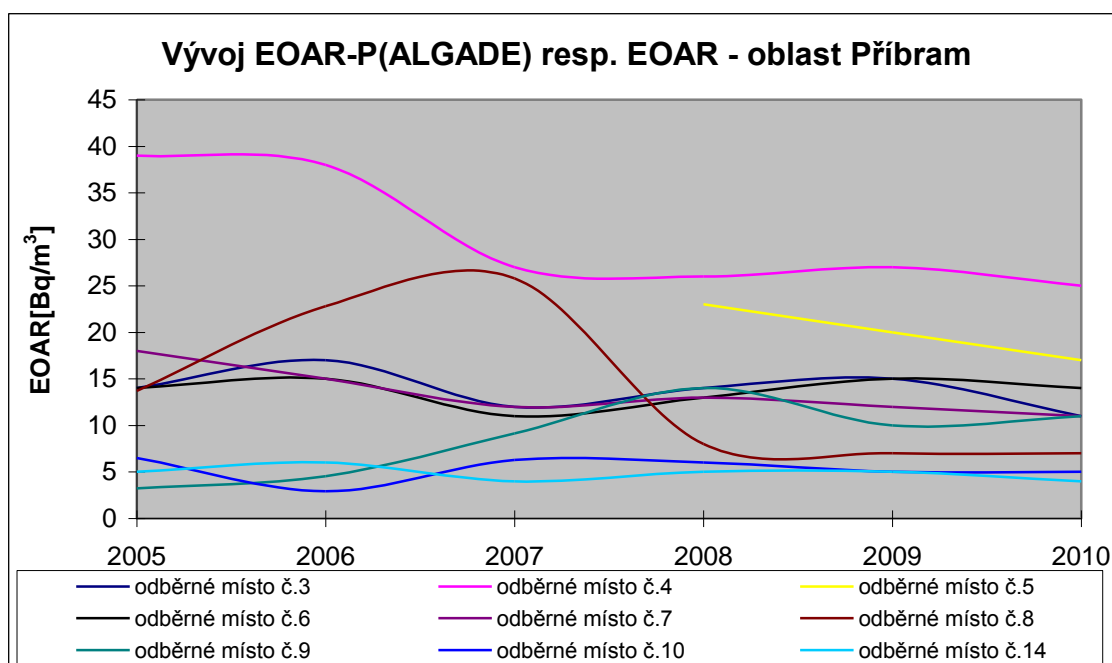
Obr. č. 10 Vývoj fotonového dávkového ekvivalentu  $H_X(\text{TLD})$  resp.  $H_X$  v ovzduší - oblast Příbram



Obr.č. 11 Vývoj fotonového dávkového ekvivalentu  $H_x(\text{TLD})$  resp.  $H_x$  v ovzduší- oblast Mydlovary

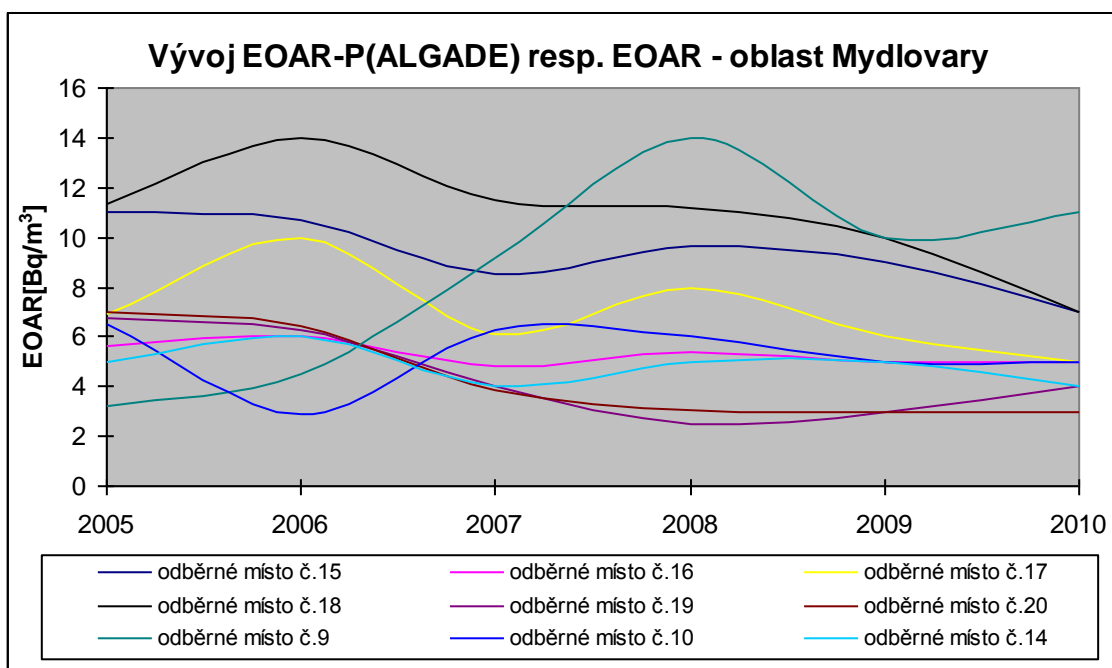


Obr. č. 12 Vývoj ekvivalentní objemové aktivity radonu EOAR-P(ALGADE) resp. EOAR v ovzduší - oblast Příbram





Obr. č. 13 Vývoj ekvivalentní objemové aktivity radonu EOAR-P(ALGADE) resp. EOAR v ovzduší - oblast Mydlovary



Z obrázků 10 – 13 ilustrujících vývoj jednotlivých sledovaných ukazatelů (fotonový dávkový ekvivalent  $H_x$  a ekvivalentní objemová aktivita radonu EOAR) je zřejmé, že u obou ukazatelů nedochází k výraznému zlepšení a ani zhoršení stavu. Většina průběhů měření (fotonový dávkový ekvivalent  $H_x$  a ekvivalentní objemová aktivita radonu EOAR) za jednotlivá monitorovaná období má kolísavou tendenci. Tato skutečnost neodráží zhoršující se stav v oblastech, pouze odráží řadu vedlejších faktorů majících vliv na samotné monitorování. Na výsledky má vliv řada vedlejších faktorů. Mezi tyto faktory patří mj. klimatické podmínky při měření nebo analytická chyba při zpracování...). Pohled nad skutečným stavem na jednotlivých odběrných místech či celých oblastech dokresluje výpočty radiační zátěže obyvatelstva v těchto místech. Přehled celkových efektivních dávek za uplynulá období je proveden v tabulce č.9 a 10. Zastoupení jednotlivých sledovaných složek na celkové efektivní dávce zjištěné za rok 2010 je patrné z obr.č.13 a 14.

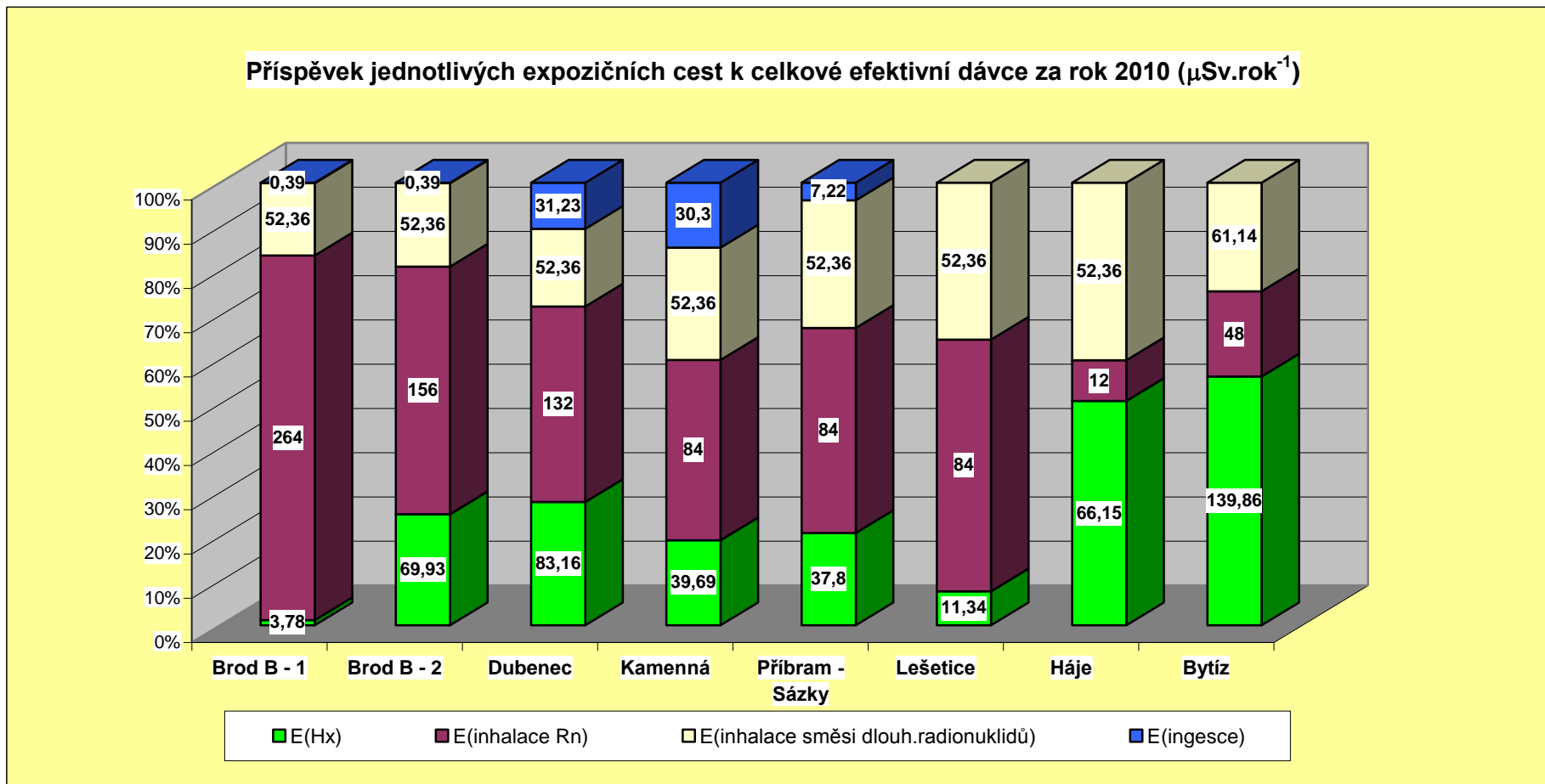
Tab. č. 9 Vývoj celkové efektivní dávky jednotlivce z obyvatelstva v obcích v okolí o. z. SUL  
–oblast Příbram

Č. odběr. místa /Obec Rok		E [ $\mu\text{Sv} \cdot \text{rok}^{-1}$ ]				
		2006	2007	2008	2009	2010
4	Brod B - 1	455,50	388,50	339,75	385,88	320,53
5	Brod B - 2	-	-	-	361,04	278,68
6	Dubenec	370,38	363,89	287,73	368,60	298,75
3	Kamenná	162,07	135,84	215	264,66	206,35
7	Příbram - Sázky	158,25	243,87	249,57	244,09	181,38
9	Lešetice	-	-	-	147,20	147,7
10	Háje	157,35	243,61	206,15	188,03	130,51
8	Bytíz	383,30	331,36	368,58	264,95	249

Tab.č. 10 Vývoj celkové efektivní dávky jednotlivce z obyvatelstva v obcích v okolí o. z.  
SUL- oblast Mydlovary

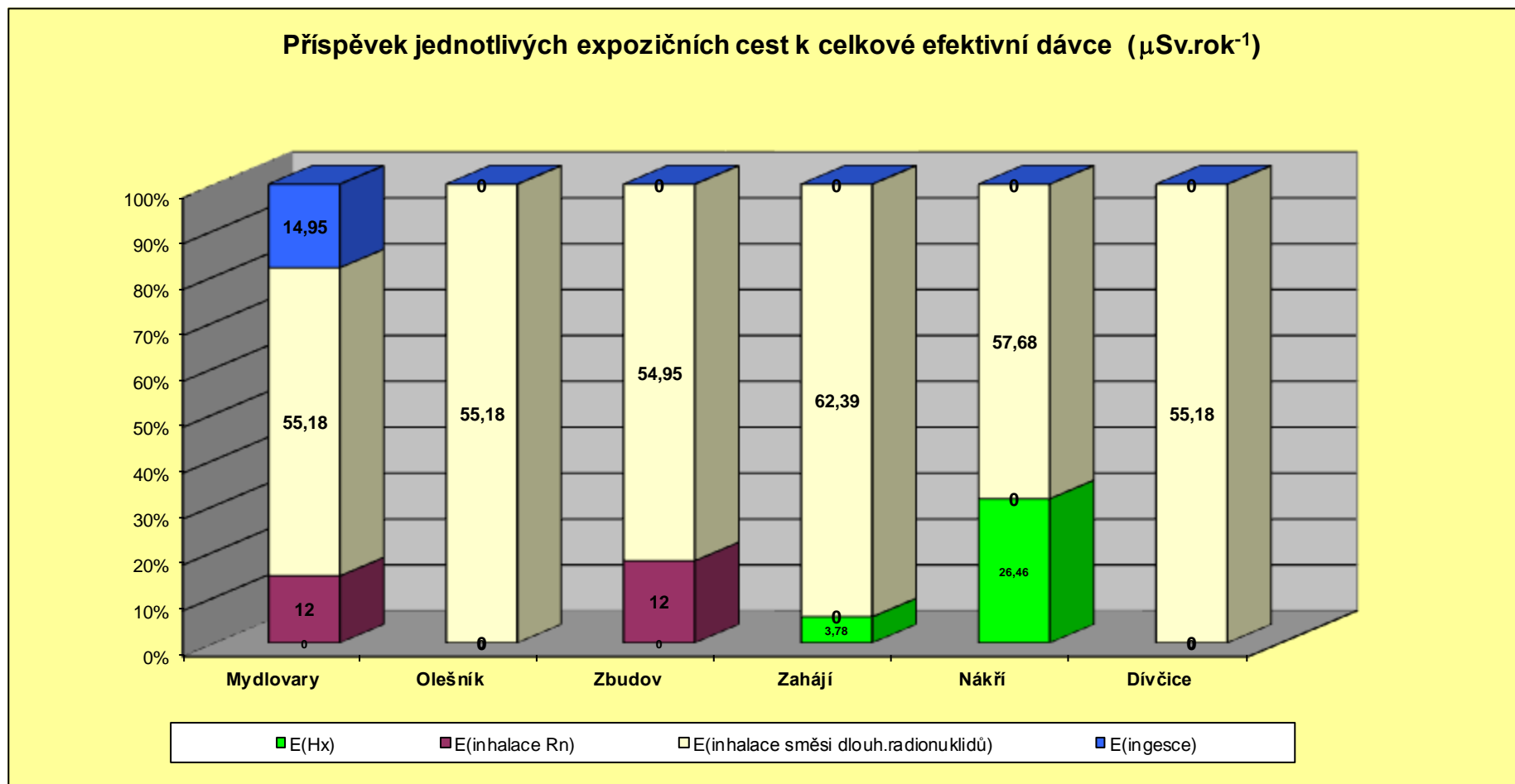
Č. odběr. místa /Obec Rok		E [ $\mu\text{Sv} \cdot \text{rok}^{-1}$ ]				
		2006	2007	2008	2009	2010
15	Mydlovary	39,42	108,03	77,15	149,18	82,13
16	Olešník	0	48,80	48,80	57,62	55,18
17	Zbudov	73,87	88,76	88,88	122,63	66,95
18	Zahájí	74,58	114,36	49,88	95,42	66,17
19	Nákří	24,35	95,63	48,80	87,86	84,14
20	Dívčice	86,17	56,29	48,80	68,96	55,18

Obr.č. 14 Příspěvek jednotlivých expozičních cest k celkové efektivní dávce – oblast Příbram



0

Obr. č. 15 Příspěvek jednotlivých expozičních cest k celkové efektivní dávce – oblast Mydlovary



Z obr. č. 14 a tab. č. 9 je patrné, že inhalace radonu v lokalitě Příbram zaujímá největší část celkové efektivní dávky a nejvíce v oblasti Brod B-1. Další větší část tvoří fotonový dávkový ekvivalent jeho největší dávka je v odběrném místě Bytíz.

Z obr. č. 15 a tab. č. 10 je zřejmé, v lokalitě Mydlovary největší část celkové efektivní dávky zaujímá inhalace směsi dlouhodobých radionuklidů.

## 6 DISKUZE

Tak jak již bylo zmíněno v úvodu této práce, ložisko Příbram patřilo z pohledu rozsahu těžby uranové rudy k tomu největšímu v České republice. Tato skutečnost se promítá jak do stavu životního prostředí v nedotčených částech lokality (zvýšené hodnoty přírodního pozadí ovlivněného zrudněním) a hlavně v částech lokality, které byly přímo i nepřímo ovlivněny těžbou a zpracováním uranové rudy. Na základě prováděného pravidelného dlouhodobého monitorování v oblastech spravovaných Diamo s.p. je možné konstatovat, že právě oblast Příbram se jeví ze všech oblastí jako nejvíce postižená těžbou uranu, samozřejmě když nebudeme brát v úvahu úpravnu uranových rud v Mydlovarech, kde se kontaminace soustřeďuje v omezeném území odkališť a částech nesanovaného areálu úpravny rud.

Výsledky dlouhodobého monitorování ovzduší a ostatních parametrů úzce souvisejících s hodnocením stavu životního prostředí (měření  $H_x$ ) ukazují, že situace v oblasti Příbram je dlouhodobě stabilní, nikoli však vyhovující. Největším zdrojem kontaminace ovzduší je zajisté samotné podloží spojené s uvolňováním radonu do ovzduší (pro oblast je převažující střední radonové riziko), ale hlavně řada odvalů, jako pozůstatků po těžbě uranových rud. Z odvalů se samovolně uvolňuje nejen radon, ale i prachové částice s obsahem radionuklidů. Obě zmiňované formy kontaminace jsou pak v závislosti na povětrnostních vlivech transportovány dále do životního prostředí, v horším případě přímo do obydlených míst v okolí odvalů. Tento stav je trvale hodnocen jako nežádoucí, ale případných řešení k odstranění, které by bylo možné za optimálně vynaložených finančních prostředků uskutečnit, je jen velmi málo. V současnosti je uvažováno několik variant k odstranění nežádoucímu šíření kontaminace z těchto zdrojů:

- **odtěžení a zpracování kameniva z odvalu pro stavební použití** - tato činnost je již několik let provozována fy. Ecoinvest, s.r.o., která zpracovává

kamenivo z odvalu šachty číslo 16. Vzhledem k již omezeným zdrojům kameniva ke zpracování z tohoto odvalu byl vypracován projekt na využití i ostatních odvalů, tyto snahy však narážejí na odpor obyvatel vycházející z obav zvýšené prašnosti a tudíž i další případné kontaminace spojené s nakládkou a přepravou tohoto materiálu na třídící linku. Navíc je zde omezující použití kameniva, kdy vyhláška SÚJB č.307/2002 Sb. v § 96 stanoví, že pro stavební účely lze použít pouze kamenivo s maximální hmotnostní aktivitou <sup>226</sup>Ra (300 Bq/kg – pro stavby s pobytovou místností, nebo 1000 Bq/kg – pro použití výhradně pro stavby jiné než s pobytovou místností). Touto podmínkou dochází k dalšímu omezení použití kameniva, tzn. že zpracování kameniva z odvalů by bylo otázkou řady let.

- **ostatní opatření vedoucích ke snížení zmiňovaných emisí radonu a prachu** - tato opatření již byla uvedena v předchozím textu v rámci optimalizačního výpočtu. Lze hovořit o tom, že byť by došlo ke značnému zlepšení stavu na lokalitě, finanční náklady jsou značně vysoké, a díky současné finanční situaci jsou tato opatření takřka neproveditelná.

Z informací poskytnutých zaměstnanci o.z. SUL byl proveden i radiometrický průzkum z hlediska případného zpracování kameniva (přetěžení) z odvalu šachty číslo 15 za účelem využití zbytkového obsahu suroviny, kterou nebylo možno v minulosti z hlediska přístrojového vybavení zpracovat. Nebylo však potvrzeno, že množství zbytkové suroviny v odvalu by bylo dostatečné pro provedení celé akce. Z dalších opatření, která byla v minulosti provedena, bylo např. provedeno pokrytí temene odvalu šachty číslo 5 čistírenskými kaly s následným ozeleněním. Toto opatření omezuje další uvolňování radionuklidů do životního prostředí. V současnosti, kdy jsou čistírenské kaly používány k výrobě jiných výrobků a nebyly by získány bezplatně, není opatření ekonomicky výhodné.

Jedním z nejzatíženějších sídelních útvarů v oblasti Příbram je osada Brod a to z pohledu emisí radonu z odvalu šachty číslo 15. Na základě požadavku SÚJB byla o.z.SUL zadána studie s názvem: „Návrh řešení snížení radiační zátěže způsobené haldou č. 15“

Zpracovaná studie shrnuje základní znalosti o odvalu jámy č. 15, který představuje v současnosti největší zdroj emisí radonu v příbramské uranové oblasti. Spolu s dalšími odvaly a areály jam v okolí způsobuje značnou radiační zátěž v sídelních útvarech v okolí – tj. Brod, Lešetice a Konětopy.



V současném stavu nedochází k překračování příslušného limitu ozáření (1 mSv/rok), v Brodě je dosahováno stabilně více než 0,3 limitu ozáření.

Studie vyčísluje, že úplné odstranění působení odvalu jámy č. 15 by vedlo (za uvedených předpokladů) ke snížení ozáření obyvatel zmíněných 3 sídelních útvarů (kolektivní dávky), v průběhu 50 let, celkem o (1,69) Sv.

Finanční vyjádření přínosu ze snížení ozáření obyvatel zmíněných 3 sídelních útvarů jako důsledku odstranění působení odvalu šachty číslo 15 lze tedy vyjádřit částkou 3,42 mil. Kč (Tomášek, 2007). Tato částka je odhadem spočteným s finančním vyjádřením přínosu stanoveným původně v r. 1997 ve vyhlášce SÚJB č. 184/1997 Sb. Pokud bychom vzali v úvahu vývoj inflace lze odhadnout reálnou hodnotu v současné době na 5 mil. Kč (cca 1,3 - 1,4 násobek).

Pokud bychom zohlednili dávku za 70 let pro nynější dětskou populaci, pak na hranici bezpečnosti lze počítat 7 mil. Kč společenský přínos za odvrácenou dávku (odpovídá cca 2,32 Sv). Tato částka byla brána v úvahu při porovnávání přínosu a nákladů na jednotlivá opatření. Ve studii jsou navržena technická řešení konečná, částečná a postupná v několika variantách s ohodnocením finanční náročnosti (Tomášek, 2007).

Všechna uvažovaná technická opatření tedy vysoce překračují společenský přínos na odvrácenou dávku. Nejnižší náklady jsou při úpravě povrchu haldy - postřik betonem nebo obalovanou živичnou směsí. Tato opatření však nelze považovat za trvalá a přesto cca 70 x převyšují akceptovatelný společenský přínos (navíc se jedná o neověřený postup sanace).

Pokud se jedná o postupné řešení – odtěžbu odvalu se zpracováním na tříděné kamenivo, pak stávající běžná potřeba v regionu je do 300 t tříděného kameniva, které lze zajistit z předmětného odvalu. Pokud teoreticky předpokládáme plynulou těžbu, pak by odtěžba předmětného odvalu trvala cca 40 let.

I při uvedeném zjednodušení lze konstatovat, že uvedené opatření (následná rekultivace území odvalu) cca 25 x převyšuje společenský přínos. Jedná se však o zdaleka nejefektivnější opatření, pokud pomineme značně kontroverzní přestěhování obce (je uvažováno jen jako srovnávací varianta).

Urychlení odtěžby odvalu by mohly urychlit investiční akce většího rozsahu v regionu například výstavba komunikačního systému (např. obchvat Příbrami, zkapacitnění silnice č. 4 od Skalky ve směru na Písek apod.)

Pokud bychom předpokládali, že radiační zátěž je úměrná obsahu přírodních radionuklidů v odvalu, pak by při běžné těžbě docházelo ročně k snížení efektivní dávky o cca 1,5 % ročně v obci Brod (jedná se o značné zjednodušení problematiky). Tato varianta není jistě příliš výhodná ale je určitou, postupnou cestou ke konečnému řešení, pokud se nevyskytnou jiné efektivnější řešení situace.

Z výše uvedených skutečností a dostupných dat je možné konstatovat, že situace na lokalitě Příbram je značně odlišná od ostatních sledovaných lokalit a to vzhledem k velikosti území zasaženého těžbou a množstvím pozůstatků po těžbě (odvaly, areály, apod.). Situace na ostatních lokalitách - Zadní Chodov v Západních Čechách resp. Mydlovary se postupem času zlepšuje a to hlavně díky prováděným zásahům na odstranění kontaminace a navrácení zasažených území do původního stavu nebo do stavu, kdy nebude hrozit nebezpečí kontaminace jak z pohledu kontaminace ovzduší, tak i z pohledu kontaminace vod.

Na základě všech poznatků a požadavků vyplývajících z legislativních úprav pro zabezpečení radiační ochrany (zákon č.18/1997 Sb. a Vyhlášky č.307/2002Sb., oba v platném znění) je zřejmé, že monitorování tak, jak je prováděno, pokrývá sledování všech složek životního prostředí, zejména pak ovzduší, nezbytných pro celkové hodnocení radiační zátěže obyvatelstva. Veškerá činnost vzhledem



k povaze a klasifikaci pracovišť je pod dozorem SÚJB, tudíž lze hovořit, že celý systém sledování, měření a vyhodnocování tak, jak je popsán je optimalizovaný a má své opodstatnění. Jiný než-li v současnosti používaný systém sledování složek životního prostředí ve vztahu k monitorování ovzduší by vyžadoval projednání se SÚJB a jeho zohlednění v nové žádosti k provádění této činnosti. Navíc problematika měření z pohledu přístrojového vybavení je specifická a výběr zařízení, případně přístrojů na měření radiačních veličin z nabízeného je v tomto ohledu velmi omezený.

## 7 ZÁVĚR

Závěrem lze tedy konstatovat, že měření kvality ovzduší z pohledu radionuklidů v něm obsažených má svá opodstatnění a to nejen v oblasti Příbram, ale i v ostatních oblastech, které byly ve větším rozsahu ovlivněny těžbou případně i zpracováním uranové rudy. Toto opodstatnění může být odůvodněno jedním, přesto však dosti závažným hlediskem, kterým jsou případné zdravotní komplikace obyvatel žijících v bezprostřední blízkosti těžbou ovlivněných míst. To dokládají i následky dopadů radiačních havárií (úniků radioaktivity) na životní prostředí v minulosti (Černobyl v r.1986; nebo Japonsko v r. 2011). V těchto případech se jedná o úniky podstatně většího rozsahu, než-li je možné z areálů příp. odvalů ve správě o.z. SUL. Z hlediska dlouhodobého účinku působení radionuklidů např. ve spadu kontaminovaných prachových částic nelze tuto skutečnost podceňovat.

Radon a jeho dceřinné produkty se vyskytují jednak přirozeně v důsledku obsahu mateřských prvků (uranu a radia) ve všech částech zemské kůry i ve vodách a jednak v souvislosti s těžbou a zpracováním uranových rud. Dlouhodobé výsledky pravidelného monitorování a vyhodnocování obsahu radonu a produktů jeho rozpadu dokládají, že tyto obávané emise ani v jedné z oblastí dotčených těžbou uranu nedosahovaly mezní hodnoty individuálního dávkového ekvivalentu (IDE)  $5 \text{ mSv.r}^{-1}$ . Hlavními zdroji radonu jsou větrací systémy důlních děl, dekontaminační stanice na čištění důlních vod, odvaly, rudná plata, sedimentační nádrže a odkaliště úpraven uranových rud.

## 8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A ZDROJŮ

ABDELOUAS, A.,2006: Uranium mill tailings : geochemistry, mineralogy and environmental impact. Elements, vol. 2, no. 6, ISSN 1811-5209.

BEDELL J., 1982: Air pollution and the uranium fuel cycle. APCA 6th Annual Symposium, New Brunswick, Canada.

Carvalho, F. P. Et al., 2001: Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. Journal of environmental radioactivity, vol. 54, no.1,ISSN 0265-931X

Carvalho, I. G. Et.al.,2005: Environmental impact of uranium mining and ore processing in the Lagoa Real District Bahia, Brazil. Environmental science and technology, vol. 39, no.22, ISSN 0013-936X

Cotton F.A., Wilkinson J., 1973:Anorganická chemie, souborné zpracování pro pokročilé, ACADEMIA, Praha

Czarwinski, R. Et al., 1994: Radiation exposure of population eastern German dwellings

Deutch, W.J., Serne, R. J., 1984: Uranium mobility in the natural environment, evidence from sedimentary roll-front deposits. ACS Symposium series, vol.246

DUPORT P.,2002: Is the radon risk overestimated? Neglected doses in the estimation of the risk of lung cancer in uranium underground miners. Radiation protection dosimetry., vol. 98, no. 3, ISSN 0144-8420.

Ferry, Cecile et al., 2002: Evaluation of the effect of a cover layer on radon exhalation from uranium mill tailing:transient radon flux analysis. Journal of environmental radioactivity, vol.63, no. 1, ISSN 0265-931X

Fialová H., Majer P.,1993: Světový trh uranu, Ekonom, č. 39,

GOLUBEV A. et al.,2006 The quantitative assessment of uranium atmosphere pollution using of lichens. WSEAS Transactions on Environment and Development., vol. 2, no. 10. ISSN 1790-5079.

Greenpeace,2010, Praha, online: <http://www.greenpeace.org/czech/cz/O-nas/Kontakt/>, cit. 3.12. 2010

Greenwood N.N., Earnshaw A,1993: Chemie prvků 1. díl, 1. vydání ISBN 80-85427-38-9

HANNIBAL L., 1982: Radiological significance of inhaled uranium and thorium ore dust. Health physics., vol. 41, no. 3.

Holzbecher Z., 1974:Analytická chemie, SNTL, Praha

Kužvart M.,1995: Dopady těžby a zpracování uranu na životní prostředí České republiky, studie, zpracovaná pro Greenpeace Česká republika

Monson, P.C., 1983: Radioactive air pollution from uranium mining: regulatory abdication in the face of scientific uncertainty. *Environmental law*, vol. 13, no.2,

MZE, 1995: Analýza využívání vybraných nerostných surovin v ČR z hlediska ochrany životního prostředí ( Materiál pro poslance Výboru pro veřejnou správu, regionální rozvoj a životní prostředí), Ministerstvo životního prostředí Praha

Quindós Poncela, L.S. et al., 2004: Population dose in the vicinity of old Spanish uranium mines. *The science of the total environment*, vol. 329, no.1-3, ISSN 0048-9697

Remy H.,1961: *Anorganická chemie 1. díl, 1. vydání*

Scritube, 2011 <http://www.scritube.com/limba/ceha-slovaca/Vlivy-radiace-na-lidsk-organis11120121315.php> cit. 12.2.2011

Schurgin, A.S., Hollocher, T. C., 1973: Lung cancer among uranium mine workers. *The nuclear fuel cycle-a survey of the health, environmental and national security effects of nuclear power*

Snelling, R., 1970 *N.Environmental survey of uranium mill tailings, Monument Valley, Arizona. Radiological health data and reports*, vol.11,no.10

SOP č. 10, 2010: Stanovení objemové aktivity dlouhodobých radionuklidů emitujících záření alfa uran-radiové řady v ovzduší, SD-LAB-11-01-10

SOP č.19, 2010: Stanovení prašného spadu, SD-LAB-11-01-19

SÚJB, 2008: „Postupy při výpočtu ozáření obyvatelstva přírodními radionuklidy uvolňovanými do životního prostředí a při posuzování zásahů v oblastech ovlivněných hornickou činností“

SÚJB, 2011, Přehled dosavadního vývoje jaderné havárie Japonsko

SÚRO,2011,Státní ústav radiální ochrany v.v.i., Praha,online: <http://www.suro.cz/cz/prirodnioz/voda>, cit. 10.3.2010)

Survival,2011, Ochrana člověka za mimořádných událostí, online, <http://www.komenskeho66.cz/materialy/ocmu/index.html>

Taniguchi,H., Vasudev,P., 1978: Radon and radon daughters due to natural uranium occurrences in a rural Ontario community. *Doe/University of Texas National Radiation and Environment 3<sup>rd</sup> International Symposium, Housto.*, vol.2,

TIRMARCHE, M. et al.,2004: [Uranium exposure and cancer risk : a review of epidemiological studies]. *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique*, vol. 52, no. 1, ISSN 0398-7620.

Tomášek J., Lundáková I.,Smetana J., 2007: Návrh řešení snížení radiální zátěže způsobené haldou č. 15, Mníšek pod Brdy

TOMÁŠEK, L. ; ŽÁRSKÁ, H.,2004: Lung cancer risk among Czech tin and uranium

miners – comparison of lifetime detriment. Neoplasma., vol. 51, no. 4, 0028-2685.

Viega,L. H. S. et al., 1998: Human health risk screening of radioactive and nonradioactive contaminants due to uranium industry operation. Journal of environmental radioactivity., vol. 39, no.1,ISSN 0265-931 X.

Vyhláška SÚJB č. 307/2002 Sb. O radiační ochraně

Vyhláška č. 76/1991 Sb. „ o požadavcích na omezování ozáření z radonu a dalších přírodních radionuklidů“

Vyhnanek R.,1991: Radioaktivní látky a ionizující záření v životním prostředí České republiky, MŽP Praha, MS

Výroční zpráva podniku Diamo s.p.za rok 2005

Výroční zpráva podniku Diamo s.p.za rok 2009

Výroční zpráva podniku Diamo s.p.za rok 2010

Wagner V., 2006: Přehled čísel týkajících se vlivu radiace na člověka , 5.5.2006, <http://www.blisty.cz/art/28269.html>

Valáček J., 2011: Radioaktivita, <http://www.radioaktivita.cz/jednotky.html>“, cit. 11.2.2011

XIE, Dong et al.,2008: Numerical modeling and experimental research on the radioactive exhaust gas from the ventilation outlet of the uranium mining well. Anquan yu huanjing xuebao (Journal of safety and environment)., vol. 8, no. 3, ISSN 1009-6094.

Zákon 86/2002 (zákon o ochraně ovzduší)

Zákon č. 17/1992 Sb. Zákon o životním prostředí)

Zákon č. 18/1997 Sb. o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon)

## 9 SEZNAM TABULEK

Tab.č.1 Vývoj koncentrace uranu v prašném spadu(průměrné hodnoty)

Tab.č.2 Vývoj koncentrace uranu v prašném spadu(průměrné hodnoty)

Tab.č.3 Porovnání výsledků oblasti Příbram a Mydlovary - rok 2005

Tab.č.4 Porovnání výsledků oblasti Příbram a Mydlovary - rok 2006

Tab.č.5 Porovnání výsledků oblasti Příbram a Mydlovary - rok 2007

Tab.č.6 Porovnání výsledků oblasti Příbram a Mydlovary - rok 2008

Tab.č.7 Porovnání výsledků oblasti Příbram a Mydlovary - rok 2009

Tab.č.8 Porovnání výsledků oblasti Příbram a Mydlovary - rok 2010

Tab.č.9 Vývoj celkové efektivní dávky jednotlivce z obyvatelstva v obcích v okolí  
o. z. SUL -oblast Příbram

Tab.č.10 Vývoj celkové efektivní dávky jednotlivce z obyvatelstva v obcích v okolí  
o. z. SUL -oblast Mydlovary

## 10 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. č. 1 Přehled odběrných míst v oblasti Příbram

Obr. č. 2 Přehled odběrných míst v oblasti Příbram

Obr. č. 3 Prostorové vymezení Příbramského uranového ložiska

Obr. č. 4 Vývoj OAR na výpustích do ovzduší-oblast Příbram(průměrné hodnoty)

Obr. č. 5 Vývoj EOAR-P za období 2005-2010-oblast Příbram(průměrné hodnoty)

Obr. č. 6 Vývoj OAR(okamžitá měření) za období 2005-2010-oblast Příbram  
(průměrné hodnoty)

Obr. č. 7 Vývoj  $A_{VAL}$  za období 2005-2010-oblast Příbram(průměrné hodnoty)

Obr. č. 8 Vývoj  $H_X(TLD)$  za období 2005-2010-oblast Příbram(průměrné hodnoty)

Obr. č. 9 Vývoj  $H_X$ (okamžitá měření) za období 2005-2010-oblast Příbram  
(průměrné hodnoty)

Obr. č. 10 Vývoj fotonového dávkového ekvivalentu  $H_X(TLD)$  resp.  $H_X$ - oblast  
Příbram

Obr. č. 11 Vývoj fotonového dávkového ekvivalentu  $H_X(TLD)$  resp.  $H_X$ -oblast  
Mydlovary

Obr. č. 12 Vývoj EOAR-P(ALGADE) resp. EOAR - oblast Příbram

Obr. č. 13 Vývoj EOAR-P(ALGADE) resp. EOAR - oblast Mydlovary

Obr. č. 14 Příspěvek jednotlivých expozičních cest k celkové efektivní dávce - oblast  
Příbram

Obr. č. 15 Příspěvek jednotlivých expozičních cest k celkové efektivní dávce - oblast  
Mydlovary

Obr. č. 16 Odval š.č.15

## 11 SEZNAM PŘÍLOH

1. Odběrná místa v oblasti Příbram
2. Odběrná místa v oblasti Mydlovary
3. Metodiky měření u skupiny ukazatelů vyhodnocovaných přímo v terénu
4. Metodiky měření u skupiny ukazatelů vyhodnocovaných v laboratoři
5. Vývoj výsledků měření OAR na výpustích do ovzduší za období 2005 - 2010 v oblasti Příbram
6. Vývoj výsledků měření EOAR-P,  $A_{VAL}$  a  $H_X$ (TLD) za období 2005 - 2010 v oblasti Příbram
7. Vývoj výsledků měření OAR za období 2005 - 2010 v oblasti Příbram
8. Vývoj výsledků měření  $H_X$ (okamžité měření) za období 2005 - 2010 v oblasti Příbram
9. Vývoj výsledků monitorování z oblasti Příbram a Mydlovary za období 2000 - 2004
10. Fotodokumentace – odběrové zařízení pro měření prашného spadu
11. Fotodokumentace – umístění zařízení ALGADE(měření EOAR,  $A_{VAL}$ ) na zabezpečeném objektu v obci Kamenná(oblak Příbram)
12. Fotodokumentace – umístění zařízení ALGADE(měření EOAR,  $A_{VAL}$ ) na zabezpečeném objektu v obci Brod B-1(oblak Příbram)
13. Fotodokumentace -areál na zpracování kameniva po částečně provedené sanaci území a zbývající část odvalu š.č.16
14. Záznam z měření OAR(24 hod. měření) na odběrném místě Brod B-1
15. Fotodokumentace – jeden z příkladů umístění TLD
16. Fotodokumentace – Odval š.č.11
17. Fotodokumentace – Odkaliště I-Bytíz
18. Fotodokumentace – Odval š.č.19
19. Fotodokumentace – Odval š.č.5 a 6