

Umělé radionuklidy v hydrosféře – reziduální kontaminace a vliv Jaderné elektrárny Temelín

EDUARD HANSLÍK, DIANA MAREŠOVÁ, EVA JURANOVÁ, BARBORA SEDLÁŘOVÁ

Klíčová slova: tritium – stroncium 90 – cesium 137 – efektivní poločas – ekologický poločas – povrchová voda – sedimenty

SOUHRN

Příspěvek prezentuje výsledky dlouhodobého studia výskytu a chování radioizotopů ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs ve vodním prostředí v širším okolí Jaderné elektrárny Temelín, které je prováděno ve VÚV TGM, v.v.i. Jsou zahrnuty výsledky projektů z let 1990–2014. Sledování bylo prováděno v povrchové vodě, říčních dnových sedimentech, vodních rostlinách a rybách. Hlavním cílem příspěvku je komplexně představit poznatky o výskytu a chování ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs pocházejících především z reziduální kontaminace po testech jaderných zbraní a havárii v Černobylu v minulém století, aby bylo možné reálně posoudit vlivy Jaderné elektrárny Temelín na hydrosféru v těchto ukazatelích za standardního provozu i v případě havarijních situací. Byly hodnoceny jejich časoprostorové změny ve sledovaných složkách hydrosféry a bilanční toky zejména s ohledem na vodní nádrž Orlik. V případě ^3H byl pozorován velmi pomalý pokles koncentrace na neovlivněných profilech. Na profilech pod Jadernou elektrárnou Temelín byly zaznamenány významně vyšší koncentrace ^3H , a tedy zřejmý vliv elektrárny. V případě ^{90}Sr a ^{137}Cs byl pozorován pokles koncentrací ve všech sledovaných složkách, pro který byly vypočteny charakteristické efektivní a ekologické poločasy.

ÚVOD

V příspěvku jsou prezentovány výsledky dlouhodobého studia výskytu a chování vybraných radionuklidů ve vodním prostředí v širším okolí Jaderné elektrárny Temelín (dále jen JE Temelín), které je prováděno ve VÚV TGM, v.v.i. (dále jen VÚV TGM).

V souvislosti s výstavbou a provozem JE Temelín byla uskutečněna řada projektů zabývajících se možnými vlivy provozu elektrárny na životní prostředí. Byla získána více jak dvacetiletá řada výsledků.

Výstavba JE Temelín byla schválena již v roce 1980, vlastní realizace byla zahájena v roce 1987. Z původně plánovaných čtyř bloků byly postaveny dva. Jedná se o heterogenní, tlakovodní reaktory VVER 1000, typ V 320. Palivo do prvního reaktoru bylo zavezeno ke konci roku 2000 a následně byla spuštěna štěpná reakce. Vlastní zkušební provoz byl zahájen v červnu 2002. Původně byl instalovaný výkon $2 \times 1\,000\text{ MW}_e$. Postupným navyšováním bylo v roce 2014 dosaženo výkonu $1\,078 + 1\,055\text{ MW}_e$ [1]. V současnosti je plánována dostavba 3. a 4. bloku [2].

Provoz jaderné elektrárny je doprovázen vypouštěním odpadních vod, které kromě jiného obsahují i radioaktivní látky. Jedná se o směs radionuklidů, z nichž vzhledem k množství vypuštěné aktivity je nejvýznamnější tritium. Dále se jedná o celou řadu radioizotopů, které elektrárna získává již z odebírané surové vody, a pouze minoritní podíl (za standardního provozu) radioaktivních látek

pochází z vlastního provozu elektrárny. Mezi nejvýznamnější potenciálně přítomné izotopy v odpadních vodách patří, kromě tritia, stroncium 90 a cesium 137. Přestože se s výjimkou tritia jedná o izotopy umělé, vyskytovaly se v měřitelných koncentracích v životním prostředí, tedy i v okolí JE Temelín ještě před jejím spuštěním. Důvodem je přetrvávající znečištění po testech jaderných zbraní v padesátých a šedesátých letech dvacátého století a po jaderné havárii v Černobylu v roce 1986. Tritium je radionuklid, který vzniká nepřetržitě i přirozenými procesy, a to jadernými reakcemi vyvolanými kosmickým zářením v horních vrstvách atmosféry.

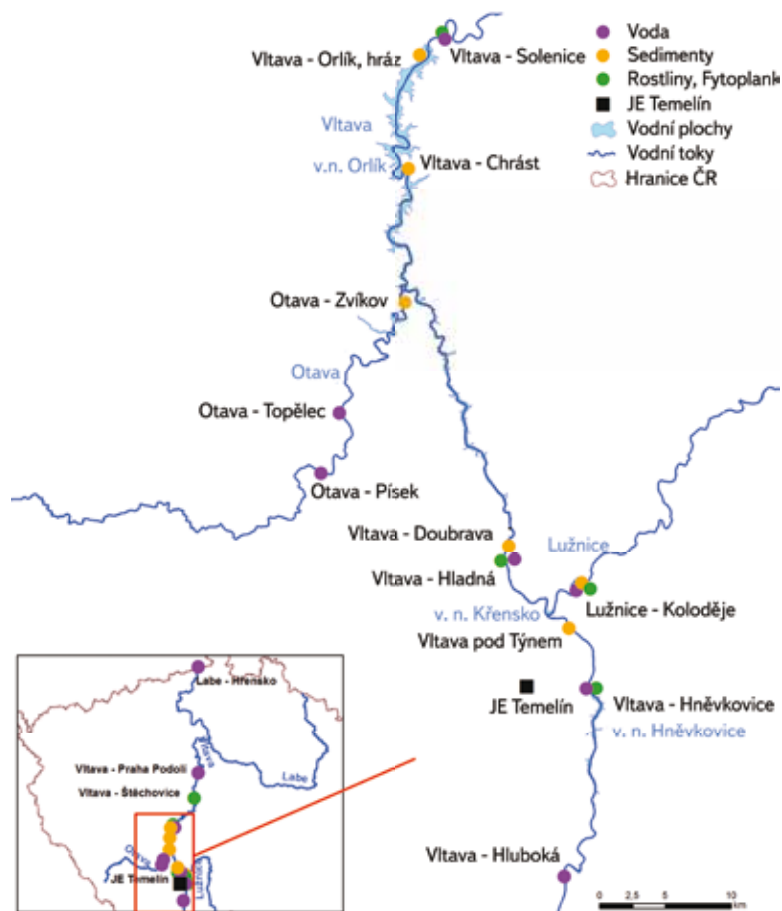
Tritiu (^3H), s poločasem rozpadu 12,32 r [3], je v souvislosti s provozem jaderných elektráren věnována velká pozornost zejména proto, že jeho aktivity vypuštěné do prostředí mnohonásobně překračují vypouštěné aktivity ostatních radionuklidů. Stroncium 90 (^{90}Sr) a cesium 137 (^{137}Cs) jsou radioekologicky významné radionuklidy, které vzhledem k dlouhému poločasu rozpadu (28,8, resp. 30,2 let [4]) přetrvávají v prostředí řadu let. Doposud byla hlavní pozornost věnována výskytu cezia, především z „technických“ důvodů. Izotop ^{137}Cs je gamaspektrometricky stanovitelný radionuklid, podmínkou jeho stanovení je instrumentální vybavení. V případě ^{90}Sr je situace jiná. Jedná se o beta zářič, pro jehož stanovení není třeba náročné instrumentální vybavení, ale jeho stanovení je radiochemicky, časově a tedy i finančně náročné. I to je důvod, proč jsou dosavadní poznatky o jeho výskytu v prostředí oproti jiným radionuklidům značně omezené, a to nejen v České republice, ale i v Evropě, resp. ve světě [5].

Hlavním cílem příspěvku je prezentovat komplexní zpracování poznatků o výskytu a chování těchto radionuklidů pocházejících především z reziduální kontaminace, aby bylo možné reálně posoudit vlivy JE Temelín na hydrosféru v těchto ukazatelích za standardního provozu i v případě havarijních situací (nejen na území České republiky), zejména s ohledem na uvažované navýšení výkonu. Zpracování výsledků sledování navazuje na předchozí publikace řešitelského týmu [6–11].

METODIKA

Radioizotopy ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs byly stanovovány v povrchové vodě ve veškerých látkách, dále ^{90}Sr a ^{137}Cs v sedimentech a doplňkově v rybách a vodních rostlinách. V sedimentech bylo v úvodu sledování stanoveno i ^{134}Cs . Rozmístění odběrových profilů je zobrazeno na obr. 1.

Sledování povrchových vod bylo zahájeno v roce 1990 na profilech Vltava-Hněvkovice, Lužnice-Koloděje, Otava-Písek (profily v budoucnu neovlivněné výpustmi odpadních vod z JE Temelín, dále označované pouze jako neovlivněné profily) a Vltava-Solenice (profil v budoucnu ovlivněný výpustmi JE Temelín). Od roku 1996 bylo sledování rozšířeno o profil Vltava-Hladná,



Obr. 1. Mapa odběrových profilů
Fig. 1. Map of the sampling sites

profil cca 4 km pod zaústěním odpadních vod. Vzorky byly odebírány čtvrtletně. V příspěvku jsou dále zpracovány i výsledky sledování ^3H na profilech ČHMÚ, resp. státními podniky Povodí Vltavy a Labe, Vltava-Hluboká (neovlivněný profil), Vltava-Solenice, Vltava-Praha Podolí a Labe-Hřensko (ovlivněné profily), které byly odebírány s četností 12x za rok [12].

Vzorky byly odebírány podle norem [13–16]. Vzorky povrchových vod byly odebírány v množství 0,25 l (^3H), 50 l (^{137}Cs a ^{90}Sr) a 1 l (nerozpuštěné látky). Vzorky na stanovení ^3H byly konzervovány chlazením. Velkoobjemové vzorky byly konzervovány kyselinou dusičnou na $\text{pH} < 2$. Ke vzorku byl přidán směsný nosič. Vzorky byly odpařovány pod bodem varu do sucha, následně byly sušeny při 105°C a žíhány při 350°C . Vyžíhaný odpárek byl uzavřen do příslušné měřicí nádoby. Stanovení ^{137}Cs , ^{90}Sr tedy postihuje veškeré látky.

Dnové sedimenty byly vzorkovány od roku 1990, a to jedenkrát ročně v profilech Vltava pod Týnem, Lužnice-Koloděje, Otava-Zvíkov (neovlivněné profily) a Vltava-Doubrava, Chrást a u hráze VN Orlík (ovlivněné profily). Byla odebírána vrstva 0–10 cm sedimentu.

Odběry ryb zajišťovali pracovníci Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického, s. p., Vodňany a Povodí Vltavy, případně i VÚV TGM. Do zpracování byly zahrnuty i vzorky z archivu PŘF UK odebrané v letech 1986–1990. Vlastní sledování bylo uskutečněno v letech 1994 a 1995 a od roku 1998 každoročně.

Vodní rostliny byly odebírány z profilů Vltava-Hněvkovice, Lužnice-Koloděje (neovlivněné profily) a Vltava-Hladná, Solenice a Štěchovice (ovlivněné profily) jedenkrát ročně v letech 1996–2005. Byly zvoleny následující skupiny rostlin: příbřežní, vodní mechy, řasy, ostatní ponořené. Od roku 2006 jsou sledovány pouze příbřežní rostliny, resp. rákosy *Glyceria maxima* a *Phalaris arundinacea*.

Bylo stanovováno ^{137}Cs a v některých letech ve vzorcích rákosů i ^{90}Sr .

Pevné vzorky byly odebírány do PE nádob, popř. sáčků. V laboratoři byly sušeny při 105°C . Sedimenty byly po vysušení přesívány. Pro měření byla použita frakce menší než 2 mm. Ryby byly vyvrženy, zváženy, rozmělněny, vysušeny a následně rozdrceny a uzavřeny do měřicí nádoby. Měření se uskutečnilo v sušině a zpětně byla hmotnostní aktivita přepočítána na čerstvou hmotnost. Vzorky rostlin byly po vysušení nastříhány a uzavřeny do měřicí nádoby. Stanovení objemové aktivity tritia bylo uskutečněno podle ČSN ISO 9698 [17]. Pro stanovení byly použity nízkopozadové kapalinové scintilační spektrometry Quantulus 1220 od firmy WALLAC a TriCarb 3170/TRSL od firmy Canberra Packard. Od roku 2010 byly vzorky z neovlivněného profilu Vltava-Hluboká elektrolyticky nabohaceny. Podmínky měření ovlivněných vzorků byly nastaveny tak, aby nejmenší detekovatelná aktivita c_{ND} byla $2,1 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$, v případě neovlivněných vzorků $1,1 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$, pro elektrolyticky nabohacené vzorky byla c_{ND} $0,08 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$.

Ve velkoobjemových vzorcích vod po předúpravě a v pevných matrikách (sedimentech, rybách a rostlinách) bylo nejdříve gamaspektrometricky stanoveno ^{137}Cs (podle ČSN ISO 10 703 [18]) a následně bylo analyzováno ^{90}Sr . Pro stanovení ^{137}Cs byla použita gamaspektrometrická trasa s polovodičovým germaniovým detektorem REGe fy Canberra Packard. Nejmenší detekovatelná objemová (c_{ND}), resp. hmotnostní (a_{ND}) aktivita na hladině významnosti $\alpha = \beta = 0,05$ byla v závislosti na době měření a množství zpracovaného vzorku $0,5 \text{ mBq}\cdot\text{l}^{-1}$ (povrchová voda ve formě odparku), $0,5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (sedimenty), $0,1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ryby) a $1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rostliny). Stanovení ^{90}Sr bylo provedeno štavelanovou srážecí metodou podle [19]. Principem metody je oddělení stroncia spolusrážením se štavelanem vápenatým. Po přečištění možných radiochemických nečistot se nechá ustanovit rovnováha s dceřiným produktem ^{90}Y . Yttrium je následně odděleno jako štavelan ytřitý a proměřeno na proporcionálním detektoru. Pro stanovení byl použit proporcionální detektor fy TESLA s vyhodnocovací jednotkou MC 2256.

Pro hodnocení vývoje koncentrací radionuklidů v čase byla použita regresní analýza. Podle rovnice:

$$\ln c_t = -\lambda_{\text{ef}} \cdot t + c_0 \quad (1)$$

kde c_t je objemová aktivita radionuklidu v čase t ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$),
 λ_{ef} efektivní (pozorována) konstanta ubývání radionuklidu, získaná jako směrnice přímky poklesu (r^2),
 t čas (r),
 c_0 objemová aktivita radionuklidu v čase $t = 0$ ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$).

V případě pevných matic (sedimenty, ryby, vodní rostliny) je objemová aktivita radionuklidu nahrazena jeho hmotnostní aktivitou a ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Statistická významnost regresní křivky byla ověřena pomocí Pearsonova koeficientu.

Následně byl vypočten efektivní (T_{ef}) a ekologický (T_{ekol}) poločas ubývání radionuklidu podle [20]:

$$T_{\text{ef}} = \frac{\ln 2}{\lambda_{\text{ef}}} \quad (2)$$

$$\frac{1}{T_{\text{ef}}} = \frac{1}{T_{\text{ekol}}} + \frac{1}{T} \quad (3)$$

kde T je fyzikální poločas.

Roční bilance aktivity radionuklidu v profilu (B_j) byla vypočtena podle:

$$B_j [Bq \cdot r^{-1}] = \bar{c}_j \cdot Q_j \cdot t \quad (4)$$

kde \bar{c}_j je roční průměrná objemová aktivita radionuklidu v profilu v roce j ($Bq \cdot m^{-3}$),

Q_j roční průměrný průtok v profilu v roce j ($m^3 \cdot s^{-1}$),

t doba trvání 1 roku ($s \cdot r^{-1}$).

Roční záchyt aktivity radionuklidu ve VN Orlík (Z_j) byl vypočten podle:

$$Z_j \left[\frac{Bq}{r} \right] = \sum_{p=1}^p B_{p,j} + B_{m,j} - B_{o,j} \quad (5)$$

kde $B_{p,j}$ je roční bilance aktivity radionuklidu v přítocích VN Orlík p (Vltava-Hněvkovice, Lužnice-Koloděje, Otava-Písek) v roce j ($Bq \cdot r^{-1}$) vypočtená podle (4),

$B_{o,j}$ roční bilance aktivity radionuklidu v odtoku z VN Orlík (Vltava-Solenice) v roce j ($Bq \cdot r^{-1}$) vypočtená podle (4).

$B_{m,j}$ roční bilance aktivity radionuklidu v přítoku VN Orlík z mezipovodí v roce j ($Bq \cdot r^{-1}$) vypočtená podle:

$$B_{m,j} [Bq] = \bar{c}_{m,j} \cdot Q_{m,j} \cdot t \quad (6)$$

kde $\bar{c}_{m,j}$ je vážený roční průměr objemové aktivity radionuklidů \bar{c}_j přítoků Vltava-Hněvkovice, Lužnice-Koloděje, Otava-Písek v roce j ($Bq \cdot m^{-3}$),

$Q_{m,j}$ roční průměrný průtok z mezipovodí ($m^3 \cdot s^{-1}$),

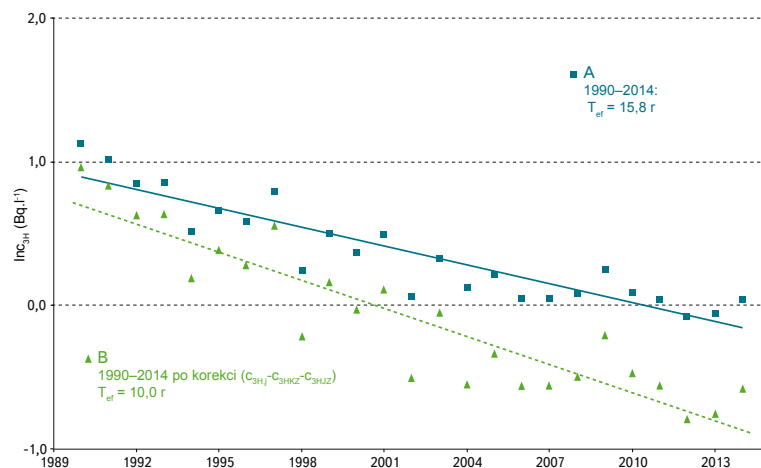
t doba trvání 1 roku ($s \cdot r^{-1}$).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Povrchové vody

Byly sledovány koncentrace 3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs v povrchových vodách ve veškerých látkách a jejich vývoj v čase na příkladu hlavních přítoků a odtoku VN Orlík. Byl zaznamenán významný rozdíl ve vývoji koncentrace 3H na neovlivněných a ovlivněných profilech.

Roční průměrná objemová aktivita tritia na neovlivněných profilech na začátku hodnoceného období (1990) byla $3,1 Bq \cdot l^{-1}$ a v závěru hodnoceného období (2014) $1,0 Bq \cdot l^{-1}$. Z vývoje naměřených ročních průměrných objemových aktivit tritia na neovlivněných profilech za sledované období 1990–2014 byl (podle rovnice 1 a 2) vypočten efektivní poločas (T_{ef}) $15,8 r$ (obr. 2). Zjištěný trend poklesu byl statisticky významný, ale vypočtený efektivní poločas je delší než fyzikální poločas ($12,32 r$). Důvodem je, že na relativně nízkých objemových aktivitách tritia se podílí významnou měrou další složky – příspěvek tvořený kosmickým zářením (tritium přírodního původu) a příspěvek z jaderných zařízení ve světě, výpočtově uvažovaná pro hodnocené období také jako konstantní. Z těchto důvodů byly roční průměrné objemové aktivity tritia c_{3HPj} korigovány o přirozenou složku vznikající kosmickým zářením c_{3HKZ} a o odhad příspěvku z jaderných zařízení ve světě c_{3HJZ} . Byl použit odhad pro obě tyto složky $0,48 Bq \cdot l^{-1}$ [21]. Po korekci byl vypočtený efektivní poločas $10,0 r$ (obr. 2), tedy kratší než u vývoje nekorigovaných objemových aktivit tritia. Složka tritiové kontaminace bude



Obr. 2. Vývoj ročních průměrných objemových aktivit tritia v povrchových vodách neovlivněných výpustmi odpadních vod z JE Temelín (A) a ročních průměrných aktivit opravených o přirozenou složku a odhad příspěvku jaderných zařízení ve světě za období 1990–2014

Fig. 2. Annual average tritium concentrations in surface water unaffected by waste water discharges from the Temelín plant in the period of 1990–2014, without (A) and after correction (B) by subtracting the natural component and the activity originating from the atmospheric transfer from nuclear facilities worldwide

i nadále ubývat a lze předpokládat, že hodnota efektivního poločasu ubývání dále poroste. Po rozpadu tritia z testů jaderných zbraní zůstane konstantní složka odpovídající jeho tvorbě kosmickým zářením a mírně vzrůstající složka odpovídající atmosférickému přenosu tritia z plynných a kapalných výpustí z jaderných zařízení na našem území a v zahraničí, pokud bude docházet k očekávanému rozvoji jaderné energetiky.

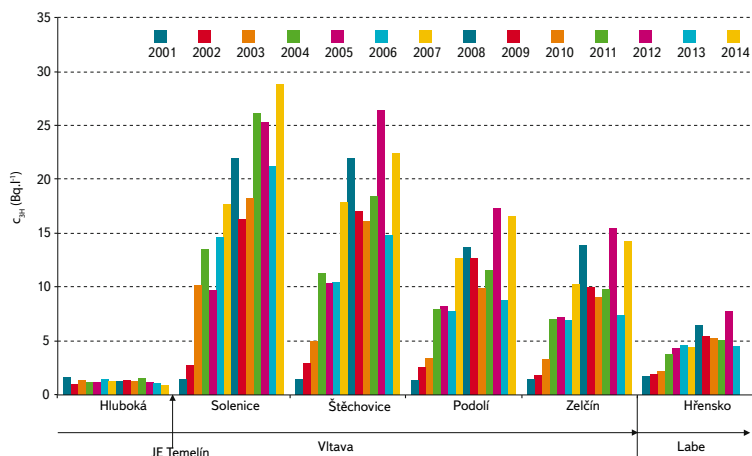
Na profilech ovlivněných provozem JE Temelín (Vltava-Hladná, Vltava-Solenice, Vltava-Podolí a Labe-Hřensko) byly zjištěny objemové aktivity 3H významně vyšší než na neovlivněných profilech. Od roku 2002 je na těchto profilech pozorováno zvyšování objemových aktivit tritia odpovídající postupnému navyšování výkonu JE Temelín. Roční průměrné objemové aktivity tritia nad zaústěním odpadních vod v profilu Vltava-Hluboká a pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín v podélném profilu Vltavy a profilu Labe-Hřensko za období 2001–2014 jsou zachyceny na obr. 3.

Průměrné koncentrace ^{90}Sr byly na všech sledovaných profilech velmi podobné. Nejvyšší průměrná koncentrace byla zaznamenána pro profil Lužnice-Koloděje a nejnižší pro profil Otava-Písek. Porovnání koncentrace ^{90}Sr na příkladu neovlivněného profilu Vltava-Solenice a odtoku VN Orlík – ovlivněného profilu Vltava-Solenice je na obr. 4.

Nejvyšší průměrné koncentrace ^{137}Cs byly zaznamenány pro profil Otava-Písek, kde byl zaznamenán i nejrychlejší pokles ^{137}Cs . Nejnižší koncentrace ^{137}Cs byly v celém období zjišťovány v odtoku VN Orlík – profil Vltava-Solenice. Porovnání koncentrace ^{137}Cs na příkladu profilů Vltava-Hněvkovice a Vltava-Solenice je na obr. 5.

Zjištěné koncentrace ^{90}Sr a ^{137}Cs ve vodě v přítocích VN Orlík jsou v průběhu celého období srovnatelné s jinými evropskými řekami v oblastech méně zasažených černobylským spadem – např. v severním Finsku, které bylo při černobylské havárii zasaženo méně než jižní část. Podobné koncentrace ^{137}Cs ve vodě byly dále pozorovány např. v italském jezeru Lago Maggiore a jeho přítocích [22].

Jak v případě ^{90}Sr , tak i pro ^{137}Cs byl pozorován pokles koncentrací ve vodě v přítocích i odtoku VN Orlík v průběhu celého sledovaného období. Efektivní a ekologické poločasy vypočtené pro ^{90}Sr za celé sledované období 1993–2014 byly v rozmezí $7,8$ – $10,4 r$, resp. $10,7$ – $16,3 r$. Pokles koncentrací ^{90}Sr byl rovnoměrný. Pro ^{137}Cs byla vyhodnocena změna rychlosti ubývání v polovině devadesátých let.



Obr. 3. Roční průměrné objemové aktivity tritia nad zaústěním odpadních vod v profilu Vltava-Hluboká a pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín v podélném profilu Vltavy a profilu Labe-Hřensko za období 2001–2014

Fig. 3. Annual average tritium concentrations in the Vltava river upstream (Hluboká) and downstream (the other sites) of the outflow of waste water from the Temelín plant in the period of 2001–2014

Zatímco v období 1990–1994 byl pozorován pokles koncentrací charakterizovaný efektivními a ekologickými poločasy 1,5–2,2 r, resp. 1,5–2,4 r, v období 1995–2014 bylo zaznamenáno výrazné zpomalení poklesu. Efektivní poločasy byly zjištěny v rozmezí 8,1–14,6 r a ekologické v rozmezí 11,0–28,1 r. Tento pokles pokračoval i po uvedení JE Temelín do provozu.

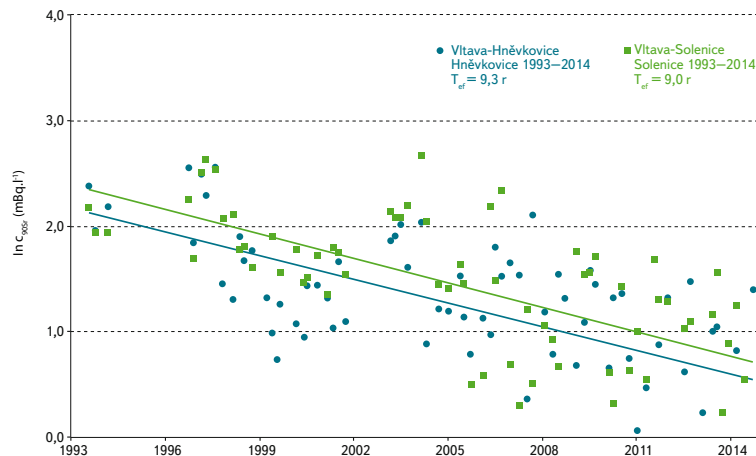
Rozdíl v poklesu koncentrací ^{90}Sr a ^{137}Cs byl popsán na různých evropských řekách. Příspěvek ^{137}Cs z černobylské havárie ke globálnímu spadu po testech jaderných zbraní byl výrazně větší než v případě ^{90}Sr . U obou radionuklidů byl pozorován rychlý počáteční úbytek. V případě ^{137}Cs byl pozorován významný pokles i v následující fázi. Výrazné zpomalení poklesu vede k prodlužování efektivního poločasu [23]. V případě ^{90}Sr nebylo po počátečním rychlém poklesu aktivit pozorováno další zpomalování. Trend poklesu byl pozorován na všech profilech i po zahájení provozu JE Temelín, tj. v období 2001–2014.

U všech hodnocených radionuklidů (s výjimkou tritia na ovlivněných profilech) byl v závěru sledovaného období pozorován významný podíl hodnot menších než minimální detekovatelná aktivita. Jejich koncentrace se dostávají na hranici měřitelnosti současné metodiky, resp. přístrojového vybavení a nákladů na stanovení.

Dnové sedimenty

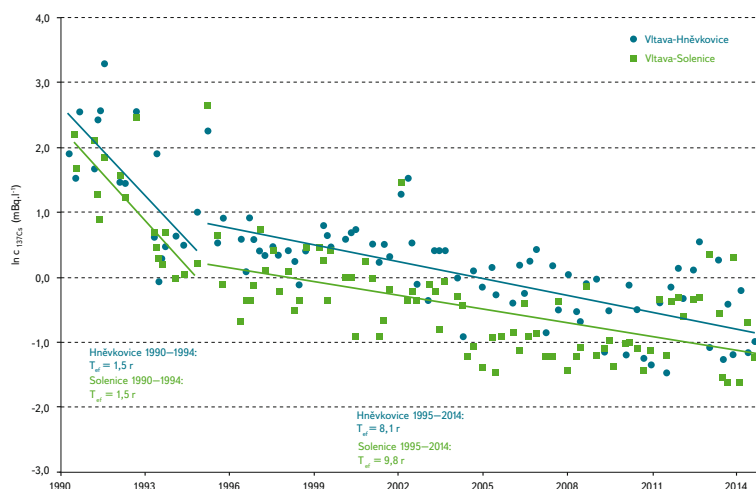
V sedimentech bylo sledováno a hodnoceno ^{90}Sr a ^{137}Cs a v začátcích sledování i ^{134}Cs . Průměrná aktivita ^{90}Sr v sedimentech za celé hodnocené období (1993–2014) byla 1,6 Bq·kg⁻¹. Průměrná hodnota ^{134}Cs za hodnocené období 1990–1999 byla 5,6 Bq·kg⁻¹. Od roku 1999 byly všechny hodnoty ^{134}Cs menší než nejmenší detekovatelná aktivita a hodnocení bylo tedy ukončeno. Průměrná koncentrace ^{137}Cs v sedimentech byla pro celé hodnocené období (1990–2014) vyhodnocena 676 Bq·kg⁻¹, v období provozu JE Temelín (2001–2014) to bylo 313 Bq·kg⁻¹. Průměrná hodnota ^{137}Cs v sedimentech pro celé území České republiky je pro období 2000–2010 uvedena 14,0 Bq·kg⁻¹ [24]. Je tedy zřejmé, že sedimenty přítoků a nádrže VN Orlická patří mezi nejvíce zatížené ^{137}Cs v České republice.

Tak jako v povrchových vodách byl zaznamenán i pokles ^{90}Sr , ^{137}Cs i ^{134}Cs v sedimentech na všech sledovaných profilech v celém sledovaném období i po zahájení provozu JE Temelín. Z poklesu koncentrací ^{90}Sr v sedimentech



Obr. 4. Porovnání koncentrace ^{90}Sr na neovlivněném profilu Vltava-Hněvkovice a odtoku VN Orlická – ovlivněném profilu Vltava-Solenice za období 1993–2014

Fig. 4. Temporal changes of ^{90}Sr concentration in the Vltava river at Hněvkovice (reference site) and the Vltava river at Solenice (downstream of the Temelín waste water outflow) in the period of 1993–2014

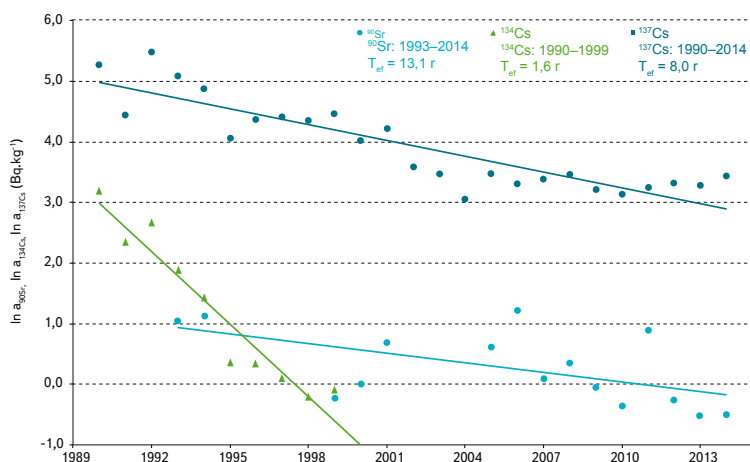


Obr. 5. Porovnání koncentrace ^{137}Cs na neovlivněném profilu Vltava-Hněvkovice a ovlivněném profilu Vltava-Solenice za období 1990–1994 a 1995–2014

Fig. 5. Temporal changes of ^{137}Cs concentration in the Vltava river at Hněvkovice (reference site) and the Vltava river at Solenice (downstream of the Temelín waste water outflow) in the periods of 1990–1994 and 1995–2014

byl vyhodnocen efektivní poločas 13,1 r a ekologický 24,0 r. V případě ^{134}Cs byl vyhodnocen poločas 1,6 r, resp. 6,8 r. Efektivní a ekologický poločas ubývání ^{137}Cs v sedimentech byl vyhodnocen 8,0 r, resp. 10,8 r, což je kratší poločas, než je uváděn pro sedimenty celé České republiky, pro které se efektivní poločas v období 2000–2010 uvádí 23,8 r [24]. I v případě sedimentů dochází k postupnému prodlužování efektivního poločasu. Vývoj hmotnostních aktivit ^{90}Sr , ^{134}Cs a ^{137}Cs je na obr. 6.

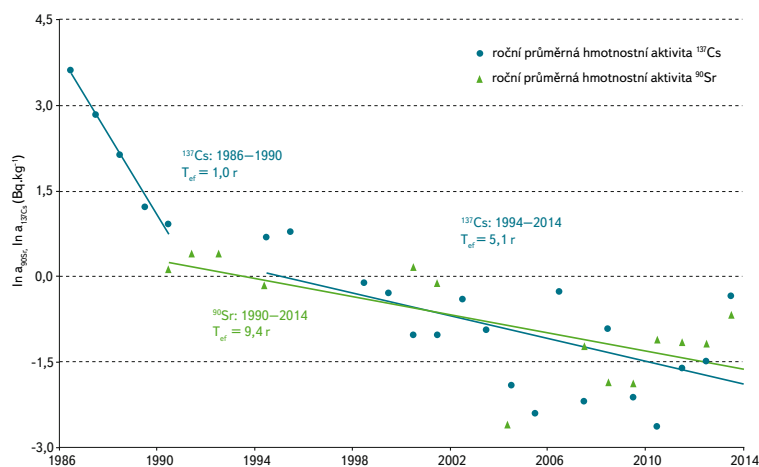
Srovnatelné aktivity ^{137}Cs i ekologický poločas poklesu ^{137}Cs v sedimentech byly pozorovány např. v rakouské části Dunaje [25].



Obr. 6. Vývoj hmotnostní aktivity ^{90}Sr , ^{134}Cs a ^{137}Cs v sedimentech (sušině)
Fig. 6. Temporal changes of annual average concentrations of ^{90}Sr , ^{134}Cs and ^{137}Cs in sediments (dry matter) in the Orlík reservoir and its main tributaries in the periods of 1993–2014 (^{90}Sr), 1990–1999 (^{134}Cs) and 1990–2014 (^{137}Cs)

Živé organismy – ryby a vodní rostliny

V rybách a vodních rostlinách bylo sledováno a hodnoceno ^{90}Sr a ^{137}Cs . Koncentrace ^{90}Sr v rybách (v čerstvé hmotnosti) byla vzhledem k malému počtu vzorků hodnocena souhrnně za celé sledované období 1990–2014. Průměrná koncentrace ^{90}Sr v rybách za celé období byla $0,6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. ^{137}Cs v rybách bylo hodnoceno v obdobích 1986–1990, 1995–2014. V prvním období byly zjištěny vyšší koncentrace ^{137}Cs , a to $2,45\text{--}47,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, v druhém období $0,05\text{--}2,35 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Souhrnné zpracování vývoje ^{90}Sr a ^{137}Cs v rybách je uvedeno na obr. 7.



Obr. 7. Vývoj hmotnostní aktivity ^{90}Sr a ^{137}Cs v rybách (čerstvé hmotnosti)
Fig. 7. Temporal changes in ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations in fish (wet weight) in the Orlík reservoir in the periods of 1990–2014 (^{90}Sr) and 1986–1990, 1994–2014 (^{137}Cs).

Údajů o koncentraci ^{90}Sr v rybách je v literatuře málo. Jsou např. uvedeny koncentrace zjištěné v různých druzích ryb v období 1987–1997 $10\text{--}17 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [5], tedy přibližně o řád více než ve VN Orlík. Většina ^{90}Sr je v rybě kumulována v kostech. Z hlediska příjmu radionuklidů potravinovým řetězcem má ^{90}Sr daleko menší význam než ^{137}Cs [5]. Zaznamenané koncentrace ^{137}Cs ve VN Orlík jsou výrazně nižší

než v oblastech zasažených prvním radioaktivním mrakem po černobylské havárii. V nejvíce zasažených oblastech v okolí Černobylu byly těsně po havárii zjištěné koncentrace v řádu stovek $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Ještě na počátku devadesátých let to bylo v řádu desítek $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$. I v dalších oblastech např. Švédsku, Anglii nebo Německu byly v tomto období zaznamenány hodnoty v řádu jednotek $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [26].

Tak jako v povrchových vodách byl zaznamenán i trend poklesu koncentrací ^{90}Sr a ^{137}Cs v rybách. Pro ^{90}Sr v rybách byl ve VN Orlík pozorován efektivní poločas 8,7 r a ekologický poločas 12,5 r. Pro různé druhy ryb ve finských jezerech se uvádí efektivní poločasy v rozmezí 7–30 r [5].

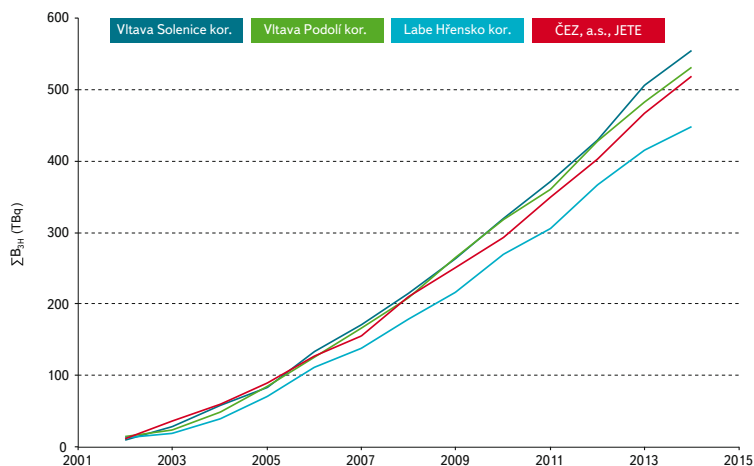
V případě ^{137}Cs byl pozorován rychlý počáteční pokles v období 1986–1990 charakterizovaný efektivním i ekologickým poločasem shodně 1 r. Stejný poločas je uveden pro sledování v Chorvatsku v období 1987–1992 [27]. Je to rychlejší pokles než uvádí Smith [26] pro toto období. Autoři shrnují zjištěné ekologické poločasy v rozmezí 2–3 r. Jak uvádí, v dalším období bylo zaznamenáno výrazné zpomalení poklesu blíží se až délce fyzikálního poločasu. Např. efektivní poločasy ve finských jezerech byly v rozmezí 3–6 r [5]. Sledování v Chorvatsku uvádí poločas vyhodnocený pro období 1993–2005 5 r [27]. Ve VN Orlík byl efektivní a ekologický poločas v období 1994–2014 7,0 r, resp. 9,0 r. Zjištěné poločasy ubývání ^{137}Cs v rybách odpovídají poločasům vyhodnoceným pro povrchové vody. Trend poklesu pokračoval i po zahájení provozu JE Temelín.

Ve vodních rostlinách bylo sledováno ^{90}Sr ve skupině rákosů, ve které byla zjištěna koncentrace ^{90}Sr v rozmezí $< 0,5\text{--}6,1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (v sušině). Byl vyhodnocen trend poklesu s efektivním a ekologickým poločasem 6,5 r, resp. 8,4 r. Radioizotop ^{137}Cs byl sledován v několika skupinách vodních rostlin, a to v sušině. Podle předpokladu byly nejvyšší koncentrace zjištěny ve skupině vodních mechů a řas – $21,8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, resp. $17,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (1996). Problematické bylo hodnocení v delším časovém úseku s ohledem na profily ovlivněné a neovlivněné JE Temelín. S výjimkou skupiny rákosů byly ostatní druhy zastoupeny jen na několika profilech. Proto bylo po roce 2005 omezeno sledování právě jen na rákosy, které se vyskytují na všech profilech, a je možné hodnotit případný vliv JE Temelín. V této skupině byl zaznamenán trend poklesu ^{137}Cs charakterizovaný efektivním poločasem 11,4 r a ekologickým poločasem 18,4 r. Trend poklesu byl vyhodnocen jak pro profily neovlivněné, tak pro ovlivněné a pokračoval i po zahájení provozu JE Temelín.

Bilance aktivity radionuklidů

S použitím výsledků sledování ročních průměrných objemových aktivit ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs a průtoků vody podle ČHMÚ byly vypočteny bilance aktivity těchto radionuklidů v konkrétních profilech. Vypočtené roční bilance na neovlivněných a ovlivněných profilech byly porovnány s údaji provozovatele ČEZ, a. s., JE Temelín o výpustech ^3H a ostatních aktivačních a štěpných produktů (AAŠP) [28, 29]. Dále byl hodnocen vliv VN Orlík na odtok aktivity ^{90}Sr a ^{137}Cs ze sledovaného území.

Vypočtené roční bilance aktivity tritia na ovlivněných profilech byly korigovány o složku pozadí na základě sledování na neovlivněných profilech. Hodnocení bylo provedeno od roku 2002, odkdy jsou výpustě ^3H významné. Vypočtená odchylka roční bilance na sledovaných profilech korigovaná o složku pozadí a údajů o roční výpusti ^3H podle JE Temelín byla pro profil Vltava-Solenice v rozmezí $(-26,9)\text{--}(+34,3) \%$, v průměru 6,3 %, pro profil Vltava-Podolí v rozmezí $(-66,2)\text{--}(+43,4) \%$, v průměru 4,8 % a pro profil Labe-Hřensko v rozmezí $(-72,6)\text{--}(+24,1) \%$, v průměru $-12,1 \%$. V případě sumárních bilancí byla pozorována velmi dobrá shoda výsledků. Vypočtená suma ročních bilancí korigovaná o příspěvek pozadí za období 2002–2014 v profilu Vltava-Podolí byla 555 TBq, v profilu Vltava-Solenice 530 TBq a v profilu Labe-Hřensko 447 TBq. Celková výpust aktivity ^3H za hodnocené období podle ČEZ, a. s., JE Temelín byla 519 TBq [28, 29]. Rozdíl sumárních bilancí na jednotlivých profilech a údajů provozovatele byl tedy menší než 15 % (6,9 %, 2,2 % a $-13,8 \%$). Porovnání kumulované bilance korigované o složku pozadí vypočtené pro jednotlivé profily a podle údajů ČEZ, a. s.,



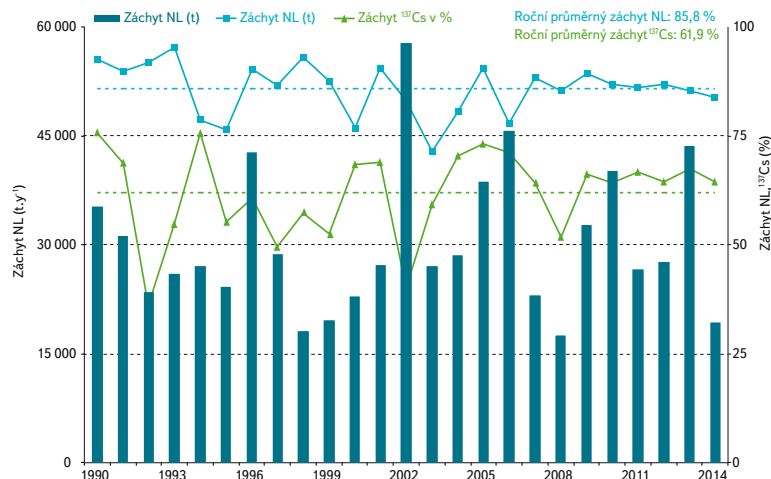
Obr. 8. Porovnání kumulované bilance aktivity tritia na profilech Vltava-Solenice, Vltava-Podolí a Labe-Hřensko korigované o složku pozadí kumulované výpusti roční aktivity tritia podle ČEZ, a. s., JE Temelín za období 2002–2014

Fig. 8. Cumulative chart of annual ^3H outflows at monitored sites and annual ^3H discharges according to the operator of the Temelín plant during the period 2002–2014

JE Temelín je zobrazeno na obr. 8. S přihlédnutím k nejistotám, zejména nejistotám měření, stanovení ročních průtoků i stanovení celkových výpustí a dále spotřeby vody a odparu jsou výsledky nezávislého sledování a údaje ČEZ, a. s., JE Temelín ve velmi dobré shodě.

Vyhodnocené bilance aktivity ^{90}Sr a ^{137}Cs na neovlivněných profilech byly porovnány s údaji o výpustech ostatních AAŠP [28, 29]. Konzervativně bylo uvažováno, že výpust AAŠP je tvořena pouze ^{90}Sr nebo ^{137}Cs . Výpustě AAŠP byly v letech 2002–2014 0,040–0,425 GBq·r⁻¹. Vypočtené bilance ^{90}Sr v období 2002–2014 byly na profilu Vltava-Hněvkovice v rozmezí 0,90–10,6 GBq·r⁻¹, průměrně 3,9 GBq·r⁻¹, na profilu Lužnice-Koloděje 0,98–11,3 GBq·r⁻¹, průměrně 3,7 GBq·r⁻¹. V případě ^{137}Cs to bylo 0,34–5,62 GBq·r⁻¹, v průměru 1,13 GBq·r⁻¹ pro Vltavu a pro Lužnici 0,54–4,61 GBq·r⁻¹, v průměru 1,71 GBq·r⁻¹. Pro další hodnocení byl z průměrných hodnot vyloučen rok 2002, který byl ovlivněn extrémními průtoky. V součtu bylo tedy průměrné „pozadí“ těchto radionuklidů v místě vyústění odpadních vod období provozu JE Temelín vypočtené jako součet bilancí Vltavy v Hněvkovicích a Lužnici v Kolodějích v hodnoceném období 2003–2014, 6,4 GBq·r⁻¹ pro ^{90}Sr a 2,2 GBq·r⁻¹ pro ^{137}Cs . Je tedy zřejmé, že bilance ^{90}Sr a ^{137}Cs , které byly způsobeny atmosférickými testy jaderných zbraní a havárií v Černobylu v minulém století, dosud významně převyšují dosavadní výpustě AAŠP (< 0,5 GBq·r⁻¹) z JE Temelín.

Nejnižší koncentrace ^{137}Cs byly v celém období zjišťovány pro odtok VN Orlík – Vltavu v Solenicích vzhledem k vazbě ^{137}Cs na nerozpuštěné látky a jejich sedimentaci ve VN Orlík. Bylo zjištěno, že v nádrži dochází v průměru k záchytu 85,8 % nerozpuštěných látek (v hmotnostních jednotkách se jedná o 30 200 tr⁻¹). Obdobně byl vyhodnocen záchyt ^{137}Cs . Bylo vypočteno, že ve VN Orlík je v průměru zachyceno 61,9 % přitékajícího ^{137}Cs . I v případě záchytu ^{137}Cs byl pozorován pokles zachycené aktivity ^{137}Cs , pro které byl vyhodnocen efektivní poločas 9,4 r (obr. 9). Obdobně byl popsán záchyt ^{137}Cs v kaskádě nádrží na Dněpru [30] nebo např. v jezerech Lago di Lugano – Lago di Maggiore (Švýcarsko, Itálie). V horním jezeru Lago di Lugano jsou trvale pozorovány o jeden až dva řády vyšší koncentrace ^{137}Cs než ve spodním jezeru Lago di Maggiore [22]. V případě ^{90}Sr nebyl pozorován záchyt v nádržích [30]. V určitých obdobích může naopak docházet k remobilizaci ^{90}Sr , a tedy uvolňování z nádrže, což bylo pozorováno i v případě VN Orlík. Průměrný poměr aktivit ^{90}Sr na přítoku a odtoku VN Orlík byl vyhodnocen 0,89.



Obr. 9. Záchyt NL vyjádřený v tunách a procentech a záchyt ^{137}Cs vyjádřený v procentech v období 1990–2014

Fig. 9. Annual deposition of suspended solids (SS) and ^{137}Cs (deposited SS expressed in tons and percentages and deposited ^{137}Cs expressed in percentages in the period of 1990–2014)

Vyhodnocení podle právních předpisů České republiky

Pro vypouštění odpadních vod z JE Temelín jsou limity stanovené výrokem JÚ [31] a rozhodnutím SÚJB [32], které vychází z legislativních požadavků – nařízení vlády č. 61/2003 Sb., ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb. [33], atomového zákona [34] a příslušné vyhlášky [35], resp. směrnice EU [36].

Z hodnocení výsledků dosavadního sledování vyplývá, že vypouštění odpadních vod při provozu 1. a 2. výrobního bloku JE Temelín působilo měřitelné změny objemových aktivit tritia ve srovnání s úrovní objemových aktivit tritia zjišťovaných na referenčních (neovlivněných) lokalitách. Naměřené objemové aktivity tritia svými jednotlivými hodnotami i ročními průměrnými hodnotami zcela vyhovovaly normám environmentální kvality NEK-RP (roční průměr) 700 Bq·l⁻¹ a NEK-NPH (nejvyšší přípustná hodnota) 3 500 Bq/l podle přílohy 3 nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [33]. Zjištěné roční průměrné objemové aktivity tritia včetně pozadí v podélném profilu Vltavy a Labe pod zaústěním odpadních vod JE Temelín byly významně nižší i než parametr pro tritium ve směrnici Rady [36], resp. než směrná hodnota podle vyhlášky SÚJB [36] – 100 Bq·l⁻¹. Výskyt dalších jednotlivých umělých radionuklidů ve Vltavě pod zaústěním odpadních vod JE Temelín odpovídá atmosférickému spadu po testech jaderných zbraní a havárii v Černobylu, a ne příspěvku radionuklidů ve vypouštěných odpadních vodách z JE Temelín, který je mnohem menší. Zjišťované objemové aktivity ^{90}Sr a ^{137}Cs na neovlivněných i ovlivněných profilech jsou o tři řády nižší než normy environmentální kvality NEK-RP a NEK-NPH podle přílohy 3 nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [33] pro tyto ukazatele.

ZÁVĚR

Byly sledovány časově-prostorové změny koncentrace ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs v povrchových vodách ve veškerých látkách a jejich vývoj v období 2000–2014, 1993–2014, resp. 1990–2014 na příkladu hlavních přítoků a odtoku VN Orlík.

V případě ^3H byl zaznamenán významný rozdíl ve vývoji objemových aktivit ^3H na neovlivněných a ovlivněných profilech. Průměrná objemová aktivita na neovlivněných profilech byla v období 2000–2014 kolem 1,0 Bq·l⁻¹. Byl pozorován velmi pomalý pokles objemových aktivit ^3H . Byl vypočten efektivní

poločas ubývání, který byl delší než fyzikální poločas. Důvodem je příspěvek přirozeného pozadí a tritia produkovaného jadernými zdroji jinde ve světě. Po odečtení tohoto příspěvku byl pro profily neovlivněné provozem JE Temelín vyhodnocen efektivní poločas 10,0 r. Na ovlivněných profilech Vltava-Hladná, Vltava-Solenice, Vltava-Podolí a Labe-Hřensko byly zjištěny objemové aktivity ^3H významně vyšší než na neovlivněných profilech, které odpovídají postupnému navyšování výkonu JE Temelín.

Jak v případě ^{90}Sr , tak i pro ^{137}Cs byl pozorován pokles objemových aktivit ve vodě v přítocích i odtoku VN Orlik v průběhu celého sledovaného období. Koncentrace ^{90}Sr byly měřeny od roku 1993. Pokles koncentrací ^{90}Sr byl v průběhu celého sledovaného období rovnoměrný. Vyhodnocené efektivní poločasy pro období 1993–2014 byly v rozmezí 7,8–10,4 r. Pro ^{137}Cs byla vyhodnocena odlišná rychlost poklesu v období 1990–1994 (T_{ef} v rozmezí 1,5–2,2 r) a v období 1995–2014 (T_{ef} v rozmezí 8,1–14,6 r). Trend poklesu byl pozorován na všech profilech i po zahájení provozu JE Temelín, tj. v období 2001–2014.

Byl pozorován i pokles hmotnostních aktivit ^{90}Sr a ^{137}Cs v ostatních složkách hydrosféry – dnových sedimentech, rybách a vodních rostlinách.

Bylo zjištěno, že v nádrži Orlik dochází v průměru k záchytu 86 % nerozpuštěných látek. Obdobně byl vyhodnocen záchyt ^{137}Cs . Bylo vypočteno, že ve VN Orlik je v průměru zachyceno 62 % přítékajícího ^{137}Cs . V případě ^{90}Sr záchyt v nádrži nebyl pozorován. V určitých obdobích naopak dochází k remobilizaci ^{90}Sr , a tedy uvolňování. Průměrný poměr aktivit ^{90}Sr na přítoku a odtoku VN Orlik byl vyčíslen hodnotou 0,9.

Vypočtené roční bilance aktivity ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs na neovlivněných a ovlivněných profilech byly porovnány s údaji provozovatele ČEZ, a. s., JE Temelín o výpustech ^3H a ostatních AAŠP. Vypočtené roční bilance aktivity tritia na ovlivněných profilech byly korigovány o složku pozadí na základě sledování na neovlivněných profilech. Hodnocení bylo provedeno od roku 2002. Rozdíl sumárních bilancí na ovlivněných profilech Vltava-Solenice, Vltava-Podolí a Labe-Hřensko a údajů o výpustech ^3H od provozovatele JE Temelín byl menší než 15 %. Z vypočtené bilance aktivity ^{90}Sr a ^{137}Cs v profilech Vltava-Hněvkovice a Lužnice-Koloděje nad zaústěním odpadních vod JE Temelín za sledované období bylo odvozeno průměrné „pozadí“ roční bilance aktivity 6,4 GBq·r⁻¹ ^{90}Sr a 2,2 GBq·r⁻¹ ^{137}Cs . Maximální roční výpust ostatních AAŠP nepřesáhla 0,5 GBq·r⁻¹. Současně „pozadí“ ^{90}Sr a ^{137}Cs zatím zcela překrývá výpust JE Temelín ostatních AAŠP. V ukazateli ^3H je zřejmý vliv výpustí JE Temelín.

Souhrnně lze konstatovat, že provoz dvou bloků elektrárny s výkonem 2 000 MW_e, resp. 2 133 MW_e, nevedl k překročení norem environmentální kvality podle nařízení vlády č. 61/2003 Sb., v platném znění, v kategorii radioaktivních látek a jsou dodržovány legislativní požadavky na uvádění radioaktivních látek do životního prostředí.

Poděkování

Tato práce byla provedena s příspěvím projektu SP/2e7/229/07 podpořeného Ministerstvem životního prostředí.

Literatura

- [1] Dostupné z: <http://www.cez.cz/cs/vyroba-elekriny/jaderna-energetika/jaderna-elekrany-cez/ete/historie-a-soucasnost.html> (24. 11. 2015).
- [2] Dostupné z: <http://www.cez.cz/cs/vyroba-elekriny/zvazovana-dostavba-elekrany-temelin.html> (24. 11. 2015).
- [3] ROZANSKI, K. and GRÖNING, M. Tritium assay in water samples using electrolytic enrichment and liquid scintillation spectrometry. *Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements*. IAEA-TECDOC-1401, 2004, p. 195–217.
- [4] LEDERER, C.M. and SHIRLEY, V.S. (eds). *Table of isotopes*, 7th ed. New York: J. Wiley & Sons, 1978.
- [5] OUTOLA, I., SAXÉN, R., and HEINÄVAARA, L. Transfer of ^{90}Sr into fish in Finnish lakes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 2009, p. 657–664.
- [6] HANSLÍK, E., JEDINÁKOVÁ-KŘÍŽOVÁ, V., IVANOVÁ, D., KALINOVÁ, E., SEDLÁŘOVÁ, B., and ŠIMONEK, P. Observed half-lives of ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in hydrosphere in the Vltava River basin (Bohemia). *Journal of Environmental Radioactivity*, 81, 2005, p. 307–320.
- [7] HANSLÍK, E., IVANOVÁ, D., JEDINÁKOVÁ-KŘÍŽOVÁ, V., JURANOVÁ, E., and ŠIMONEK, P. Concentration of radionuclides in hydrosphere affected by Temelín nuclear power plant in Czech Republic. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 7, 2009, p. 558–563. ISSN 0265-931X.
- [8] HANSLÍK, E. and IVANOVÁ, D. Nuclear Power. Impact of radionuclide discharges from Temelín Nuclear Power Plant on the Vltava River (Czech Republic) [Kap.] In: Tsvetkov, P. (ed.) *Nuclear Power*. Scio, Indie, 2010, p. 311–336. ISBN 978-953-307-110-7.
- [9] IVANOVÁ, D. and HANSLÍK, E. Temporal and spatial changes in tritium concentration in the Vltava River basin affected by the operation of Temelín Nuclear Power Plant. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 1–2(2009), 2010, p. 17–31.
- [10] HANSLÍK, E., MAREŠOVÁ, D., and JURANOVÁ, E. Radioactive Background in Hydrosphere prior to Planned Extension of Nuclear Power Plant. *International Journal of Nuclear Energy Science and Engineering (IJNESE)*, vol. 3, no. 3, 2013, p. 47–55. ISSN 2226-3217.
- [11] HANSLÍK, E., MAREŠOVÁ, D., and JURANOVÁ, E. Temporal and spatial changes in radiocaesium and radiostromium concentrations in the Vltava River basin affected by the operation of Temelín Nuclear Power Plant. *European Journal of Environmental Sciences*, vol. 3, no. 1, 2013, p. 5–16. ISSN 1805-0174.
- [12] HANSLÍK, E. a MAREŠOVÁ, D. *Obsah radioaktivních látek ve vodní nádrži Orlik a jejích přítocích po zahájení provozu JE Temelín – období 2014*. Zpráva. Praha: VÚV TGM, 2015.
- [13] ČSN EN ISO 5667-1 (75 7051) *Jakost vod – Odběr vzorků – Část 1: Návod pro návrh programu odběru vzorků a pro způsoby odběru vzorků*. Praha: Český normalizační institut, 2007.
- [14] ČSN EN ISO 5667-3 (75 7051) *Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi*. Praha: Český normalizační institut, 2013.
- [15] ČSN ISO 5667-4 (75 7051) *Jakost vod – Odběr vzorků – Část 4: Pokyny pro odběr vzorků z vodních nádrží*. Praha: Český normalizační institut, 1994.
- [16] ČSN EN 5667-6 (75 7051) *Jakost vod – Odběr vzorků – Část 6: Návod pro odběr vzorků z řek a potoků*. Praha: Český normalizační institut, 2008.
- [17] ČSN ISO 9698 (75 7635) *Jakost vod – Stanovení objemové aktivity tritia – Kapalínová scintilační měřicí metoda*. ÚNMZ, 2011.
- [18] ČSN ISO 10 703 (75 7630) *Jakost vod – Stanovení objemové aktivity radionuklidů spektrometrií záření gama s vysokým rozlišením*. Praha: Český normalizační institut, 2008.
- [19] HANSLÍK, E. Stanovení Sr-90 a Yt-90. In: Čapková, A. (ed.) *Metodická příručka pro stanovení ukazatelů znečištění vod*. Praha: MŽP, 1993.
- [20] SMITH, J.T. and BERESFORD, N.A. *Chernobyl – Catastrophe and Consequences*. Chichester, UK: Praxis Publishing Ltd, 2005. ISBN 3-540-23866-2.
- [21] HANSLÍK, E., BUDSKÁ, E., SEDLÁŘOVÁ, B. a ŠIMONEK, P. Trendy změn obsahu radionuklidů v hydrosféře v okolí jaderné elektrárny Temelín. In: Sb. XVI. *Konference Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství*, ČVTVHS, 1999.
- [22] PUTYRSKAYA, V., KLEMT, E., and RÖLLIN, S. Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediments of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2009, 100, p. 35–48.
- [23] SMITH, J.T., CLARKE, R.T., and SAXÉN, R. Time-dependent behaviour of radiocaesium: A new method to compare the mobility of weapons test and Chernobyl derived fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*, 49, 2000, p. 65–83.
- [24] MAREŠOVÁ, D., HANSLÍK, E. a JURANOVÁ, E. Přírodní a umělé radionuklidy v říčních dnových sedimentech a plaveninách na území České republiky v období 2000–2010. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace (VTEI)*, roč. 53, č. 6, (2011) s. 1–5, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2011.
- [25] MARINGER, F.J., GRUBER, V., HRACHOWITZ, M., BAUMGARTNER, A., WEILNER, S., and SEIDEL, C. Long-term monitoring of the Danube river—Sampling techniques, radionuclide metrology and radioecological assessment. *Applied Radiation and Isotopes*, 67, 2009, p. 894–900.
- [26] SMITH, J.T., KUDELISKY, A.V., RYABOV, I.N., and HADDERINGH, R.H. Radiocaesium concentration factors of Chernobyl-contaminated fish: study of the influence of potassium, and „blind“ testing of a previously developed model. *Journal of Environmental Radioactivity*, 48, 2000, p. 359–369.

[27] FRANIĆ, Z. and MAROVIĆ, G. Long-term investigations of radiocaesium activity concentrations in carp in North Croatia after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 94, 2007, p.75–85.

[28] FECHTNEROVÁ, M. *Zpráva o životním prostředí 2001–2005*. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2002–2006.

[29] LYSÁČEK, F. *Zpráva o životním prostředí za rok 2006–2014*. ČEZ, a. s., Jaderná elektrárna Temelín, 2007–2015.

[30] Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (EGE), 2005. Dostupné z: <http://www-ns.iaea.org/downloads/rw/meetings/enviro-consequences-report-wm-08.05.pdf> (29.4.2010).

[31] Výrok KÚ – Jihočeský kraj, Odbor životního prostředí, zemědělství a lesnictví, čj. KUJCK 18 378/20/2005 OZZL. Za ze dne 22. 1. 2007, kterým se mění Rozhodnutí čj. Vod 6804/93/Si ze dne 15. 9. 1993, doplněné v ukazateli nerozpuštěných látek Rozhodnutím čj. KUJCK 10012/2004 OZZL. Za ze dne 4. 5. 2004.

[32] Rozhodnutí SÚJB čj. SÚJB/OROPC/26161/2009 ze dne 1. 12. 2009, kterým se povoluje uvádění radionuklidů do životního prostředí ve formě kapalných výpustí z jaderné elektrárny Temelín do řeky Vltavy v profilu Kořensko.

[33] Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb.

[34] Zákon č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon) a o změně a doplnění některých zákonů.

[35] Vyhláška SÚJB č. 307/2002 Sb., o radiační ochraně ve znění vyhlášky č. 499/2005 Sb. a vyhlášky č. 389/2012 Sb.

[36] Směrnice Rady 2013/51/EURATOM, kterou se stanoví požadavky na ochranu zdraví obyvatelstva, pokud jde o radioaktivní látky ve vodě určené k lidské spotřebě.

Autoři

Ing. Eduard Hanslík, CSc.¹

✉ eduard_hanslik@vuv.cz

RNDr. Diana Marešová, Ph.D.¹

✉ diana_maresova@vuv.cz

Ing. Eva Juranová^{1,2}

✉ eva_juranova@vuv.cz

Ing. Barbora Sedlářová¹

✉ barbora_sedlarova@vuv.cz

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

²Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, ÚŽP

Příspěvek prošel lektorským řízením.

CONCENTRATION OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN HYDROSPHERE AFFECTED BY TEMELÍN NUCLEAR POWER PLANT

HANSLIK, E.¹; MAREŠOVÁ, D.¹; JURANOVÁ, E.^{1,2}; SEDLAROVÁ, B.¹

¹Department of Radiology, TGM Water Research Institute, p. r. i.

²Faculty of Science, Institute for Environmental Studies, Charles University in Prague

Keywords: tritium – strontium 90 – caesium 137 – effective half-time – ecological half-time – surface water – sediments

Temporal and spatial changes in concentrations of selected radionuclides (tritium, radiostrontium and radiocaesium) were assessed in the parts of the Vltava and Elbe river basins affected by the operation of the Temelín Nuclear Power Plant. Concentrations of radionuclides were evaluated in surface water, sediments, fish and aquatic flora both affected and unaffected by waste water discharges from the Temelín Nuclear Power Plant before and during the operation of the plant. The assessment included residual contamination from atmospheric tests of nuclear weapons in the last century and the Chernobyl accident in 1986. Results of long-term monitoring (1990–2014) were used for derivation of effective ecological half-lives in surface water, sediments, fish and aquatic flora. Possible impact of waste waters discharged from the Temelín plant on tritium, radiocaesium and radiostrontium concentrations in the Vltava River was assessed by using data observed over the period of 2001–2014.