

Monitorování životního prostředí v okolí jaderné elektrárny Temelín pomocí bioindikátorů

Lenka Thinová*, Tomáš Čechák*, Jaroslav Kluson*, Tomáš Trojek*, *Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, ČVUT v Praze*

Změny v životním prostředí probíhají přirozeně a jsou součástí nebo výsledkem mnohonásobných cyklů vzájemného působení jednotlivých složek. Mohou být však také způsobeny lidskou činností. Bez důkladného zajištění dat nejsme schopni odhadnout dlouhodobé i krátkodobé působení člověka na životní prostředí. Jenom dlouhodobým sledováním můžeme získat podrobnou znalost o jeho stavu a kontrolovat lidskou činnost. Současná úroveň vědy umožňuje kvalitní sledování parametrů životního prostředí od mikrosvětla po makrosvět. Nemalou úlohu ve vyhodnocování dat hraje statistika. Často není možné sledovat dané ukazatele v čase nepřetržitě, použijeme tedy interpolaci a extrapolaci dat.

Monitorování depozice radionuklidů v životním prostředí se často provádí pomocí bioindikátorů. Při biomonitorování se využívá ekologického principu, kdy změna kvality prostředí se projeví změnou kvality bioindikátoru. Biologickým indikátorem může být celý živý organismus, jeho části, jeho neživé části (kůra stromů, opadané listy) nebo přeměněná organická hmota.

Při sledování změn kvality složek životního prostředí se používané biomonitorovací techniky dělí následujícím způsobem:

- podle reakce bioindikátoru k faktoru prostředí
citlivé (sensitivní) bioindikátory, odolné kumulativní bioindikátory
- podle ovlivňování faktoru prostředí bioindikátorem
aktivní bioindikátory, pasivní bioindikátory
- podle přímého nebo zprostředkovaného vlivu na životní prostředí
primární biomonitor, sekundární biomonitor
- podle stupně standardizace expozice bioindikátorů
pasivní biomonitoring, aktivní biomonitoring

Chceme-li např. sledovat vliv jaderné elektrárny na životní prostředí, resp. nárůst radioaktivity v okolí elektrárny vlivem jejího provozu, je nezbytné vycházet z nulového stavu a zvolený bioindikátor(y) sledovat již před spuštěním elektrárny. Porovnání výsledků z následujících let by pak mělo ukázat, zda provoz jaderné elektrárny nevede k významnému zvýšení obsahu umělých radionuklidů v námi sledované části životního prostředí. Dále vybereme takový bioindikátor, u kterého je možné prokázat právě roční přírůstek. Kritériem při výběru může být ingesce bioindikátoru, neboť jeho proměření je možné stanovit případné vnitřní ozáření obyvatelstva.

K monitorování okolí Jaderné elektrárny Temelín (dále JETE) byly vybrány tyto bioindikátory: lesní humus, borová kůra, mech (Trávník Schreberův), hřib hnědý a lesní plody (borůvky, maliny, ostružiny). Odběr vzorků se provádí dvakrát ročně, u sezónních vzorků v době jejich vegetačního maxima [1]. Monitorované území obsahuje 29 odběrových míst situovaných na 8 profilech paprskovitě se rozbíhajících z místa JETE do vzdálenosti 20 km (měřicí body jsou vzdáleny 2 km, 5 km, 10 km a 20 km od elektrárny, vzdálenost 20 km je považována za srovnávací). Každoročně je odebráno kolem 220 vzorků.

Při prokazování významného úniku radionuklidů do životního prostředí uvažujeme dva modelové příklady. **Za prvé** je to možnost výrazného jednorázového úniku radionuklidů, ke kterému by mohl dojít při nehodě v jaderné elektrárně. Takováto událost by se při námi prováděných měřeních projevila zvýšením aktivit štěpných a aktivačních produktů v odebíraných vzorcích, kromě ^{137}Cs by se ve vzorcích objevily také radionuklidy s kratším poločasem přeměny

* thinova@fjfi.cvut.cz, cechak@fjfi.cvut.cz, kluson@fjfi.cvut.cz, trojek@fjfi.cvut.cz

(z ekologicky významných například ^{131}J , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{144}Ce , resp. ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{95}Zr). **Druhým** uvažovaným případem je kontinuální únik během běžného provozu, který by mohl vést k postupnému růstu aktivity radionuklidů v jednotlivých složkách životního prostředí, což by zvýšilo jejich obsah také v námi odebíraných vzorcích. Nárůst aktivity by se týkal radionuklidů vznikajících při jaderných reakcích v jaderném reaktoru, tj. hlavně aktivačních produktů.

Ke stanovení přítomnosti radionuklidů a jejich měrné aktivity ve vzorcích byla zvolena metoda gama-spektrometrie. Gama-spektrometrická analýza umožňuje stanovit přítomnost celé řady přirozených a umělých radionuklidů, emitujících záření gama ve vzorcích, s velmi dobrou citlivostí. Je to nedestruktivní metoda, vyžadující poměrně jednoduchou přípravu vzorků (vysušení, slisování, pomletí atd.). Je založena na úměrnosti mezi plochou píku stanoveného radionuklidu v měřeném spektru a jeho měrnou aktivitou. Pro ideální případ aktivity A bodového zdroje platí:

$$A = \frac{P_E}{t \cdot Y_E \cdot \eta},$$

kde P_E je plocha píku, t je doba měření, Y_E je výtěžek fotonů o energii E , η je účinnost detektoru [2].

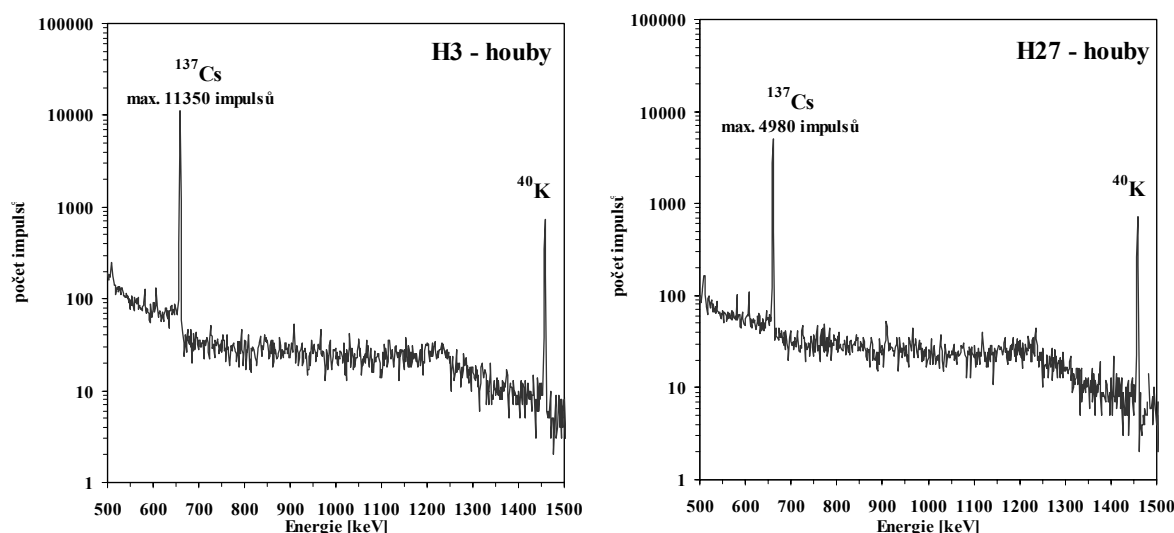
K detekci záření gama pro stanovení měrné aktivity radionuklidů se dnes používají výhradně polovodičové detektory. Pro měření byl použit koaxiální HPGE detektor se vzorky v geometrii tzv. Marinelliho nádoby. V této geometrii je měřený materiál uzavřen v Marinelliho nádobě o objemu 0,5 l, která obklopuje detektor. Tím je zajištěna maximální geometrická účinnost. Pro stanovení závislosti detekční účinnosti pro jednotlivé energie záření gama se využívá radionuklid ^{152}Eu nebo směs několika radionuklidů. Elektronický řetězec umožňující zpracovat impulsy z detektoru se skládá z předzesilovače s chlazeným FET tranzistorem, lineárního spektroskopického zesilovače, mnohokanálového analyzátoru, počítače na záznam a zpracování naměřených spekter a napájecích obvodů. Jednotlivé díly laboratorních spektrometrů se v současné době dodávají i jako karty do počítače, což zvyšuje kompaktnost celého systému.

Zvláštní pozornost při měření nízkých měrných aktivit je třeba věnovat stínění detektoru. Je nutno maximálně odstínit jednak kosmické záření, jednak záření z konstrukčních materiálů a stěn laboratoře. Ke stínění se používají materiály s co nejvyšším protonovým číslem, důležitá je i izotopová čistota stínících materiálů. Z těchto důvodů se někdy používá místo olova, obsahujícího ^{210}Pb a jeho dceřiný produkt ^{210}Bi , železo. I to však může být znečištěno některými umělými radionuklidy, například ^{60}Co nebo ^{137}Cs . Použití starých materiálů, např. železa z pancéřování bitevních lodí z 1. světové války, je samozřejmě extrémně drahé. Olověné stínění je vhodné vyložit materiálem, který by absorboval charakteristické záření vybuzené ve vnitřních stěnách stínění kosmickým zářením nebo zářením radionuklidů obsažených v měřeném vzorku. K tomuto účelu se používá kadmia a mědi.

Pro stanovení měrné aktivity měřených radionuklidů je velmi důležité i zpracování získaných spekter. Je nutné identifikovat píky ve spektru, rozdělit multiplety, odečíst pozadí, přiřadit nalezené píky jednotlivým radionuklidům a vypočítat čistou plochu píku. V současné době se používá několik komerčních programů dodávaných často spolu se spektrometrickým systémem.



Obr. 1 Měřicí sestava – vkládání vzorku do stínění



Obr. 2 Energetická spektra gama záření dvou vzorků sušených hub s různými měrnými aktivitami ^{137}Cs

Zpracováním naměřených spekter roční sady vzorků získáme hodnoty měrných aktivit ^{137}Cs v $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Výskyt ^{137}Cs lze spojit s testy jaderných zbraní prováděnými v atmosféře v 50. letech a s havárií jaderné elektrárny Černobyl v roce 1986. Ačkoliv k těmto událostem došlo dávno, ^{137}Cs se v důsledku dlouhého poločasu přeměny (30 let) zachovalo v místech, kde došlo k jeho spadu, do dnešní doby. Ostatní prokázané radionuklidy jsou přírodního původu a jejich přítomnost nesouvisí s lidskou činností.

Zda došlo k významnému zvýšení měrné aktivity, resp. aktivit v jednotlivých bodech sledovaného území, posuzujeme pomocí trendové analýzy [3]. Budeme-li se snažit prokázat významný kontinuální únik radionuklidů, budeme předpokládat, že tento únik je co do velikosti časově neměnný a povede k růstu aktivity přímo úměrnému době provozu elektrárny. V takovém případě budou aktivity ^{137}Cs daných vzorků, odebraných na jednom místě v různých letech, proloženy přímkou. K prokázání nárůstu aktivity musí nabývat směrnice přímky dostatečné hodnoty vzhledem k nejistotě stanovení této hodnoty. Nejistota směrnice přímky, stejně tak jako nejistoty samotných aktivit, mohou být poměrně značné, neboť se jedná o vzorky životního prostředí, jejichž vlastnosti mohou výrazně záviset například na místě, době a způsobu odběru. Ačkoliv byla odběrům vzorků věnována značná pozornost, zdroje nejistot se nedají nikdy zcela odstranit, neboť se jedná o přírodní materiál, měnící některé své vlastnosti spolu s vývojem celého biotopu, v našem případě lesních kultur. Nejistoty stanovení aktivity vzorků metodou spektrometrie gama jsou vůči nejistotám odběru a přípravy vzorků zanedbatelné.

Hodnoty aktivit z různých let jsou proloženy přímkou metodou nejmenších čtverců:

$$A_m = a_0 + a_1 \cdot t. \quad (1)$$

Vzorec (1) popisuje lineární nárůst, resp. pokles hmotnostní aktivity A_m u vybraného druhu vzorku a dané lokality v závislosti na čase (t). Jelikož odběry vzorků se provádějí ročně, čas t bude udán rokem odběru. Nárůst hmotnostní aktivity za jeden rok vyjadřuje konstanta a_1 .

Jelikož směrnice přímky a_1 je náhodnou veličinou, neboť byla vypočtena z naměřených aktivit, nárůst aktivity vyjádřený touto směrnicí se bude lišit od skutečné hodnoty nárůstu aktivity, která je neznámá. Nárůst aktivity lze proto vyjádřit pouze pomocí konstanty a_1 a její nejistoty s_{a_1} vypočtené z porovnání naměřených aktivit a prokladu těchto hodnot přímkou.

Čím více se liší naměřené body od přímky, tím větší bude hodnota nejistoty s_{a_1} . Směrnici přímky a_1 a její nejistotu lze vypočítat z naměřených aktivit na základě teorie trendové analýzy.

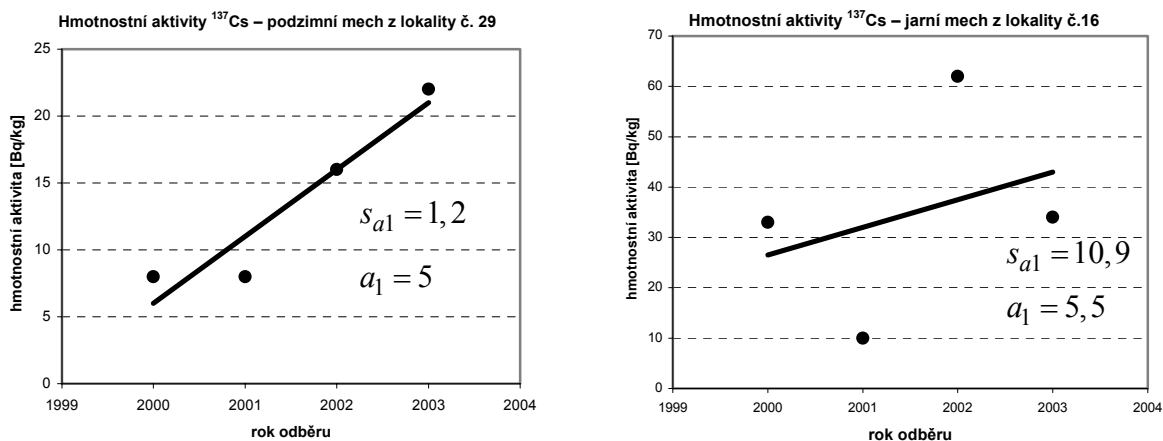
$$a_1 = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^n t_i \cdot A_i - \left(\sum_{i=1}^n t_i \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n A_i \right)}{n \cdot \sum_{i=1}^n t_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n t_i \right)^2} \quad (2)$$

$$s^2 = \frac{1}{n \cdot (n-2)} \cdot \left\{ n \cdot \sum_{i=1}^n A_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n A_i \right)^2 \cdot \frac{\left[n \cdot \sum_{i=1}^n t_i \cdot A_i - \left(\sum_{i=1}^n t_i \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n A_i \right) \right]^2}{n \cdot \sum_{i=1}^n t_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n t_i \right)^2} \right\} \quad (3)$$

$$s_{a_1} = \sqrt{\frac{n \cdot s^2}{n \cdot \sum_{i=1}^n t_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n t_i \right)^2}} \quad (4)$$

Ve vzorcích (2), (3) a (4) vyjadřuje n počet měření, t_i je rok odběru vzorku a A_i je jeho hmotnostní aktivita.

K prokázání růstu musí být hodnota směrnice přímky dostatečně velká vůči její nejistotě. Velikost nejistoty směrnice charakterizuje, jak blízko prochází přímka od prokládaných naměřených hodnot. Pokud jsou vzdálenosti velké, je velká i nejistota, přímka nevhodně popisuje naměřené aktivity, a proto i prokazování růstu aktivity je obtížnější. Jako příklad mohou posloužit výsledky analýzy mečů zobrazené na obrázcích (3) a (4). Jak je z obrázků patrné, roční



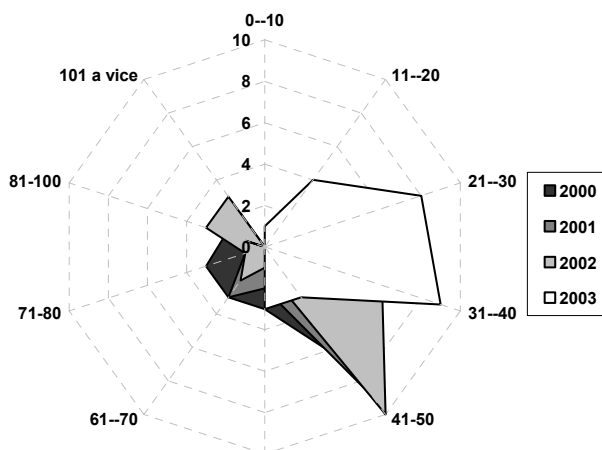
Obr. 3 a 4 Hmotnostní aktivity ^{137}Cs mechu ze dvou různých lokalit

nárůst hmotnostních aktivit je v obou případech přibližně stejný (konkrétně $5 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ u podzimního mechu z lokality č. 29 a $5,5 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ u jarního mechu z lokality č. 16). Ačkoliv jsou roční nárůsty aktivit v obou případech přibližně stejné, u jarního mechu z místa 16 je nárůst jen těžko prokazatelný na rozdíl od podzimního mechu z lokality č. 29. Nejistota směrnice přímky (s_{a_1}) tuto skutečnost dobře vystihuje.

Z matematického hlediska se jedná o testování statistických hypotéz. Náš test bude postaven na hypotéze, že hmotnostní aktivita ^{137}Cs je konstantní (směrnice přímky je rovna 0). Tato hypotéza se bude testovat s alternativní hypotézou předpokládající nárůst aktivity (směrnice přímky je větší než 0). Základem pro přijetí nebo zamítnutí hypotézy bude poměr hodnoty směrnice prokládané přímky a její nejistoty. Podle teorie distribučních funkcí podléhá směrnice přímky a_1 normálnímu rozdělení, s_{a_1} má rozdělení χ^2 a jejich poměr je popsán Studentovým rozdělením. Použijí-li se 4 naměřené hodnoty hmotnostních aktivit, bude se konkrétně jednat o Studentovo rozdělení se 2 stupni volnosti. Aby nebyla hypotéza o nulovém nárůstu hmotnostních aktivit statistickým testem pro zvolený interval spolehlivosti zamítnuta, nesmí poměr směrnice přímky a jejího nejistoty překročit příslušnou hodnotu Studentova rozdělení. Konkrétně pro Studentovo rozdělení o dvou stupních volnosti a 95% interval spolehlivosti musí pro nezamítnutí hypotézy platit:

$$\frac{a_1}{s_{a_1}} \leq 2,9. \quad (5)$$

Jak bylo zjištěno, měrné aktivity ^{137}Cs ve vzorcích mohou být také ovlivněny extrémními změnami klimatu. Z obr. 5 (četnostní graf) je zřejmý pokles měřených hodnot v roce 2003, který byl extrémně suchý.

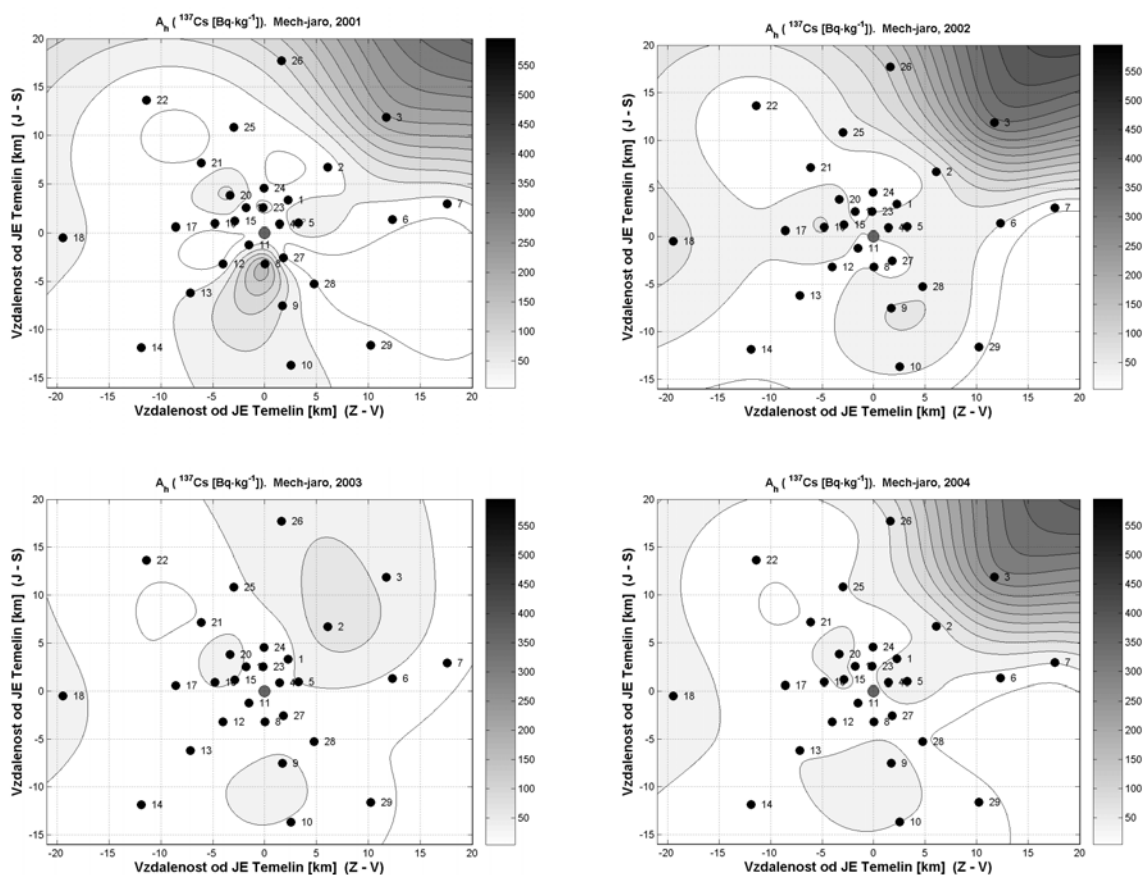


Obr. 5 Četnosti měrných aktivit ^{137}Cs ve vzorcích kůry z roku 2003, jarní odběr

Naměřené hodnoty měrných aktivit ^{137}Cs je možné použít např. pro konstrukci map izolinií, které také poměrně přehledně umožňují sledovat vývoj obsahů ^{137}Cs v jednotlivých letech ve všech typech vzorků. Ukázka takových map následuje jako obr. 6 (také zde se projevilo extrémní sucho v roce 2003).

Kromě odběru vzorků probíhá v okolí JETE také gama-spektrometrické měření in situ. Cílem měření je stanovit dozimetrické a spektrometrické charakteristiky fotonových polí (tj. stanovení referenčního pozadí) v 15 vybraných bodech sítě referenčních bodů zvolených v okolí JETE pro biomonitoring a monitorování vlivů provozu JETE na životní prostředí. První série měření byla provedena ve dnech 11.–12. 7. 2000 v rámci předprovozního monitorování, další následuje vždy po dvou letech, dosud proběhlo v letech 2002 a 2004. Byly zvoleny dvě metodiky a provedeny odpovídající dva typy měření:

- stanovení příkonu kermy ve vzduchu (přímým měřením a výpočtem ze spektrometrických dat),
- měření fotonových spekter scintilačním spektrometrem.



Obr. 6 Jedna z aplikací laboratorní spektrometrie gama: měrné aktivity ^{137}Cs v $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Trávník Schreberův, podzemní odběry v letech 2001, 2002, 2003, 2004)

Všechna měření byla provedena v referenční výšce 1 metr nad povrchem terénu. Tato metodika umožňuje citlivě identifikovat jednotlivé kontaminanty a jejich příspěvky/zastoupení (resp. změny těchto příspěvků/zastoupení), a to i v rámci běžných fluktuací normálního přírodního pozadí.

Naměřená spektra představují charakteristická spektra přírodního pozadí. Ve vypočtených energetických distribucích příkonu kerry ve vzduchu nelze identifikovat (s výjimkou již diskutovaného ^{137}Cs) významnější příspěvek žádného umělého radionuklidu.

LITERATURA:

- [1] Suchara I., Sucharová J.: *Výzkumná zpráva „Biomonitoring atmosférické depozice radionuklidů pomocí analýzy mechu, humusu a borové kůry*. VÚOZ Praha 1999.
- [2] Gilmore G., Hemingway J.: *Practical Gamma ray Spektrometry*. John Wiley and Sons, Chichester 1995.
- [3] Čechák T., Gerndt J., Klusoň J., Thinová L., Trojek T.: *Biomonitoring atmosférické depozice radionuklidů v okolí Jaderné elektrárny Temelín v roce 2003*. Závěrečná zpráva ČVUT, Praha 2003.