

**UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE**

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí



**VLIV ODPADNÍCH VOD  
Z JADERNÉ ELEKTRÁRNY TEMELÍN  
NA OBSAH TRITIA VE VLTAVĚ**

Diplomová práce

Šebestíková Šárka

Srpen 2007

Vedoucí diplomové práce: Ing. E. Hanslík, CSc., VÚV T.G.M

**Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány.**

**V Říčanech, 3. září 2007**

*Jubeková Jarka*

## **Poděkování**

Chtěla bych poděkovat panu Ing. Eduardovi Hanslíkovi za odborné rady a vstřícný přístup při vedení mé diplomové práce. Také děkuji Dianě Ivanovové, která mě seznámila s měřicími postupy a přístroji v laboratoři VÚV T. G. M. Další díky patří Ing. Libuši Benešové, která mi pomohla s výběrem tématu této práce.

Velké poděkování patří samozřejmě také mým přátelům a rodině, kterým vděčím hlavně za podporu a pomoc při překonávání různých úskalí, se kterými bylo spojeno psaní této diplomové práce.

## **Vliv odpadních vod z JE Temelín na obsah tritia ve Vltavě**

### **Abstrakt**

Práce se zabývá vlivem odpadních vod z Jaderné elektrárny Temelín na obsah tritia ve Vltavě v profilu Praha-Podolí v období 2001-2007, kde byl od roku 2002 zaznamenán nárůst objemové aktivity tritia. Naměřené aktivity v Praze-Podolí byly hodnoceny ve vztahu k denním průtokům. Nepodařilo se prokázat závislost objemové aktivity tritia na denních průtocích vody. Důvodem je vliv manipulace na vltavských nádržích na dobu dotoku tritia z JETE do Prahy-Podolí. Výsledky prokázaly, že naměřené objemové aktivity tritia v Praze-Podolí odpovídají údajům JETE o vypouštěných aktivitách tritia s odpadními vodami. Měření potvrdila, že nebyla překročena roční limitní hodnota povolených výpustí odpadních vod z JETE. Imisní standard přípustného znečištění povrchových vod pro tritium byl naplněn z 0,65 % při maximální naměřené objemové aktivitě tritia 26,6 Bq/l v únoru 2004. Zároveň nebyla po celou dobu sledování provozu JE Temelín překročena směrná hodnota 100 Bq/l pro pitnou vodu.

**Klíčová slova:** Tritium, jaderná elektrárna Temelín, odpadní vody, Vltava Praha-Podolí.

## **Impact of wastewater releases from Temelín nuclear power plant on tritium content in Vltava River**

### **Abstract**

This paper deals with the impact of Temelín NPP wastewater releases on the content of tritium at Prague-Podolí profile of the Vltava River in the period 2001–2007. Since 2002, an increase of the tritium activity was recorded here. The measured activity in Prague-Podolí has been observed in the relation to the daily flow rates. No significant dependency between the tritium activity and the daily flow rates could be proved. The reason is the impact of manipulations at the Vltava River reservoirs on the tritium flow time from Temelín NPP to Prague-Podolí. The results showed that the measured tritium activity in Prague-Podolí agree with the data of the Temelín NPP concerning the released tritium activity. The measurements confirm that the annual limit value for allowed wastewater releases from Temelín NPP was not exceeded. The emission standard of the permissible pollution of surface waters was saturated from 0,65 % at the maximal measured activity of 26,6 Bq/l in February 2004. At the same time the target value of 100 Bq/l for drinking water was also not exceeded.

**Keywords:** Tritium, Temelín nuclear power plant, waste water, Vltava Prague-Podolí

## OBSAH

<b>Přehled použitých zkratk</b> .....	<b>6</b>
<b>Seznam tabulek</b> .....	<b>7</b>
<b>Seznam obrázků</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Úvod</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Radionuklid - tritium</b> .....	<b>11</b>
2.1 Charakteristika tritia .....	11
2.2 Zdroje tritia v životním prostředí .....	11
<b>3 Chování tritia v životním prostředí</b> .....	<b>16</b>
3.1 Transport tritia ze zdroje do půdy .....	16
3.2 Přenos tritia do rostlin a živočichů .....	20
3.3 Chování tritia v tekoucích vodách, nádržích a oceánech. ....	24
<b>4 Radiační ochrana</b> .....	<b>26</b>
4.1 Veličiny a limity v radiační ochraně .....	27
4.2 Legislativa .....	29
<b>5 Jaderná elektrárna – JE Temelín</b> .....	<b>33</b>
5.1 Popis jaderné elektrárny .....	33
5.2 Kapalně a plynné výpusti tritia z JETE .....	34
5.3 Vliv JETE na životní prostředí .....	36
<b>6 Materiál a metodika</b> .....	<b>39</b>
6.1 Popis metody pro stanovení objemové aktivity tritia .....	39
6.2 Zpracování dat .....	42
<b>7 Výsledky</b> .....	<b>44</b>
<b>8 Diskuse</b> .....	<b>53</b>
<b>9 Závěr</b> .....	<b>56</b>
<b>Seznam použité literatury</b> .....	<b>57</b>

## PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK

JE	jaderná elektrárna
JETE, ETE	Jaderná elektrárna Temelín
$^3\text{H}$ nebo $3\text{H}$	tritium
$\text{T}_2$ , HT	dvě různé plynné formy tritia
$\text{T}_2\text{O}$	oxidovaná forma tritia (plynná)
HTO	oxidovaná forma tritia (tekutá), tzv. tritiová voda nebo těžká voda
VÚV T. G. M.	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
RO	radiační ochrana
Bq	Becquerel - jednotka aktivity tritia
Sv	Sievert - jednotka efektivní dávky
SÚRO	Státní ústav radiační ochrany
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SÚRAO	Správa úložišť radioaktivních odpadů
ÚJV Řež	Ústav jaderného výzkumu Řež a.s.
eV	elektronvolt – jednotka energie emitovaných částic
Gy	Gray - jednotka dávky
D	dávka
VN	vodní nádrž

## SEZNAM TABULEK

- Tab. 1           Ekvivalent tritia z termonukleárních testů a jeho uvolnění do atmosféry.
- Tab. 2           Přehled dávkových limitů pro obyvatelstvo a radiační pracovníky.
- Tab. 3           Limitní hodnoty pro tritium ve vypouštěných odpadních vodách.
- Tab. 4           Roční objemové aktivity tritia z JETE a Qr, Vltava Praha-Chuchle.
- Tab. 5           Porovnání narůstajících tendencí objemové aktivity tritia a denních průtoků ve Vltavě v Praze
- Tab. 6           Objemové aktivity tritia, Vltava Praha-Podolí.
- Tab. 7           Aktivita tritia přijatá jednotlivcem z obyvatelstva, Vltava Praha-Podolí, 2002–2006

## SEZNAM OBRÁZKŮ

- Obr. 1 Závislost zeměpisné šířky na přirozené specifické aktivitě tritia ve srážkách, ledu, vlně a oceánské vodě.
- Obr. 2 Schéma transportu tritia, jeho přeměna a koloběh v atmosféře, půdě a rostlinách po vypuštění HT.
- Obr. 3 Simulace: závislost koncentrace tritia na čase v systému rostlina-půda-atmosféra, během a po skončení působení HTO.
- Obr. 4 Veslařský ostrov, Praha-Podolí.
- Obr. 5 Odběrové místo, Veslařský ostrov.
- Obr. 6 Kapalinový scintilační přístroj Quantulus 1220.
- Obr. 7 Vývoj objemové aktivity tritia, Vltava Praha-Podolí, 12/2001–06/2007
- Obr. 8 Objemová aktivita tritia  $C_{3H}$ , Vltava Praha-Podolí, 2002–2006.
- Obr. 9 Denní průtoky  $Q_d$ , Vltava Praha-Chuchle, 2002–2006.
- Obr. 10 Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2002.
- Obr. 11 Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2003.
- Obr. 12 Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2004.
- Obr. 13 Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2005.
- Obr. 14 Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2006.
- Obr. 15 Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denních průtoky  $Q_d$ , Vltava Praha-Podolí, 2002–2006
- Obr. 16 Porovnání naměřených a vypočtených (z limitu výpustí JETE) průměrných ročních objemových aktivit tritia, Vltava Praha-Podolí, 2002–2006.
- Obr. 17 Porovnání naměřených a vypočtených (z reálných výpustí JETE) průměrných ročních objemových aktivit tritia, Vltava Praha-Podolí, 2002–2006.



## Kapitola 1

### Úvod

Současná společnost klade čím dál tím větší nároky na spotřebu energie, kterou je potřeba vyrobit. Produkce energie je vždy spojena s jejím vlivem na životní prostředí. Jednou z možností, která vykazuje relativně nízké imisní vlivy, je výroba elektrické energie v jaderných elektrárnách. Vlivy jaderné elektrárny na životní prostředí se za normálních provozních podmínek nejeví jako velmi závažné, přesto je třeba neustálého monitoringu a průběžných sledování a hodnocení jednotlivých složek životního prostředí. Stejně tak důležitá je bezpečnost provozu JE s ohledem na potenciální havárii, která má, jak víme ze zkušenosti v případě jaderné havárie v Černobylu, účinky nejen regionálního rozsahu.

V České republice jsou v současnosti v provozu dvě jaderné elektrárny, starší z nich JE Dukovany a novější, spuštěná v roce 2002, JE Temelín. Jaderná energetika vykazuje v ČR rostoucí trend, jelikož v roce 2003 byl v JETE spuštěn druhý reaktor a elektrárna disponuje momentálním výkonem 2 000 MW za rok. Produkce elektřiny je u jaderné elektrárny spojena s uváděním umělých radionuklidů do životního prostředí, které pocházejí především z plyných a kapalných výpustí. Nejvýznamnějším radionuklidem je v tomto případě radioizotop vodíku, tritium  $^3\text{H}$ .

Chování tritia ve složkách životního prostředí je možné přirovnat k chování molekuly vodíku ve vodě a vodní páře. Z toho vyplývá, že se tritium tímto způsobem dostává do koloběhu vody na Zemi, tedy do jednotlivých složek jako jsou atmosféra, povrchové vody, podzemní vody, půda a v neposlední řadě také tkáň živých organismů, čímž vzniká potencionální riziko ozáření.

Problematikou ozáření obyvatel se zabývá obor radiační ochrany, který na základě poznatků o zdrojích a účincích radioaktivních látek vymezuje limitní hodnoty pro jednotlivé radionuklidy u skupin obyvatel. Klíčovým nástrojem v radiační ochraně je

legislativa, která pomocí zákonů a vyhlášek umožňuje účinné zavádění a dodržování limitů. V ČR je hlavním právním předpisem „atomový zákon“, tj. zákon č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření.

Tato diplomová práce se snaží posoudit, zda jsou dodržovány zákonem předepsané limity ve vypouštění odpadních vod z JE Temelín. Především se ale zabývá vlivem JETE na povrchové vody, a to detailně jejím vlivem na obsah tritia ve Vltavě. V profilu Vltava Praha-Podolí je zkoumána závislost objemové aktivity tritia na průtocích vody. Práce se zároveň snaží potvrdit hypotézu, že objemové aktivity tritia naměřené v Podolí pocházejí z výpustí JE Temelín. Dalším bodem při hodnocení objemových aktivit tritia ve Vltavě je fakt, že Vltava slouží jako záložní zdroj pitné vody pro hlavní město Prahu. Z tohoto důvodu bylo tritium sledováno právě v profilu Praha-Podolí a bylo hodnoceno, jakým způsobem ovlivňuje tritium potenciální odběr pitné vody v Praze. Celkově je tato práce pojata jako nezávislá kontrola emisí JE Temelín.

## Kapitola 2

### Radionuklid - tritium

Tritium je radioaktivní izotop vodíku, který vyzařuje nízkoenergetické beta částice s maximální energií 18,6 keV. Přirozeně se vyskytující tritium v životním prostředí je tvořeno interakcí kosmického záření s atmosférou. Nejvíce přirozeného tritia je v oceánské vodě (Bunnenberg, 2001). Hladina tritia byla uměle zvýšena jadernými pokusy v letech 1945–1963. Dnes je tritium uváděno do životního prostředí jako vedlejší produkt ze štěpení uranu při produkci elektřiny, která je v současnosti vyráběna především v tlakovodních reaktorech (Palomo, 2007).

#### 2.1 Charakteristika tritia

Radioaktivita je základní vlastností nestabilního jádra tritia. Radioaktivní přeměna tritia je doprovázena emisí částic  $\beta^-$  a  $\gamma$ -zářením. Beta částice emitované jádrem se pohybují rychlostí cca 280 000 km/s (Pöschl, 2006). Nuklid, u kterého proběhne  $\beta^-$  přeměna, se mění v nuklid v periodické tabulce o jedno místo vpravo, což je v případě tritia helium (Szabó, 1993).

#### 2.2 Zdroje tritia v životním prostředí

Zdroje radioaktivity v životním prostředí jsou obecně dvojího druhu a to zdroje přírodní a zdroje umělé. Přírodní cestou vzniklé tzv. „primární“ radionuklidy se v biosféře nacházejí od doby kosmické nukleogeneze a staly se součástí složek životního prostředí již před 4-5 biliony let. Nejvíce rozšířeným primárním radionuklidem je  $^{40}\text{K}$  a dále také  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  a  $^{235}\text{U}$  (Pöschl, 2006). Jadernou přeměnou těchto primárních radionuklidů vznikají řady sekundárních radionuklidů, což jsou izotopy uranové, thoriové a aktiniové

řady, které všechny končí izotopem stabilního olova. Třetím druhem jsou kosmogenní přírodní radionuklidy, do kterých spadá i tritium, ale také  $^{14}\text{C}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$  nebo  $^{36}\text{Cl}$ .

Mezi přírodními a umělými radionuklidy se nachází ještě jedna skupina látek, tzv. TENORM (Technologically Enhanced Naturally Occuring Radioactive Materials). Jsou to látky či oblasti, které jsou obohaceny radionuklidy přírodního původu, které do nich svou činností vnesl člověk, např. těžbou a zpracováním uranových rud (Pöschl, 2006).

Poslední základní skupinou členění jsou umělé radionuklidy vyrobené a zanesené do životního prostředí člověkem. Pocházejí z odvětví průmyslu a techniky. Jsou to jaderný palivo-energetický cyklus a nehody jaderných zařízení ( $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  a radioizotopy jódu), výroba a zkoušky jaderných zbraní (též  $^3\text{H}$  a další podobně jako předchozí) a institucionální zdroje jako je např. nukleární medicína.

### 2.2.1 Přírodní zdroje tritia

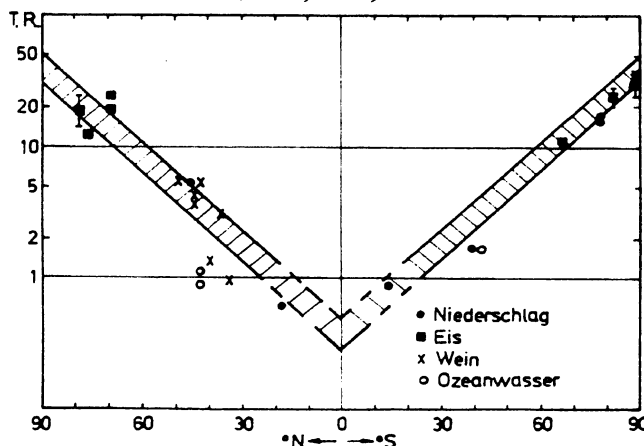
Tritium vzniklé přírodní cestou se zařazuje do skupiny tzv. kosmogenních radionuklidů. Vzniká v atmosféře působením kosmického záření a to jadernými reakcemi protonů a neutronů na jádrech dusíku a kyslíku. Množství takto vzniklého tritia se pohybuje okolo 0,25 atomu na  $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$  podle Pöschla (2006) i Herberta (1990), což odpovídá roční produkci 0,2 kg tritia (Herbert, 1990). Hanslík, Ivanovová a Šimonek (2006) uvádějí 0,16–0,20  $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$ . Hodnotě 0,19  $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$  odpovídá rovnovážná celosvětová bilance aktivity tritia 960 PBq (=  $960 \times 10^{15}$  Bq). Další zdroje uvádějí, že světová zásoba tritia je podle UNSCEAR (2000 c) 1 275 PBq, podle Hanslíka, Ivanovové Šimonka (2006) 2 600 PBq a podle Bunnemberga (2001) 1 300 PBq, což odpovídá roční produkci  $7,4 \times 10^4$  TBq/a. Produkce přírodního tritia se mění podle 11-ročního slunečního cyklu, který modifikuje pronikání kosmických paprsků magnetickým polem Země. Jelikož je produkce tritia, jeho přenos ze stratosféry do troposféry a depozice závislá na zeměpisné šířce a ročním období, mohou nastat velké odchylky od průměrných údajů. Následující reakce ukazuje vznik přírodního tritia:



$^3\text{H}$  je v atmosféře oxidováno na HTO a to se potom dostává společně se srážkami na zemský povrch. Měrná aktivita tritia ve srážkách je závislá na zeměpisné šířce a její hodnoty se pohybují v rozmezí 0,06 až 5 Bq/l (Pöschl, 2006).

Příkon ekvivalentní dávky tvořený kosmickým zářením závisí jednak na nadmořské výšce, kde roste směrem nahoru od zemského povrchu, dosahuje maxima ve výšce 15–25 m a ve větších výškách opět klesá (Švec a kol., 2006), ale závisí také na zeměpisné šířce, což je graficky znázorněno na obr. 1. Lze z něj vyčíst, že výskyt přirozeného tritia je největší na pólech a nejmenší na rovníku.

**Obr. 1 – Závislost zeměpisné šířky na přirozené specifické aktivitě tritia ve srážkách, ledu, víně a oceánské vodě.**



Zdroj: Herbert, 1990.

### 2.2.2 Umělé zdroje tritia

Pod umělými zdroji tritia se rozumí tritium, které je vyráběné člověkem a jím posléze vnášeno do životního prostředí. Hlavními zdroji umělého tritia jsou havárie jaderných zařízení, výroba a zkoušky jaderných zbraní. Méně významné z hlediska množství uvolněného tritia jsou plynné a kapalné vypusti z jaderných elektráren.

**Nehody jaderných zařízení** lze podle rozsahu jejich dopadu rozdělit na 3 kategorie: A. Únik radioaktivity mimo JE (má vliv na životní prostředí), B. Únik radioaktivity uvnitř JE (dopad na vnitřní zařízení JE, vliv na pracovníky v JE), C. Ohrožení bezpečnostní soustavy JE.

V historii je za nejzávažnější považována havárie v Černobylu z roku 1986, na bývalém území SSSR, dnes Ukrajiny. V okruhu 30–40 km od JE došlo ke kontaminaci  $40 \text{ mSv r}^{-1}$ , 31 lidí zahynulo a  $31\,000 \text{ km}^2$  bylo kontaminováno měrnou aktivitou větší než  $1\,480 \text{ kBq km}^{-2}$ , to odpovídá kontaminaci 33 200 osob. V prvních dnech po havárii převažovaly severozápadní, jihozápadní a jižní až jihovýchodní směry atmosférického

rozptylu. Tehdejší Československo bylo nejvíce zasaženo v oblastech, kde došlo ke srážkám a to v Beskydech, na Šumavě a Českomoravské vrchovině.

**Jaderné zbraně** lze rozlišit na zbraně na principu jaderného štěpení (atomové bomby) a termonukleární zbraně (vodíkové bomby). U zbraní prvního typu dochází k neřízenému štěpení jader a uvolnění vysokého množství energie. Atomové bomby byly svrženy za 2. světové války na Hirošimu a Nagasaki v Japonsku, kde zanechaly velmi ničivé následky.

Při termonukleární explozi se využívá energie vzniklé fúzí lehkých jader. První exploze proběhla se zařízením, které obsahovalo kapalně deuterium a tritium. Pozdější termonukleární zbraně už tritium neobsahovaly, tritium vznikalo až při výbuchu a fúzní reakcí s deuteriem realizovalo uvolnění termonukleární energie. Nástupcem termonukleárních zbraní jsou v současnosti neutronové bomby, které mají větší biologické účinky neutronového záření a menší tlakovou vlnu a zamoření okolí (Pöschl, 2006).

**Jaderné testy** prováděné mezi lety 1945 až 1962 způsobily uvolnění velkého množství tritia do životního prostředí. Z tab. 1 vyplývá, že v období 1945–1962 bylo produkováno 816 kg umělého tritia.

**Tab. 1 – Ekvivalent tritia z termonukleárních testů a jeho uvolnění do atmosféry**

	Jaderné testy štěpných reakcí	Jaderné testy fúzních reakcí	Celkem	Časové období
Ekvivalent termonukleárních testů v [Mt]	92	78	170	1945-1958
	190	320	510	1959-1962
Produkce tritia v [kg]	20	796	<b>816</b>	

Zdroj: Herbert, 1990

Jaderné testy jsou v současnosti prováděny ve výzkumu jaderné fúze, kde se jedná o řízenou termonukleární reakci (fúzi lehkých jader). Jde o výrobu energie bez použití štěpení jader. Při tomto procesu téměř nevznikají radioaktivní odpady, což do budoucna představuje výbornou možnost výroby energie, aniž by se znečišťovalo životní prostředí. V současnosti přichází v úvahu reakce deuteria a tritia, při které vzniká helium a energie (Pöschl, 2006):



Pro dobré energetické využití jsou nutné velmi vysoké teploty:  $10^7$ – $10^9$  °C, což v praxi způsobuje problémy a proto se testy provádějí v magnetickém poli v zařízení zvaném „tokamak“.

**Výpustě z jaderné elektrárny** se řadí mezi nízkoaktivní odpady. Tritium v JE vzniká především neutronovou aktivací bóru v chladicí vodě v primárním okruhu (Singer a Heřmanská, 2004). Bór se do chladicí vody přidává ve formě kyseliny borité jako moderační agens (Pöschl, 2006).

Podle Herberta (1990) byly v 70. letech 20. století naměřeny zvýšené aktivity tritia, které nebyly doprovázeny zvýšenými hodnotami  $^{137}\text{Cs}$ , což odpovídá faktu, že tritium nepocházelo z jaderných testů, nýbrž z jaderných elektráren. V závislosti na typu reaktoru dosahují hodnoty vypuštěného tritia jadernou elektrárnou 0,02–0,09 g/rok na 1000 MW instalovaného výkonu.

## Kapitola 3

### Chování tritia v životním prostředí

Tritium  $^3\text{H}$  je radioaktivní izotop vodíku s poločasem rozpadu 12,3 let. Je mu věnována zvláštní pozornost, protože snadno vstupuje do substitučních reakcí se svým neaktivním izotopem  $^1\text{H}$  (protiem) a dostává se touto cestou do koloběhu vodíku na Zemi (Bunnenberg, 2001).

Dalším důvodem sledování tritia je jeho odlišný přenos, přeměna a výměnný mechanismus v životním prostředí oproti ostatním radionuklidům. Důvodem odlišného chování tritia jsou jeho nejhojnější formy skupenství v emisních plynech, kterými jsou např.: plynné tritium  $\text{T}_2$  nebo HT, dále pak  $\text{T}_2\text{O}$  (plynný) nebo HTO (tekutý). Právě z toho vyplývá odlišná fyzikální mobilita a chemická reaktivita tritia v životním prostředí (Bunnenberg, 2001).

V následujících kapitolách jsou popsány procesy chování tritia v atmosféře, jeho přenos z atmosféry do půdy a přeměny mezi jednotlivými formami tritia. Dále je uvedeno chování tritia v buňkách rostlin a živočichů. Kapitola se zabývá i modely chování tritia ve vodách a jeho prostorovými a časovými změnami.

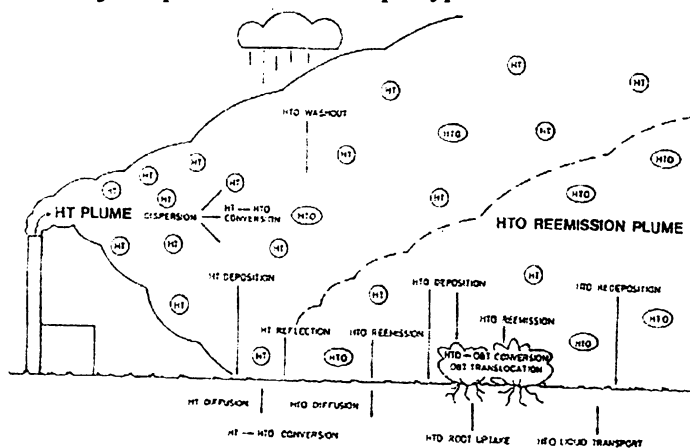
#### 3.1 Transport tritia ze zdroje do půdy

Mezi atmosférou, půdou a živými organismy je neustálý koloběh, přičemž většina tritia se vyskytuje v oxidované formě. Environmentální procesy tritia se dříve sledovaly jen z pohledu tritia jako izotopového indikátoru v geologických a biologických studiích. S rozmachem jaderného průmyslu v 80. a 90. letech se vypouštěné tritium stalo předmětem zkoumání, jelikož do té doby nebyly příliš známy mechanismy chování jednotlivých forem tritia a jejich vzájemné přeměny v životním prostředí. Výzkumy ukázaly, že přeměna HT na HTO, vypuštěného do atmosféry, probíhá



mnohem snáze v kontaktu s půdou. HTO je také 10 000 krát a podle Baezy (2006) až 25 000 krát radiotoxičtější než HT, což mělo za následek zpřísnění limitů pro vypouštění tritia. Procesy transportu tritia, jeho přeměna a koloběh v atmosféře, půdě a rostlinách je schematicky znázorněn na obr. 2.

Obr. 2 - Schéma transportu tritia a jeho přeměna a koloběh v atmosféře, půdě a rostlinách po vypuštění HT



Zdroj: Bunnenberg, 2001.

### 3.1.1 Atmosférický rozptyl a reakce tritia

Tritium je v atmosféře uváděno do pohybu dvěma hlavními pohyby: vodorovným prouděním vzduchu a turbulencí. Při modelování pohybu tritia v atmosféře jsou směr a rychlost větru ve výšce emise tritia hlavními parametry pro výpočty.

Jelikož je velký rozdíl v chování a radiotoxicitě mezi HT a HTO, je nutné znát procesy, které přeměňují HT na HTO. Hlavními reakcemi, které probíhají ve spodní atmosféře, jsou:

- Oxidace HT:  $2 \text{ HT} + \text{O}_2 \rightleftharpoons 2 \text{ HTO}$
- Izotopická výměna HT s vlhkostí vzduchu:  $\text{ HT} + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}_2 + \text{HTO}$
- Fotochemická reakce s OH radikály:  $\text{ HT} + 2\text{OH} \rightleftharpoons 2 \text{ HTO} + \text{H}_2$

Doba životnosti HT během těchto procesů se pohybuje v řádu několika let až desítek let, a proto není přeměna HT na HTO v lokálním měřítku příliš významná (Bunnenberg, 2001).



### 3.1.2 Suchá depozice HT a HTO

Suchou depozicí je myšlen transport tritia ze vzduchu do půdy, vegetace a do povrchových vod. Depoziční rychlost lze měřit jako podíl depozičního toku  $\Phi$  a koncentrace tritia v atmosféře  $C^a$  podle vzorce (3.1). Je nutné brát v úvahu i depoziční odpor, který se definuje jako (3.2).

$$\Phi [\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}] / C^a [\text{Bq m}^{-3}] = v [\text{m s}^{-1}] \quad (3.1)$$

$$R = 1/v \quad (3.2)$$

Specifikem suché depozice HT je jeho přeměna na HTO, která je zanedbatelná ve vztahu k živým organismům a vodě, ale velmi podstatná v půdě, kde mikrobiální procesy působí příznivě na tuto přeměnu. Depoziční rychlost a míru přeměny HT na HTO ovlivňuje objem volných (propustných) pórů v půdě, který závisí na půdní vlhkosti. Je-li půdní vlhkost vysoká (15 % a více), je objem pórů propustných pro difuzi tritia malý. Naopak při nízké vlhkosti půdy je sice objem propustných pórů velký a tím pádem velká i difuzní rychlost, ale podíl aktivních mikroorganismů je nízký a nepodporuje přeměnu HT na HTO v půdě. Podle Bunnemberga (2001) dochází k optimální přeměně, pokud je objem propustnosti půdy 45 %, vlhkost půdy 12 % a depoziční rychlost  $10^{-2}$  cm/s. Vertikální pronikání HT do půdy klesá s hloubkou, tzn., že nejvíce HT se nachází v prvních centimetrech půdy. Podle Velarde a Perlada (2001) se HT v půdě přemění na HTO během 1–7 dnů a 20 % HT je zpět emitováno do atmosféry ve formě HTO. Zbytek je začleněn do biologického cyklu.

Při suché depozici HTO není depoziční rychlost za daných podmínek konstantní jako u HT, ale klesá s časem, dokud není dosažena rovnováha mezi vlhkostí vzduchu a vlhkostí v půdě. Depozice HTO záleží také na propustnosti půdy a odporu listů. Při porovnání propustností do půdy je propustnost pro HT vyšší než pro HTO, a proto je HTO ukládáno pouze v prvních milimetrech půdy. Permanentní výměna molekul HTO mezi složkami životního prostředí, vzduch-půda, vzduch-rostliny a vzduch-voda, probíhá podobně jako u molekuly  $\text{H}_2\text{O}$ . Obě molekuly, HTO a  $\text{H}_2\text{O}$ , se pohybují nezávisle na sobě podle svého gradientu parciálního tlaku vodní páry. Stejně jako depozice HTO je možná i zpětná emise (re-emission) do atmosféry (Bunnenberg, 2001).

### 3.1.3 Mokrý depozice HT a HTO

Vliv vymývání (washout) HT z atmosféry je velmi zanedbatelný, protože je molekula HT špatně rozpustná ve vodě. Oproti tomu vymývání HTO je výborný způsob transportu vzdušného HTO na zemský povrch (deštěm nebo sněhem). Při procesu vymývání se vzduch kontaminovaný HTO pročišťuje a nastává výměna molekul HTO a H<sub>2</sub>O mezi vzdušnou vlhkostí a dešťovými kapkami. Zároveň probíhá proces ustanovení rovnováhy HTO ve vzduchu a dešťových kapkách pomocí jeho parciálního tlaku. Při mokré depozici lze spočítat koeficient vymývání (washout coefficient)  $\Lambda$  [s<sup>-1</sup>], který udává podíl HTO ve vzduchu vymytého za jednotku času. Pro porovnání je vymývání sněhovými vločkami o jeden řád větší než deštěm. Z údajů od Bunnemberga (2001) se koeficient vymývání pro dešť pohybuje v rozmezí  $1,5\text{--}3,5 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$  a pro sníh kolem hodnoty  $4,2 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ . Podobně jako u suché depozice závisí míra infiltrace HTO do půdy na faktorech, kterými jsou: druh a propustnost půdy, obsah vody a organických látek (Palomo, 2007).

Klíčové faktory ovlivňující suchou i mokrou depozici jsou atmosférické podmínky jako rychlost a směr větru nebo intenzita deště.

### 3.1.4 Zpětná emise HTO

Zpětná emise HTO je proces, při kterém se HTO uvolňuje z půdy či rostlin zpět do atmosféry a z tohoto důvodu se považuje za sekundární zdroj vzdušného HTO. Je to obrácený proces depozice, při kterém je výměna molekul páry mezi částicemi určovaná koncentračním gradientem. Podobně jako u procesu suché depozice byly i mezi mechanismy zpětné emise HTO a evaporací H<sub>2</sub>O nalezeny podobnosti. Na základě znalostí mechanismu evaporace je možné odvozovat rychlost a míru zpětné emise.

Přestože fyzikální podmínky v půdě a meteorologické poměry v atmosféře působí na obě molekuly stejně, je rozdíl mezi jejich gradienty parciálního tlaku páry, což způsobuje jejich rozdílné koncentrace v půdě i atmosféře těsně nad půdním profilem.

Z polních pokusů (Bunnenberg, 2001) je patrné, že míry zpětné emise HTO a evaporace H<sub>2</sub>O se liší v jejich časovém průběhu. Zatímco míra evaporace v prvních hodinách pokusu roste a následně klesá, míra zpětné emise exponenciálně klesá po celou dobu. Experimenty také ukázaly, že po depozici HTO do půdy je míra zpětné emise větší než u pokusu, ve kterém se jednalo o depozici HT. Tento rozdíl je způsoben faktem, že HTO je uloženo blíže povrchu než HT. V pokusech, kde se sledovala míra

zpětné emise v závislosti na denní době, bylo zjištěno, že míra zpětné emise vrcholí kolem dvanácté hodiny polední, poté klesá a opět narůstá v ranních hodinách dalšího dne.

## 3.2 Přenos tritia do rostlin a živočichů

Význam zkoumání tritia v rostlinách a živočiších spočívá v potenciálním přenosu tritia do lidského organismu jejich konzumací. Jedná se hlavně o tritiovou vodu HTO, kterou přijímá lidský organismus přímo v podobě tekutin a potravy. Příjem HT není pro lidský organismus významný, je hlavně podstatný pro listy rostlin, které HT přijímají přímo z atmosféry. Prvním krokem začlenění tritia do organického koloběhu je kontaminace vody pro rostliny, ze kterých se tritium dostává potravinovým řetězcem k člověku.

Vzhledem k rozdílu relativních hmotností tritiové vody (HTO) a přírodní vody ( $H_2O$ ) má HTO nižší hodnotu parciálního tlaku páry a difuzního koeficientu než  $H_2O$ . Chování obou molekul je v organické hmotě i přesto velmi podobné. Ovšem zatímco se obě molekuly pohybují stejně v toku, chovají se odlišně právě při difuzi díky odlišným koncentračním gradientům. Molekuly HTO nejsou navázány na molekuly  $H_2O$ , a proto není jejich specifická aktivita v koloběhu životního prostředí zanedbatelnou vlastností.

### 3.2.1 Přenos tritia do vody rostlinných pletiv

HTO vstupuje z atmosféry do listů jejich stomaty pomocí difuze páry. Hnací silou je přítom koncentrační gradient HTO ve vzduchu a listech. Oproti tomu transport HTO z půdy do rostlin si lze představit jako tok tritiové vody společně s přírodní vodou, a proto je hnací silou při vstupu HTO z půdy do listů koncentrační gradient  $H_2O$  (Belot, 2001).

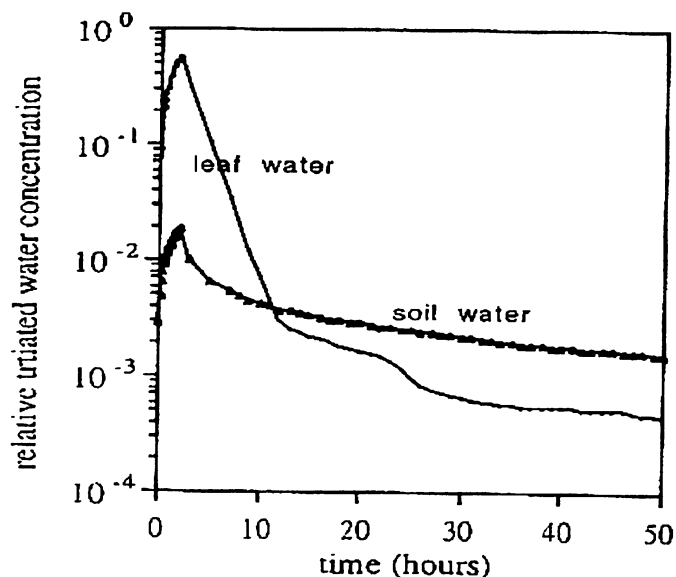
Pro demonstraci toho, jak reagují rostliny na permanentní vypouštění tritia, byly provedeny polní pokusy na plodinách, tj. bramborách, fazolích, slunečnicích a rajčatech (Belot, 2001). Plodiny byly zasazeny v nekontaminované půdě a vystaveny konstantnímu vypouštění tritia do ovzduší. Vzdušná vlhkost byla 70 %. Teoretický poměr koncentrace tritia ve vodě listů ku koncentraci tritia v atmosféře  $C/C_a$  se pohyboval v rozmezí 0,4–0,8 v závislosti na druhu plodiny. Naměřené hodnoty poměrů  $C/C_a$  se ovšem pohybovaly níže. To lze vysvětlit tím, že voda v nitrožilním pletivu je schopna výměny, zatímco voda ve spojovacích žilkách pletiva není, protože má nízkou

propustnost stěn žilek. Pokusy také ukázaly, že poměr koncentrace tritia ve tkáních rostlin a atmosféře závisí na druhu rostliny a jeho schopnosti vyměňovat  $H_2O$  za HTO.

Environmentální průzkum v okolí Savannah River Site se zabýval monitorováním tritia během 36-ti let (Belot, 2001). Roční průměr poměru koncentrace HTO v rostlinách ke koncentraci v atmosféře je okolo 0,7–0,8. Výjimku tvoří pouze velké výpustě HT, které se v půdě přemění na HTO a zvýší tak koncentraci HTO v půdní vlhkosti a následně i v rostlinném pletivu. Další monitoring byl proveden ve Francii (1 km od Marcoule), kde bylo sledováno významné množství vypouštěného tritia z továrny. Během 1 roku byly měřeny koncentrace tritia v atmosféře, dešti, půdě a trávě. Výsledky ukázaly hodnoty poměrů  $C/C_a$  0,07 pro déšť, 0,59 pro kořeny a 0,54 pro pletivo trav (Belot, 2001).

Při krátkodobých únicích tritia, např. havárii, je u průniku tritia do půdy důležitější rychlost difuze než rychlost infiltrace dešťové vody. Rostliny přijímají tritium během jejich vystavení havarijnímu úniku a po skončení tritium opět uvolňují. Pokus (Belot, 2001), graficky znázorněn na obr. 3, ukazuje fumigaci rostlin tritiovou vodou po krátký časový úsek.

**Obr. 3 – Simulace: Závislost koncentrace tritia na čase v systému rostlina-půda-atmosféra, během a po skončení působení HTO.**



Zdroj: Belot, 2001.

Nejprve je zaznamenán rychlý nárůst HTO v rostlinách, v další fázi fumigace je nárůst pomalejší vzhledem k postupnému dosahování rovnovážného stavu. V druhé fázi, po odstranění zdroje HTO, klesá prudce koncentrace tritia v listech, protože se HTO vypařuje a je nahrazováno vodou ( $H_2O$ ) z půdy. Následuje pozvolný a mnohem

pomalejší exponenciální pokles HTO v rostlinách. Ten lze vysvětlit tím, že rostlina čerpá vodu z půdy, kde je také HTO pocházející z fumigace. Následuje postupná výměna HTO za H<sub>2</sub>O.

Další pokus prokázal, že perzistence HTO v rostlinách se pohybuje v řádu několika dnů (místo minut) u rostlin, u kterých bylo tritium zavedeno přímo do půdy. Z toho plyne, že perzistence tritia v rostlinách je mnohem delší, když je půda kontaminována. Poločas ubývání tritia v rostlinách na pastvě se v létě pohybuje mezi 1 až 2 dny, zatímco v zimě trvá 5 dnů (Belot, 2001).

### 3.2.2 Tritium v organické hmotě rostlin

Tritium se v organické hmotě váže podle toho, jak snadno se vyměňují molekuly vodíku mezi vodou a organickými látkami. U atomů vodíku vázaných na kyslík, síru a dusík (jako jsou skupiny –OH, –SH a =NH), probíhá rychlá výměna s okolní vodou. Oproti tomu u vodíku vázaného na uhlík neprobíhá téměř žádná výměna. Procento vyměnitelného vodíku obnáší 40 % v molekule glukózy, 25 % u celulózy a 0 % u lipidů (Belot, 2001). Bylo pozorováno, že při vystavení rostlin tritiové vodě je téměř bezprostředně vyměněno 20–30 % vodíku v organické hmotě rostlin. Po ukončení expozice HTO dochází k následnému poklesu aktivity vody díky atmosférické výměně a současně klesá i vyměnitelný vodík v organické hmotě. To znamená, že vyměnitelný vodík v organických molekulách zůstává stále v rovnováze s vodíkem v okolní tritiové vodě (Belot, 2001).

Tritium se v organismech může nacházet na pozici snadno nebo obtížně vyměnitelné. Fotosyntéza je proces, kterým se tritium dostane do organických molekul na těžko vyměnitelnou pozici, jelikož se poté nachází v molekule glukózy. Rovněž byl pozorován rozdíl v začlenění tritia do organické hmoty za denního světla a za tmy. Ve tmě se uloží méně tritia, protože neprobíhá fotosyntéza. Množství tritia začleněného do organické hmoty závisí také na době, po kterou je rostlina vystavena zdroji tritia. Důležité je i to, v jaké růstové fázi se rostlina nachází (Belot, 2001). To potvrdily experimenty na hlízách brambor a zrnech pšenice. V pšeničných zrnech, která byla vystavena expozici tritia nejdříve 7 dní po začátku doby květu, bylo zjištěno 9 % organicky vázaného tritia. V případě 17-ti dní to bylo 45 % (Belot, 2001).

Na rostlinách, které byly vystaveny expozici tritia během růstu, byla zkoumána jeho frakcionace. Výsledky ukázaly, že koncentrace tritia ve vzduchu obnášela 0,9 násobek koncentrace v nutričním roztoku. Koncentrace tritia v listech převyšovala koncentraci

ve stoncích a nutričním roztoku o 2 %. Koncentrace nevyměnitelného organicky vázaného tritia v ječmenu byla 0,55 násobek koncentrace v jeho nutričním roztoku. Pravidlem tedy je, že specifická aktivita organicky vázaného tritia (nevyměnitelného) by měla být nižší než aktivita v roztoku tkání. Tyto rozdílné koncentrace dokazují biologickou frakcionaci tritia pomocí izotopického efektu, který působí na enzymatické reakce metabolismu (Belot, 2001)

### 3.2.3 Tritium v živočiších

Živočichové mohou tritium přijímat potravou, vodou nebo přímo z atmosféry. Kontaminace živočichů atmosférickým tritiem velmi záleží na chemické formě tritia (HT nebo tritiová vodní pára), ve které se nachází. Jedná-li se o příjem HT vdechutím, je v krvi rozpuštěno pouze 0,004 % inhalovaného HT. Pokusy ukázaly, že schopnost oxidovat HT na HTO mají bakterie v zažívacím traktu zvířat (Belot, 2001). Podobné pokusy byly provedeny s inhalací tritiové vodní páry, ze které je 99 % tritia zadrženo během několika vteřin v těle, kde se přemění na tritiovou vodu a rozptýlí se v tělních tekutinách. V případě inhalace HT by musela být jeho specifická aktivita HT v okolní atmosféře asi 15 000 krát větší (platí pro člověka), aby mohla v těle vzniknout stejná míra HTO jako po inhalaci tritiové vodní páry (Belot, 2001).

Všeobecně lze říci, že během příjmu tritiové vody u savců narůstá specifická aktivita v jejich těle nejprve velmi rychle, poté se nárůst zpomaluje a po ukončení expozice exponenciálně klesá. Tato rychlá změna tritia v organismu odpovídá poločas ubývání 1–10 dní, podle druhu organismu. Objem vody a denní ztráty vody u živočicha jsou přitom rozhodujícím faktorem. Voda ve tkáních či moči obsahuje jen pár dní po expozici tritiem asi 70–85 % specifické aktivity. Podobně jako u rostlin je specifická aktivita organicky vázaného tritia nižší, asi 20–30 % toho, co se nachází ve vodě tkání (Belot, 2001).

Přijímají-li živočichové potravu kontaminovanou tritiem, jedná se o příjem organicky vázaného tritia, tzn. tritia na nevyměnitelné pozici. Organicky vázané tritium se začlení do buněk a podle druhu organismu je jeho poločas ubývání 10–100 dní. Například poločasy ubývání organicky vázaného tritia v orgánech pokusných koz dosahují 62–318 dní (Belot, 2001).

Hlavní dva aspekty chování tritia v životním prostředí jsou podle Belota (2001): Tritium se vyznačuje velkou mobilitou mezi jednotlivými složkami životního prostředí. Tritium se v prostředí ani v žádném organismu neakumuluje. Poločasy ubývání jsou ve

vodě rostlin v řádu několika minut, u dekontaminace půdní vody a organismů se jedná o několik dnů či měsíců. V případě dlouhotrvající kontaminace životního prostředí neexistuje žádná akumulace tritia ani žádný bioindikátor, který by přednostně tritium hromadil (Belot, 2001).

Ovšem oproti tomuto tvrzení stojí poměrně nové výsledky Daillanta (2004), který zkoumal lišejníky jako bioindikátory tritia v okolí jaderných zařízení v Burgundsku. V lišejnících bylo nalezeno organicky vázané tritium, které svou aktivitou převyšovalo hodnotu přírodního pozadí až 1 000 násobně v blízkém okolí jaderného zařízení. V okruhu 20 km to bylo stále ještě 10–100 násobně. Důvodem vysokého příjmu organicky vázaného tritia je pomalý metabolismus lišejníků. Výzkumem biomonitoringu se zabýval i Yha et al. (2005), který zjistil, že tritium se v mořském bezobratlovci (*Mytilus edulis*) hromadí různě v závislosti na druhu tkáně a orgánu a že dávka pod 500  $\mu\text{Gy/h}$  už může působit genotoxicky.

### 3.3 Chování tritia v tekoucích vodách, nádržích a oceánech

Chování tritia, ať už v tekoucích či stojatých vodách, lze sledovat z pohledu jeho chování v čase nebo prostoru. U vodních nádrží lze sledovat vertikální i horizontální rozložení specifických aktivit tritia. Baeza a kol. (2006) se zabýval měřením jak časového tak prostorového vývoje tritia ve vodní nádrži pod jadernou elektrárnou na řece Tagus. Jeho výsledky ukazují, že časový vývoj tritia v nádrži závisí především na manipulaci s nádrží. Pro sledování prostorového rozložení tritia byly zvoleny dva testovací dny, jeden v zimě a jeden v létě. Z výsledků je patrné, že specifická aktivita tritia se v zimě v horizontálním i vertikálním profilu nádrže velmi různila. Důvodem je fakt, že nádrž se v zimě chová podobně jako řeka díky přirozeným velkým průtokům vody. Naopak jeho měření v létě ukazují jak vertikální tak horizontální homogenizaci aktivit tritia v nádrži.

Tritium má i praktické uplatnění a ve výzkumu se využívá jako izotopový indikátor, tzv. „tracer“. Například v hydrogeologii lze pomocí tritia (a dále také izotopu kyslíku a deuteria) objasnit původ vody, dobu jejího zadržení na určitém místě, hydrologickou bilanci daného území či vztah mezi povrchovou a podzemní vodou. Naměřené údaje během delších časových úseků – několik let až desítek let – slouží ve výzkumu jako referenční hodnoty pro pozorování dlouhodobých změn v koloběhu vody a také pro



klimatologické a biologické studie (BAFU, 2007). Např. Celle-Jeanot se zabývala modelováním tritia ve srážkách, podle kterých lze určit koncentraci zdroje pro doplnění podzemní vody. V jiných výzkumech bylo tritium použito jako indikátor pro zjištění cirkulace podzemní vody okolo alpských tunelů a zároveň poskytovalo informaci o době transportu vody (Maréchal a Etcheverry, 2003)

Tritium lze využít jako izotopového indikátoru také v oceánech. Muslow (2003) zkoumal chování tritia ve vodách Indického oceánu (Arabské moře). Koncentrace tritia, které pochází stále z velké části z jaderných testů v letech 1961–1962, v oceánech rozpadlo na téměř přirozené hodnoty. Porovnával přitom své výsledky s výsledky dvacet let starými a získal tím časové změny ve vývoji tritia. Zjistil vyšší koncentrace při hladině než z předchozího monitoringu. Ty jsou zřejmě způsobeny neznámými údaji o vypouštění radioaktivních odpadů. Jeho výzkum dále ukazuje, že koncentrace tritia obecně klesá s hloubkou (vertikálně). Ztráty vypařováním, které způsobují izotopickou frakcionaci, je možné přičítat vyšší koncentraci tritia při hladině. Dalším poznatkem je, že koncentrace při hladině klesá ze severu směrem na jih (zeměpisná šířka). To by se dalo vysvětlit tím, že zimní proudění, které je silnější na severu, by mohlo přispívat k transportu tritia z atmosféry do hlubších částí moře.

Celkově je tritium ovlivňováno monzunovými režimy (léto a zima), cirkulačními procesy v oceánu a transportem tritia z atmosféry do oceánu pomocí izotopické výměny s vlhkostí, deštěm a přítoky řek. Na rozdíl od ostatních radionuklidů může tritium v oceánech klesat pouze díky fyzikálním procesům a ne pomocí biochemických procesů nebo dlouhých poločasů rozpadu jako u jiných radioizotopů (Muslow, 2003).

Palomo (2007) zkoumal vodu z vodovodního kohoutku, balené vody, deště, studny, pramenů a řek. Výsledky pro dešťovou vodu ukázaly, že záleží na zeměpisné šířce, vzdálenosti od oceánu a také umělých zdrojích tritia. Studie potvrdila, že srážky, minerální vody, voda z vodovodu a řeky měly nízký obsah tritia, pod minimální detekovatelnou hodnotou (0,6 Bq/l). Pouze voda z řeky Ebro, která byla měřena pod JE Ascó, vykazovala průměrné hodnoty aktivit okolo 6 Bq/l. Tato hodnota leží stále hluboko pod limitem 100 Bq/l pro pitnou vodu (Palomo, 2007).

## Kapitola 4

### Radiační ochrana

Objev paprsků X, rentgenového záření, C. W. Roentgenem a uranových paprsků, přírodní radioaktivity, H. Becquerelem v 90. letech 19. století stojí na počátku vědeckého zájmu o ionizující záření. Vědečtí pracovníci začali s radiací experimentovat a mnozí z nich utrpěli závažné zdravotní újmy. Reakcí na toto zjištění se zrodil obor radiační ochrany, který měl chránit před negativními účinky ionizujícího záření. Bylo potřeba nahromadit poznatky, definovat veličiny, zkoumat účinky na organismy, stanovit limity a vytvořit účinnou legislativu v oboru radiační ochrany. Nové úkoly vyvstaly v radiační ochraně po 2. světové válce s počátkem jaderných zbraní a atomového průmyslu, kdy začala radiační ochrana jako obor pronikat nejen na národní, ale i mezinárodní rovinu (SÚRO, 2006).

#### Stručný průřez historií RO

V roce 1897 použil MUDr. R. Jedlička poprvé rentgenové záření v lékařské diagnostice v českých zemích. O deset let později provedl prof. J. Stoklasa řadu měření přírodní radioaktivity a jejích účinků na rostliny.

1919 byl zřízen Státní ústav radiologický RČS jako hlavní pracoviště v oblasti fyzikálního a chemického výzkumu radioaktivity, spadala pod něj i správa jáchymovských uranových dolů.

V roce 1925 se konal 1. mezinárodní radiologický kongres v Londýně a o rok později byla ustanovena Čs. Společnost pro rentgenologii a radiologii.

1933 byl přijat zákon č. 99/1932 Sb. o odškodnění nemocí z povolání (zahrnuto „onemocnění rakovinou plic způsobenou radiovými paprsky a emanací“, jednalo o onemocnění dělníků z jáchymovských dolů).

V roce 1946 byly po celé republice zřizovány Ústavy pracovního lékařství s hlavním vědeckým centrem v Praze, který od roku 1952 přešel pod Ústav hygieny práce a chorob z povolání. V téže roce byla vydána norma ČSN 34 1720 „Rentgenová zařízení a pracoviště“.

1955 přišla nabídka vlády SSSR o pomoci při výzkumu ve fyzice atomového jádra a při využití atomové energie.

Od počátku 20. století vznikla četná pracoviště zabývající se problematikou ionizujícího záření a radiační ochranou. Tato pracoviště byla v roce 1970 sjednocena do jednoho komplexu, Institutu hygieny a epidemiologie s Centrem hygieny záření. To bylo po havárii v Černobylu pověřeno shromažďováním a vyhodnocováním veškerých radiačních měření na našem území.

1993 byl zřízen Státní úřad pro jadernou bezpečnost a založen celostátní registr expozic ionizujícímu záření v ČR. O dva roky později vznikl Státní ústav radiační ochrany, SÚRO, při SÚJB.

1997 byl přijat „atomový zákon“ č. 18/1997 Sb. o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (SÚRO, 2006).

## 4.1 Veličiny a limity v radiační ochraně

V této podkapitole je vybráno několik podstatných veličin týkajících se radioaktivních přeměn a veličin používaných v radiační ochraně (Singer a Heřmanská, 2004; Švec a kol., 2006):

$$- \text{Četnost dějů } N \quad N = dN / dt \quad [s^{-1}] \quad (4.1)$$

je podíl středního počtu dějů  $dN$  a časového intervalu  $dt$ , v němž děje proběhly.

$$- \text{Aktivita } A \quad A = dN / dt \quad [Bq] \quad (4.2)$$

je podíl středního počtu radioaktivních přeměn  $dN$  a časového intervalu  $dt$ , v němž k přeměně došlo. 1 Becquerel znamená jednu přeměnu za sekundu.

$$- \text{Měrná aktivita } a \quad a = A / m \quad [Bq/kg, Bq/l, Bq/m^3, Bq/m^2] \quad (4.3)$$

je podíl aktivity  $A$  a hmotnosti, objemu či plochy  $m$  radioaktivní látky.

- *Přeměnová konstanta*  $\lambda$        $\lambda \times N = - dN / dt$       [s<sup>-1</sup>]      (4.4)

je konstanta úměrnosti mezi časovým úbytkem počtu atomů radionuklidů

-  $dN / dt$  (úbytek je způsoben samovolnou přeměnou) a celkovým počtem atomů  $N$  (dosud radioaktivně nepřeměněných).  $\lambda$  tedy udává relativní rychlost rozpadu radionuklidů.

- *Poločas přeměny*  $T_{1/2}$        $T_{1/2} = \ln 2 / \lambda$       [s]      (4.5)

udává střední dobu, za kterou klesne počet atomů radionuklidu právě na polovinu původního počtu atomů.

- *Energie emitovaných částic* je jednoznačnou charakteristikou radionuklidu, který tyto částice emituje. Vlastnosti záření závisí právě na emitované energii, která se udává v elektronvoltech [eV] nebo jeho násobcích [keV, MeV, atd.], přičemž platí: 1 eV = 1,6 × 10<sup>-19</sup> J (Švec a kol., 2006).

- *Dávka D* je energie absorbovaná v jednotce hmotnosti ozařované látky. Jednotkou je Gray [Gy] s rozměrem [J/kg]. Dávka 1 Gy znamená, že v 1 kg ozařované látky se absorbuje energie záření 1 J.

- *Ekvivalentní dávka*  $H_T$        $H_T = D_{T,R} \times w_R$       [Sv]      (4.6)

je součin absorbované dávky  $D_{T,R}$  ve tkáni  $T$  působením záření  $R$  a radiačního váhového faktoru  $w_R$  příslušného záření typu  $R$ . Hodnoty  $w_R$  závisí na druhu energie dopadajícího záření. Tak např. biologické účinky beta a gama záření jsou stejné, účinky alfa záření jsou dvacetkrát větší. Z toho vyplývá, že dávka 1 mGy způsobí v případě beta a gama záření ekvivalentní dávku 1 mSv a v případě alfa záření 20 mSv.

- *Efektivní dávka*  $E$        $E = \sum (w_T \times H_T)$       [Sv]      (4.7)

je definována jako součet všech vážených středních hodnot ekvivalentních dávek  $H_T$  v tkáních nebo orgánech  $T$ .  $w_T$  představuje tkáňový váhový faktor, který vyjadřuje relativní příspěvek daného orgánu nebo tkáně k celkové zdravotní újmě.

- *Kolektivní efektivní/ekvivalentní dávka S* vyjadřuje součet všech efektivních, popř. ekvivalentních dávek všech jednotlivců v určité skupině. Udává se v jednotkách [Sv] nebo [man-Sv] pro zdůraznění skupiny.

### Limity v radiační ochraně

Pro ochranu obyvatel jsou určeny limity, které určují, kolik radiace může člověk během určité doby přijmout. Pro určení nejvyšší přípustné dávky, kterou mohou jednotlivci obdržet, jsou ustanoveny tzv. *dávkové limity*. Jsou závazné a není možné je překračovat. Tab. 2 ukazuje přehled dávkových limitů zvláště pro obyvatelstvo a pro radiační pracovníky.

**Tab. 2 - Přehled dávkových limitů pro obyvatelstvo a radiační pracovníky**

		Obecné limity	Limity pro radiační pracovníky
<b>Efektivní dávka</b>	za kalendářní rok	1 mSv	50 mSv
	za dobu 5 po sobě jdoucích kalendářních roků	5 mSv	100 mSv
<b>Ekvivalentní dávka</b>	v oční čočce za kalendářní rok	15 mSv	150 mSv
	v 1 cm <sup>2</sup> kůže za kalendářní rok	50 mSv	500 mSv

Zdroj: Švec a kol., 2006.

Pro posuzování bezpečnosti provozu jaderné elektrárny jsou stanoveny limity efektivní dávky pro jednotlivce z tzv. *kritické skupiny*, což je obyvatelstvo žijící 3-5 km od JE. Jedná se o jednotlivce, u kterého se předpokládá, že bude v dané oblasti žít 50 let a konzumovat pouze místní výrobky. Hodnota průměrné efektivní dávky je u kritické skupiny obyvatel určena na 200  $\mu$ Sv za kalendářní rok u výpustí do ovzduší a 50  $\mu$ Sv u výpustí do vodotečí (Singer a Heřmanská, 2004).

Vědecká komise Spojených národů pro účinky atomového záření určila roční efektivní dávku z kosmogenního tritia na 0,01  $\mu$ Sv (UNSCEAR, 2000 c).

## 4.2 Legislativa

Legislativu zabývající se radiační ochranou lze rozdělit do dvou velkých skupin, mezinárodní a národní. Mezinárodní předpisy jsou většinou doporučení vydaná organizacemi, která nemají závazný charakter. Oproti tomu jsou národní předpisy

závazné. Liší se navzájem ale podle země, ve které byly vydané. V současnosti stále více převládá snaha o sladění a sjednocení národních legislativ.

### **Mezinárodní organizace zabývající se radiační ochranou**

ICRP (International Commission on Radiological Protection) je Mezinárodní komise radiační ochrany. Je to nezávislá registrovaná charitativní organizace, která propaguje vědu radiační ochrany v zájmu veřejnosti. Stanovuje doporučení a rady v ochraně proti ionizujícímu záření. Jedna z pěti komisí ICPR se zabývá radiační ochranou životního prostředí (ICRP, 2006).

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) je Vědecká komise Spojených národů pro účinky atomového záření, která byla zřízena v roce 1955 s cílem hodnotit zdroje a účinky ionizujícího záření. Valné shromáždění OSN jmenovalo 21 států jako členů Vědecké komise (Internet 1).

WHO (World Health Organisation), Světová zdravotní organizace souvisí s činností komise pro Codex Alimentarius při UN (Pöschl, 2006).

NEA/OECD (Nuclear Energy Agency / Organisation for economic Co-operation and Development). Agentura pro jadernou energii při Organizaci pro ekonomickou spolupráci a vývoj je mezivládní organizace industrializovaných zemí založena v Paříži. Jejím úkolem je podporovat svých 28 členských států, ČR je také členem, v mírovém a bezpečném využívání jaderné energie pomocí mezinárodní spolupráce a právních podkladů a s využitím vědeckých a technologických poznatků (Internet 2).

IAEA (International Atomic Energy Agency), Mezinárodní agentura pro atomovou energii je nezávislá mezinárodní organizace založena v roce 1957. Je centrem pro spolupráci v celé oblasti jádra. Svou činnost soustřeďuje na jadernou bezpečnost, kontrolu, vědu a technologie (Internet 4).

### **Legislativa ČR**

Právní zabezpečení radiační ochrany v ČR vychází z „atomového zákona“, tj. zákon č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření, s novelou 13/2002 Sb. Na atomový zákon navazuje řada vyhlášek Státního úřadu pro jadernou bezpečnost. Je to především vyhláška SÚJB č. 499/2005 Sb., o radiační ochraně. Další vyhlášky (č.315–319/2002 Sb.) upravují oblasti jaderné bezpečnosti, jako jsou evidence a kontrola jaderných materiálů, jejich přeprava, skladování a ukládání, zajištění

havarijní připravenosti jaderného zařízení a celostátní radiační monitorovací sítě. Detaily je možné zjistit ve Sbírce zákonů ČR.

Organizace zabývající se radiační ochranou v ČR: SÚRO, SÚJB, SÚRAO, ÚJV Řež (Pöschl, 2006). SÚJB, Státní úřad pro jadernou bezpečnost byl zřízen v roce 1993 jako nový ústřední orgán státní správy a dozoru ČR při mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (SÚRO, 2006).

Největší důraz je kladen na legislativu týkající se bezpečnosti potravinových zdrojů a potravin, což se týká hlavně stanovení limitů pro radioaktivní látky v potravinách a pitné vodě. Jsou určovány intervenční hladiny, což jsou maximální přípustné hladiny radionuklidů v potravinářských zdrojích i jejich produktech. Dalším důležitým termínem v radiační ochraně je maximální přípustná koncentrace MPC (= Maximum Permissible Concentration), která se vypočítá podle následujícího vzorce (Pöschl, 2006):

$$\text{MPC} = D / f_i \times (\text{FI}) \times (\text{DC})_i \quad (4.8)$$

kde:	MPC	-	maximální přípustná koncentrace, resp. měrná aktivita (Bq/kg pro pevné látky, Bq/l pro vodu).
	D	-	maximální doporučená dávka za jednotku času na kritický orgán (mSv/r)
	f	-	frakce přijaté kontaminované potraviny (bezrozměrná, nabývá hodnot 0,01–1)
	FI	-	množství přijaté potraviny za jednotu času (kg/r, l/r)
	DC	-	konverzní faktor pro dávku (mSv/Bq)

Uvádění radionuklidů do životního prostředí je dáno § 4 odst. 2 Atomového zákona následujícím způsobem:

Vypouštění odpadních vod do povrchových vod:

$$\sum a_{v,i} \times h_{\text{ing}, i} < 10^{-4} \text{ Sv/m}^3 \quad (4.9)$$

Vypouštění odpadních vod do veřejné kanalizace:

$$\sum a_{v,i} \times h_{\text{ing}, i} < 10^{-2} \text{ Sv/m}^3 \quad (4.10)$$

Vypouštění plynných látek do atmosféry:

$$\sum a_{v,i} \times h_{\text{inh}, i} < 10^{-7} \text{ Sv/m}^3 \quad (4.11)$$

kde:	$a_{v,i}$	-	objemová aktivita jednotlivých vypouštěných radionuklidů [Bq/m <sup>3</sup> ]
	$h_{\text{inh}, i}, h_{\text{ing}, i}$	-	konverzní faktory pro příjem těchto radionuklidů jednotlivcem [Sv/Bq]

Podle nařízení vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech k vypouštění odpadních vod do povrchových vod a do kanalizací a o citlivých oblastech byl stanoven imisní standard, 4 000 Bq/l, přípustného znečištění povrchových vod tritiem (Česko, 2003)

Pro hodnocení kvality pitné vody je stanovena směrná hodnota objemové aktivity tritia v dodávané vodě podle vyhlášky SÚJB č. 499/2005 o radiační ochraně. Tato směrná hodnota je 100 Bq/l (Česko, 2005).



## **Kapitola 5**

### **Jaderná elektrárna – JE Temelín**

Jaderná elektrárna Temelín se nachází 25 km od Českých Budějovic. Tlakovodní reaktory VVER 1000 typu 320 mají v současnosti instalovaný výkon 2000 MW. Technologická voda pro chlazení je odebírána z nádrže Hněvkovice, která byla vybudována za tímto účelem. Zkušební provoz prvního bloku byl zahájen v červnu 2002, na druhém bloku v dubnu 2003 (Internet 4). Od roku 2004 má JETE zaveden a certifikován systém řízení ochrany životního prostředí (EMS – Environmental Management System) v souladu s požadavky normy ČSN EN ISO 14 0001 (ČEZ, 2006).

#### **5.1 Popis jaderné elektrárny**

Jaderná elektrárna slouží k výrobě energie pomocí štěpení jader atomů těžkých prvků. Skládá se z těchto základních částí: jaderný reaktor, chladicí systémy, generátor a řídicí a bezpečnostní zařízení (Pöschl, 2006). V reaktoru vzniká řízenou reakcí při štěpení jader uranu teplo, které odvádí voda primárního okruhu do parogenerátoru (tepelného výměníku), odkud voda předává teplo z primárního do sekundárního okruhu. Ten vzniklou páru vede následně na turbínu. Vodní pára roztáčí turbínu, která pohání generátor elektrické energie. V generátoru se mechanická energie rotace turbíny přeměňuje na elektřinu. Pára přicházející z turbíny se ochlazuje v kondenzátoru, ve kterém se přeměňuje na vodu a vrací se do parogenerátoru. Teplo páře v kondenzátoru odebírá chladicí voda třetího okruhu, která se ochlazuje v chladicí věži a vrací se zpět do řeky. Zároveň se věží uvolňuje i vodní pára (Internet 4).

Používané jaderné reaktory ve světě uvádí následující přehled ( Pöschl, 2006):

- ◆ **LWR** (Light Water Cooled and Moderated Reactor) je lehkvodní reaktor a používá se v 85 % typů.
  - **PWR** (Pressurized Light Water Cooled and Moderated reactor) = VVER (Vodovodjanoj energetičeskij reaktor) je tlakovodní reaktor, který je chlazený vodou a moderovaný. Je instalován v JE Temelín i Dukovany.
  - **BWR** (Boiling Light Water Cooled and Moderated Reactor) je reaktor chlazený vroucí vodou a také moderovaný.
- ◆ **Grafitové reaktory**, u těchto reaktorů je moderátorem grafit, reaktory se používají z 9 %.
  - **GCR** (Gas Cooled Graphite Moderated Reactor) je plynem chlazený reaktor.
  - **AGR** (Advanced Gas Cooled Graphite Moderated Reactor) je pokročilý plynem chlazený reaktor.
  - **LWGR** (Light Water Cooled Graphite Moderated Reactor) = RBMK (Reaktor bolšoj moščnosti – kanalny) je reaktor chlazený lehkou vodou. Tento typ byl instalován v JE v Černobylu.
  - **HTGR** (High Temperature, Gas Cooled, Graphite Moderated Reactor) je vysokoteplotní reaktort chlazený plynem.
- ◆ **PHWR** (Pressurized Heavy Water Cooled and Moderated Reactor) je reaktor chlazený tlakovou těžkou vodou a je moderovaný. Nejznámější je typ CANDU (kanadský).
- ◆ **GCHWR** (Gas Cooled Heavy water Moderated Reactor) je reaktor chlazený plynem (CO<sub>2</sub>) a moderovaný těžkou vodou.
- ◆ **FBR** (Fast Breeder Reactor) je rychlý množivý reaktor.

## 5.2 Kapalně a plynně výpusti z JETE

V JETE probíhají dva procesy, kterými vznikají radionuklidy a to proces štěpení a aktivace. Odpady, které jsou z JETE uvolňovány do životního prostředí jsou kapalně výpusti v podobě chladicí vody a plynně výpusti v podobě vodní páry a aerosolů. Voda i vodní pára, která jadernou elektrárnu opouští, obsahuje zbytkové množství radionuklidů.

**Plynné výpusti** jsou čištěny přes filtry a zpoždovací linky, které snižují aktivitu výpustí o aktivitu krátkodobých radionuklidů, které se přemění na stabilní izotopy. Výpustě obsahují např.  $^{41}\text{Ar}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{40}\text{Ar}$  nebo radionuklidy jódu. Některé radionuklidy se vyskytují také ve formě aerosolů. Jsou to ty, které vznikly rozpadem vzácných plynů nebo aktivací materiálů, které jsou přítomny jako příměs v primárním okruhu nebo které jsou uvolněny korozí konstrukčních materiálů. U výpustí tritia z chladicí věže se jedná o recyklaci tritia, které bylo již vypuštěno kapalnými výpustěmi a je již započteno v její bilanci. Proto se s tritiem u plyných výpustí již nepočítá.

**Kapalné výpusti** zahrnují radionuklidy, které jsou principiálně stejné jako radionuklidy vypouštěné do ovzduší, tedy štěpné produkty, tritium a produkty koroze. Tritium je do vodotečí vypouštěno regulovaně a ve větším rozsahu, tudíž jsou pro něj stanoveny zvlášť limity, které určují, kolik aktivity je přípustné vypustit za rok (Švec a kol., 2006). Množství tritia v odpadních vodách z tlakovodního reaktoru je  $5,3 \times 10^2$ , udáno v relativním poměru k cesiu 137, přičemž  $^{137}\text{Cs} = 1$  (Eisenbud a Gesell, 1997).

JETE odebírá technologickou vodu z nádrže Hněvkovice. Většina vody je používána pro odvod zbytkového tepla z reaktoru. Cirkuluje v chladícím okruhu, kde se v chladících věžích z části odpařuje. Tímto způsobem se koncentrují všechny látky v ní obsažené, a proto se část vody (odluh) průběžně vypouští. Odluh je hlavní částí odpadních vod z JETE (Internet 4). Bylo zjištěno, že z bilančního hlediska – při hodnocení vypouštěných aktivit umělých radionuklidů s odpadními vodami JETE – je podle projektové dokumentace a dosavadních zkušeností nejvýznamnější vypouštěná aktivita tritia (Hanslík a kol., 2006).

Managementem snížení objemových aktivit tritia v odpadních vodách se zabýval Heinze et al. (2003), který pro vody s vysokou aktivitou navrhuje regeneraci a pro vody s nízkou aktivitou bipolární elektrolýzu. Takovéto postupy jsou ovšem energeticky náročné a v jaderných elektrárnách se neprojektují.

### 5.2.1 Limity pro vypouštění odpadních vod z JETE

V lednu 2007 byly Krajským úřadem v Českých Budějovicích schváleny nové limitní hodnoty pro povolení k vypouštění odpadních vod z JE Temelín do Vltavy v profilu Kořensko.

**Tab. 3 - Limitní hodnoty pro tritium ve vypouštěných odpadních vodách**

Ukazatel	Hodnota p (na vyústění) Bq/l	Hodnota max (na vyústění) Bq/l	Max. Bq/s (Q = 100 l/s)	Max. Bq/rok
Tritium	$2,56 \times 10^5$	$3,33 \times 10^5$	$3,33 \times 10^7$	$6,6 \times 10^{13}$

Zdroj: Česko, 2007. Krajský úřad – České Budějovice.

Z Tab. 3 vyplývá, že maximální povolená roční aktivita, kterou JETE smí vypustit do Vltavy, je  $6,6 \times 10^{13}$  Bq/rok. Z tohoto údaje lze vypočítat limit pro roční průměrné objemové aktivity tritia ve Vltavě-Podolí. Výpočty jsou uvedeny v kapitole 7.

### 5.3 Vliv JETE na životní prostředí

Už v počátcích plánování výstavby Jaderné elektrárny Temelín bylo provedeno monitorování složek životního prostředí. Bylo zjišťováno předprovozní radioaktivní i neradioaktivní znečištění, aby mohlo být srovnáno se znečištěním po uvedení JETE do provozu. Z výsledků předprovozního výzkumu (Hanslík, 1994) vyplývá, že při provozu dvou bloků elektrárny s výkonem 2000 MW nedojde k překročení limitních ukazatelů.

Hanzlíček (2006), jako poradce pro ekologii ministerstva průmyslu a obchodu, posuzoval vliv JETE na životní prostředí podle Direktivy Evropské komise č. 97/11/EC, článek 6. Byly hodnoceny následující okruhy: 1) Ovzduší a klima, 2) Hydrologie, 3) Půda a horninové prostředí, 4) Vlivy na obyvatelstvo, 5) Příroda a krajina, 6) Odpady a 7) Možnost vzniku a prevence havárií. Hodnocení všech okruhů bylo klasifikováno stupněm 2,5 (vážený průměr pětistupňové verbálně numerické stupnice).

#### 5.3.1 Vliv JETE na hydrosféru

Chemický a biologický monitoring odpadních a dešťových vod JETE sledovala Kočková a kol. (2004). Zjistila, že oteplené odpadní vody z JETE se ve vegetačním období zasouvaly do horních vrstev nádrže Orlík a tím podporovaly rozvoj fytoplanktonu, hlavně sinic. Kyslíkové deficity byly zaznamenány od profilu Podolský most až k hrázi nádrže Orlík v důsledku odumírání biomasy sinic. Nádrž Hněvkovice byla ovlivněna přísunem řas a sinic z Potoku Strouha, dešťovými vodami nikoliv.

Vlivem JETE na hydrosféru se zabýval také Hanslík a kol. (2006). Výsledky ukazují, že odběr technologických vod pro chladicí účely elektrárny nenarušuje

minimální průměrné denní průtoky. Také příspěvek RAS (rozpuštěné anorganické soli) z provozu JETE je k celkové bilanci tohoto ukazatele v odebírané technologické vodě velmi malý. Bilance BSK<sub>5</sub> je po vypuštění z JETE dokonce cca 4 krát nižší než ve vodě odebírané z nádrže Hněvkovice. To se děje v důsledku samočisticí funkce chladicího okruhu elektrárny. Dále byly v povrchových vodách sledovány radioaktivní látky <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr a <sup>3</sup>H. Hodnocení vývoje objemových aktivit <sup>137</sup>Cs a <sup>90</sup>Sr v povrchových vodách Vltavy za období 1990-2005 ukazuje, že dochází k postupnému poklesu objemových aktivit těchto radionuklidů (Hanslík a kol., 2006). Podobný klesající trend byl ovšem pozorován také ve vodě neovlivněných řek (Lužnice a Otava), z čehož vyplývá, že klesající aktivity <sup>137</sup>Cs a <sup>90</sup>Sr pocházejí z kontaminace jaderné havárie v Černobyli v roce 1986 (Hanslík a kol., 2006) a výpustě objemových aktivit těchto radionuklidů jsou zanedbatelné.

### 5.3.2 Sledování tritia ve Vltavě

Hodnocení Hanslíka a kol. (2004) uvádí, že vlivy výpustí tritia s odpadními vodami JETE jsou měřitelné a roční průměrné objemové aktivity ve Vltavě odpovídají prognózním výpočtům pro tzv. zabezpečený a průměrný průtok vody. Zároveň jsou aktivity tritia jediným radionuklidem, u kterého lze v povrchových vodách konstatovat znatelný růst.

Při sledování tritia v podélném profilu Vltavy lze pozorovat, že dochází k ředění aktivit tritia vlivem přítoků Vltavy, kterými jsou Lužnice, Otava, Sázava a Berounka. To dokládá Hanslík a kol. (2006) naměřenými hodnotami v roce 2005: Vltava Solenice 9,7 Bq/l, Vltava Štěchovice 10,3 Bq/l, Praha-Podolí 8,1 Bq/l, Vltava Zelčín 7,2 Bq/l a Labe Hřensko 4,3 Bq/l.

Detailně (dvakrát týdně) je tritium sledováno od konce roku 2001 v profilu Vltava Praha-Podolí, kde je od roku 2001 pozorován růst objemové aktivity tritia. Od spuštění JE Temelín byla vůbec nejvyšší hodnota objemové aktivity tritia zaznamenána v profilu Vltava Solenice. Bylo to 38,9 Bq/l (Hanslík a kol., 2006).

### 5.3.3 Vliv na ostatní složky životního prostředí

Použití bioindikátorů slouží pro komplexnější pohled v monitorování vlivu radionuklidů, je ovšem nutné vybrat vhodné bioindikátory. V okolí jaderných elektráren se používají nejčastěji mořské řasy, vyšší rostliny, mlži, bentičtí bezobratlí, ryby (v povrchových vodách) a savci (Boháč, 2004). V okolí JE Temelín byly sledovány

mechy, borová kůra, lesní humus, lesní plody a hřib hnědý. Ve všech analyzovaných vzorcích nebyly identifikovány žádné umělé radionuklidy, s výjimkou  $^{137}\text{Cs}$ , jehož měrné aktivity odpovídají stavu před spuštěním JETE (Thinová, 2006).

Vliv provozu JETE na klimatické podmínky v blízkém i širším okolí je nutné monitorovat nejméně po dobu 10 let, kdy bude možné porovnat dvě desetileté časové řady (před a po spuštěním JETE). Prokazatelný vliv na klima mají chladicí věže možná jen na nejbližší okolí, v řádu několika stovek metrů až jednotek kilometrů (Smítka, 2004).

## Kapitola 6

### Materiál a metodika

Nejpoužívanější metodou pro měření nízkoenergetického beta záření je kapalinová scintilační metoda, pomocí které je možné velmi dobře stanovit tritium. Metoda je velmi vhodná pro vzorky, které obsahují pouze jeden radioizotop. Používá se při stanovení objemové aktivity tritia v pitných, povrchových, podzemních a srážkových vodách. Jelikož se u metody projevuje efekt zhášení (quenching), který zhoršuje účinnost detekce, předchází se tento nedostatek destilací vzorku, ze kterého jsou takto odstaněny interferující látky (Palomo, 2007). Pro měření je používán kapalinový scintilační přístroj Quantulus 1220, který zajišťuje stabilní podmínky i při dlouhém měření. Tento přístroj je určen nejen pro detekci tritia, ale i např. radiouhlíku, radonu či stroncia 90 (Internet 5).

#### 6.1 Popis metody pro stanovení objemové aktivity tritia

##### Podstata zkoušky

Objemové aktivity tritia jsou stanovovány ve formě tritiové vody ( $(^3\text{H})\text{H}_2\text{O}$  nebo také HTO) s použitím kapalinové scintilační metody. Vzorek vody se po přidavku thiosíranu zalkalizuje a predestiluje. V měřicí kyvetě se připraví směs alikvotního podílu destilátu s roztokem scintilátoru. Ve směsi dochází k částečné konverzi kinetické energie beta částic tritia na fotony. Množství fotonů se měří jako impulsy, přičemž četnost impulzů je mírou aktivity tritia. (Údaje o metodě pro stanovení objemové aktivity tritia byly čerpány z dokumentu VÚV ŘD 05223-02/RA-7.)

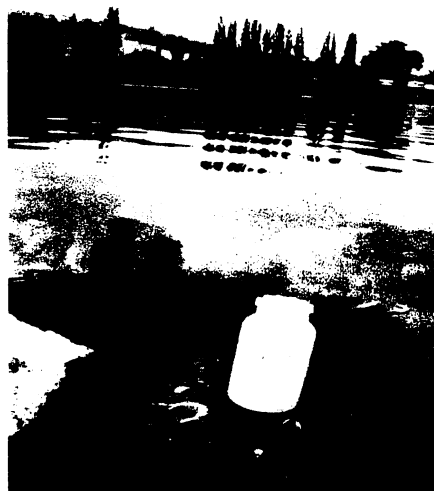
### Odběry a uchování vzorků

Vzorky vody byly odebírány v profilu Vltava Praha-Podolí na Veslařském ostrově 2 krát týdně, z toho diplomantem vždy v pondělí a pracovníky VÚV T. G. M. ve čtvrtek. Vzorky se odebíraly do plastových vzorkovnic, tj. do 250 ml PE lahví. Přesné místo odběru je znázorněno na obr. 4 a obr. 5, do plastových vzorkovnic, tj. 250 ml PE lahví. Před samotnou předúpravou a měřením se vzorek uchovával v lednici.

Obr. 4 – Veslařský ostrov, Praha-Podolí.



Obr. 5 – Odběrové místo, Veslařský ostrov.



### Předúprava vzorků

*Destilace:* Před samotným stanovením aktivity tritia se předestiluje cca 250 ml vzorku, ke kterému se přidá 250 mg bezvodého thiosíranu sodného, 500 mg bezvodého uhličitanu sodného a varné kuličky. Při destilaci se první frakce destilátu, 50–75 ml, vylije a jímá se až další frakce cca 100 ml.

*Plnění měřicí kyvety:* Automatickou pipetou se odebere 8 ml destilovaného vzorku do 20 ml PE měřicí kyvety (vialky), přidá se 12 ml scintilačního roztoku Optiphase HiSafe – 3 a protřepe se.

*Kalibrace* se provede tak, že se do 20 ml vialky odpipetuje roztok slepého vzorku (předestilovaná artézská voda) o objemu  $V_1$ . K tomu se přidá kalibrační roztok o známé aktivitě cca 5 kBq/l a objemu  $V_2 = 8 - V_1$  (ml). Opět se přidá 12 ml scintilačního roztoku a celé se to protřepe.

*Vzorek pro slepé stanovení* se připraví stejným způsobem jako při plnění měřicí kyvety, s rozdílem, že se přidá 8 ml předestilované artézské vody (voda pro slepé stanovení).

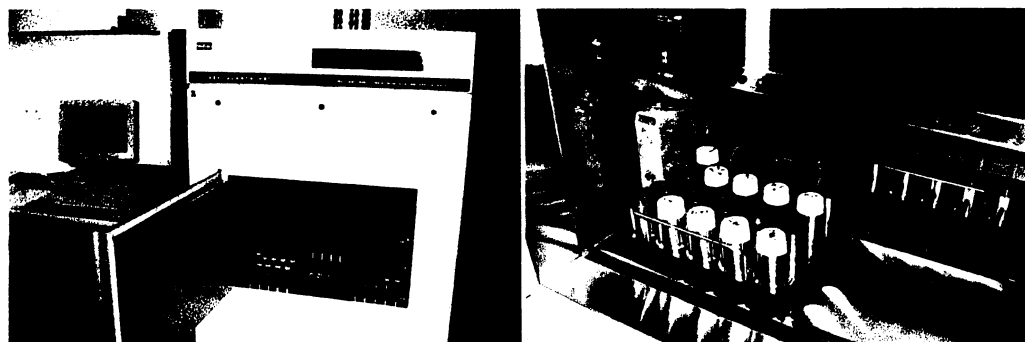


## Měření

Vialky se umístí na posuvná plata (zobrazeno na obr. 6) kapalinového scintilačního přístroje QUANTULUS 1220, kde se nechají na cca 4 hodiny vytemperovat na teplotu 18 °C. Na tři plata, každé po dvaceti pozicích, se umísťují vzorky. Pozici 1–5 zaujmají kontrolní vzorky a standard (kalibrační vzorek). Vzorky povrchových vod jsou umístěny na pozicích 21–40. Posledních šest pozic obsadí vzorky s požadovou artézskou vodou. Všechny vzorky jsou měřeny v několika po sobě jdoucích cyklech, to je např. 40 cyklů po 10 minutách, takže vyjde celková doba měření na 400 min. Doba měření se volí v závislosti na požadované nejmenší detekovatelné aktivitě u měřeného vzorku. Čím menší je nejmenší detekovatelná aktivita, tím déle je nutné měřit. Protokol na měření se tvoří v programu WinQ.

Pro minimalizaci zhášení a dosažení co nejpřesnějších výsledků jsou v přístroji zabudovány dva typy stínění. Je to jednak pasivní stínění, což je štít z olova, kadmia a mědi. Druhé je aktivní stínění, které představuje scintilátor (na způsob minerálního oleje) okolo komory s vialkami. Stínění brání vlivu radiace z pozadí nebo okolních materiálů. Zhášení je nutné monitorovat a je kvantifikováno parametrem SQP(E), Standard Quenching Parameter, který se používá pro určení účinnosti měření vzorku (Varlam, 2001).

**Obr. 6 – Kapalinový scintilační přístroj Quantulus 1220**



## Výsledky

Výsledky měření jsou vyhodnoceny programem SPA<sup>3</sup>. Ten vypočítá objemovou aktivitu tritia měřeného vzorku v Bq/l. Dále určí i nejistotu měření na hladině pravděpodobnosti  $\sigma = 1$  a hladině významnosti  $\alpha = 0,32$ . Nejmenší detekovatelná objemová aktivita byla pro profil Vltava Praha-Podolí stanovena na 2,2 Bq/l (Hanslík a kol., 2006).

## 6.2 Zpracování dat

Pro zpracování dat byly použity údaje o objemových aktivitách tritia z profilu Vltava Praha-Podolí v období od prosince 2001 do června 2007. Dále byla použita data ze státní monitorovací sítě ČHMÚ. Jedná se o průměrné roční průtoky  $Q_r$  a průměrné denní průtoky  $Q_d$  v období 2002-2006 na profilu Vltava Praha-Chuchle. Ve výpočtech byly dále použity údaje o ročních výpustech odpadních vod z JE Temelín a maximální roční povolená hodnota pro tritium v odpadních vodách JETE.

Z naměřených hodnot objemových aktivit tritia v profilu Vltava Praha-Podolí byl graficky znázorněn vývoj objemové aktivity tritia za celé sledované období. Dále byla tato data graficky zpracována ve vztahu k denním průtokům.

### Výpočet průměrné roční objemové aktivity tritia (ve Vltavě v Praze) z limitu ročních výpustí JETE:

Hodnoty byly vypočteny z limitu povolené aktivity tritia vypuštěné JE Temelín do Vltavy za jeden rok. Tato hodnota je:  $A_{\max,3H} = 6,6 \times 10^{13}$  Bq/rok (Česko, 2007). Pomocí této hodnoty a průměrného ročního průtoku  $Q_r$  (použit byl profil Vltava Praha-Chuchle) byly podle následujícího vztahu vypočteny průměrné roční hodnoty objemové aktivity tritia v profilu Vltava Praha-Podolí v letech 2002–2006 (hodnoty  $Q_r$  jsou v tab. 4):

$$A_{\text{obj(max)}} [\text{Bq/l}] = [A_{\max,3H} / Q] + 1,5 = \\ = [(6,6 \times 10^{13} / 3,1536 \times 10^7) / (Q_r \times 10^3)] + 1,5 \quad (6.1)$$

kde:	$A_{\text{obj(max)}}$	průměrná roční objemová aktivita tritia vypočtená z limitu výpustí JETE [Bq/l]
	$A_{\max,3H}$	limit povolené roční výpustě tritia z JETE [Bq]
	$Q$	množství vody proteklé za rok [l]
	$Q_r$	roční průměrný průtok v Praze [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]
	$3,1536 \times 10^7$	počet vteřin rok
	$10^3$	litry v $1\text{m}^3$
	1,5	přírodní pozadí tritia [Bq/l]

### Výpočet průměrné roční objemové aktivity tritia (ve Vltavě v Praze) z reálných výpustí JETE, 2002-2006:

Tyto hodnoty byly vypočteny pomocí  $Q_r$  a hodnot reálných ročních výpustí tritia JETE,  $A_{\text{JETE,3H}}$ , v letech 2002–2006. Hodnoty pro  $Q_r$  a  $A_{\text{JETE,3H}}$  jsou uvedeny v tab. 4. Vztah pro výpočet je:

$$A_{\text{obj(JETE)}} [\text{Bq/l}] = [A_{\text{JETE,3H}} / Q] + 1,5 \quad (6.2)$$

kde:  $A_{\text{obj(JETE)}}$  průměrná roční objemová aktivita tritia vypočtená z reálných výpustí JETE [Bq/l]  
 $A_{\text{JETE,3H}}$  roční vypuštěná aktivita tritia JETE [Bq]

#### Výpočet roční přijaté aktivity tritia jednotlivcem z obyvatelstva v Praze-Podolí:

Roční přijatá aktivita tritia jednotlivcem v důsledku provozu Je Temelín se vypočítá ze vztahu (6.3). Předpokladem je, že jednotlivec pije po celý rok vodu odebíranou z Vltavy v Praze a vypije jí za 1 rok celkem  $0,7 \text{ m}^3$  (= 700 l).

$$A_{\text{J,3H}} = A_{\text{obj(JETE)}} \times V_{\text{J,H}_2\text{O}} = A_{\text{obj.}} \times 700 \quad (6.3)$$

kde:  $A_{\text{J,3H}}$  roční přijatá aktivita jednotlivcem z obyvatelstva [Bq]  
 $V_{\text{J,H}_2\text{O}}$  konzumace vody jedním jednotlivcem za rok [l]

**Tab. 4 - Roční obj. aktivity tritia z JETE a  $Q_r$ , Vltava Praha-Chuchle.**

Rok	Tritium vypuštěné JETE za rok [TBq] *	$Q_r$ , Vltava Praha-Chuchle [m <sup>3</sup> /s] **
2001	2,8	
2002	11,9	328
2003	25,1	126
2004	23	120
2005	29,6	161
2006	37,3	209

Zdroj : \*Hanslík, Ivanovová, 2007 ; \*\*ČHMÚ.

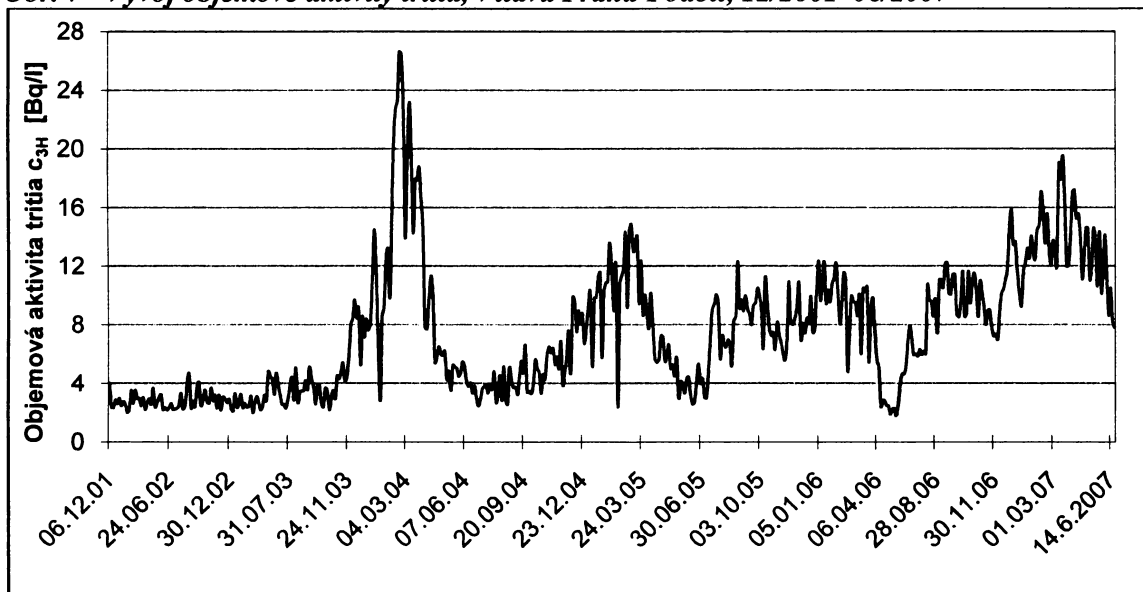
## Kapitola 7

### Výsledky

#### A) Časový vývoj objemové aktivity tritia, Vltava Praha-Podolí

Vývoj objemové aktivity tritia v profilu Praha-Podolí v období od prosince 2001 do června 2007 je graficky zobrazen na obr. 7. Objemové aktivity se od konce roku 2001 až do listopadu 2003 pohybují mírně nad přírodním pozadím tritia (1,5 Bq/l) v rozmezí hodnot 2,2–5,4 Bq/l. V dalším období dosahuje objemová aktivita tritia svého maxima hodnotou 26,6 Bq/l v únoru 2004. Další výraznější vrcholy hodnot objemové aktivity následují v březnu 2005 a březnu 2007. Naopak výrazný pokles objemové aktivity byl naměřen na přelomu května a června 2006, kde objemová aktivita dosahuje svého minima hodnotou 1,8 Bq/l.

Obr. 7 - Vývoj objemové aktivity tritia, Vltava Praha-Podolí, 12/2001–06/2007



**B) Závislost Objemové aktivity tritia na denních průtocích v Praze ve Vltavě**

Grafy, obr. 8 a obr. 9, znázorňují objemové aktivity tritia naměřené v profilu Vltava Praha-Podolí v letech 2002–2006 a denní průtoky (každý den během sledovaného období) v profilu Vltava Praha-Chuchle ve stejném období. V obou grafech jsou čísla vynesena místa sestupných a vzestupných tendencí objemových aktivit a průtoků ve stejných časových úsecích. V tab. 5 jsou tyto tendence znázorněny šipkami pro příslušné úseky.

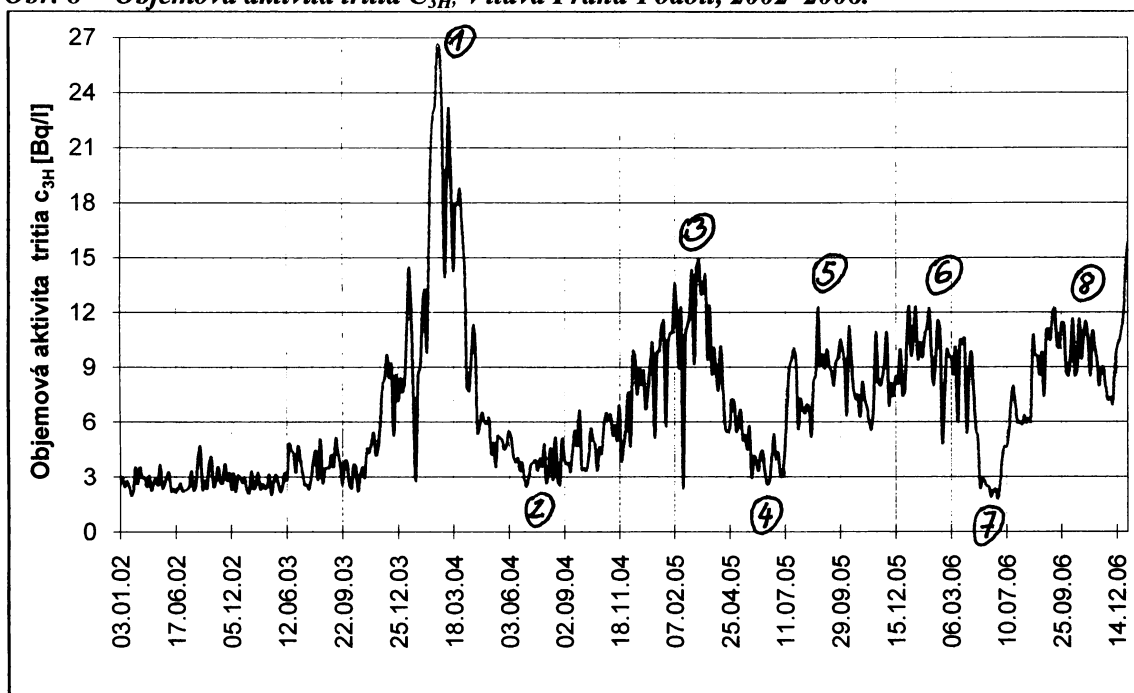
Od prosince 2003 do října 2005 jsou tendence obou sledovaných veličin stejné, což odporuje teorii ředění látek se vzrůstajícím průtokem. Tuto teorii naopak potvrzují výsledky od listopadu 2005 do konce roku 2006, kde pozorujeme tendence opačné, tzn., že se vzrůstajícím průtokem klesá objemová aktivita tritia. Obecně lze říci, že nebyla vypořádána jednotná závislost nebo nezávislost objemové aktivity tritia na průtocích.

**Tab.5 - Porovnání narůstajících a klesajících tendencí obj. aktivity tritia a denních průtoků ve Vltavě v Praze**

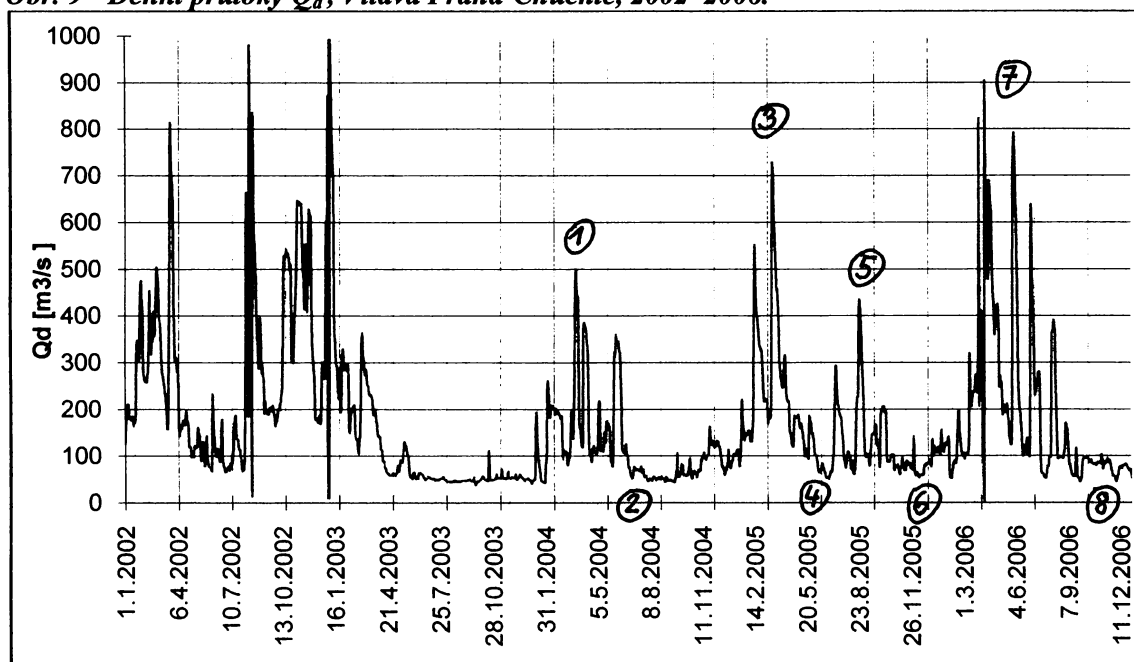
	1	2	3	4	5	6	7	8
Časový úsek	12/03 - 03/04	04/04 - 08/04	09/04 - 04/05	05/05 - 07/05	08/05 - 10/05	11/05 - 03/06	04/06 - 06/06	07/06 - 12/06
Obj. aktivita tritia [Bq/l]	↑	↓	↑	↓	↑	konst.	↓	↑
Průtok denní [m <sup>3</sup> /s]	↑	↓	↑	↓	↑	↓	↑	↓

(↑ = nárůst, ↓ = pokles)

Obr. 8 - Objemová aktivita tritia  $C_{3H}$ , Vltava Praha-Podolí, 2002–2006.



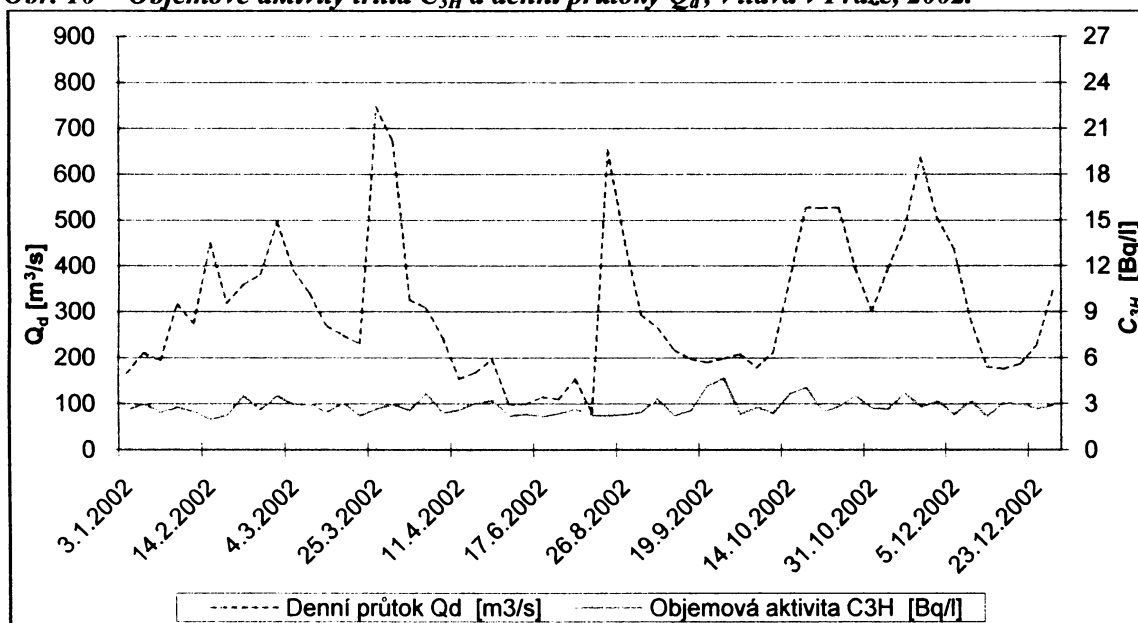
Obr. 9 - Denní průtoky  $Q_d$ , Vltava Praha-Chuchle, 2002–2006.



Následující grafy, obr. 10, obr. 11, obr. 12, obr. 13 a obr. 14, ukazují detailně závislost objemové aktivity tritia na denních průtocích. Znárodněny jsou pouze průtoky ve dnech měření objemové aktivity tritia.

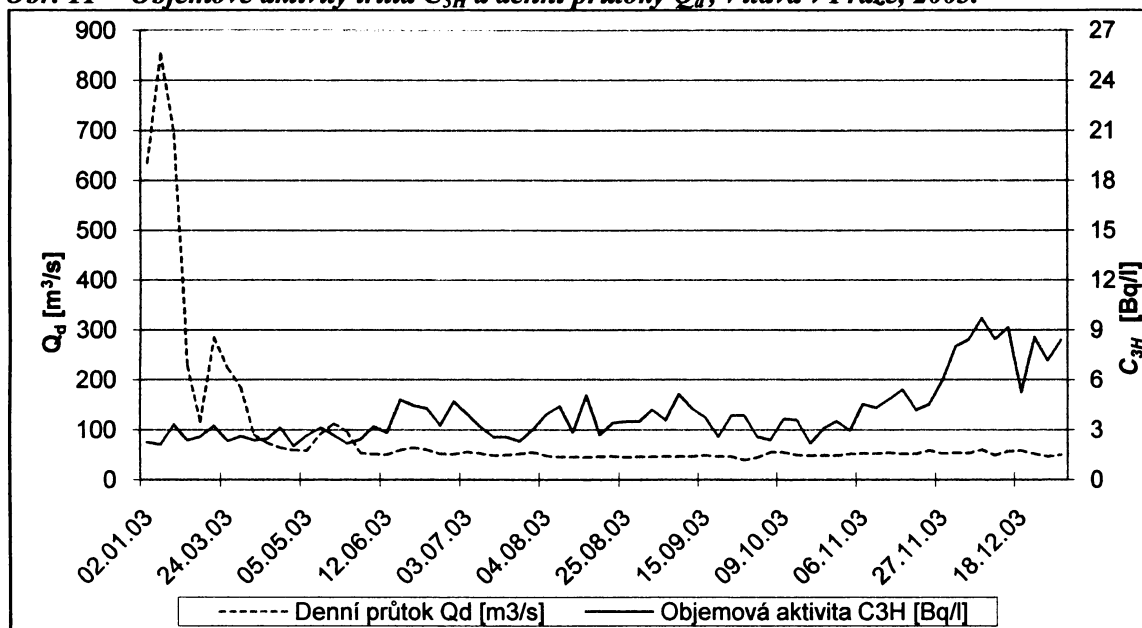
V roce 2002 byly zaznamenány výkyvy střídajících se velmi velkých a malých průtoků, s největším denním i ročním průtokem ( $Q_r = 328 \text{ m}^3/\text{s}$ ) za celé období 2002–2006. Oproti tomu se objemové aktivity tritia pohybovaly v roce 2002 v úzkém rozmezí 3 Bq/l.

**Obr. 10 - Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2002.**

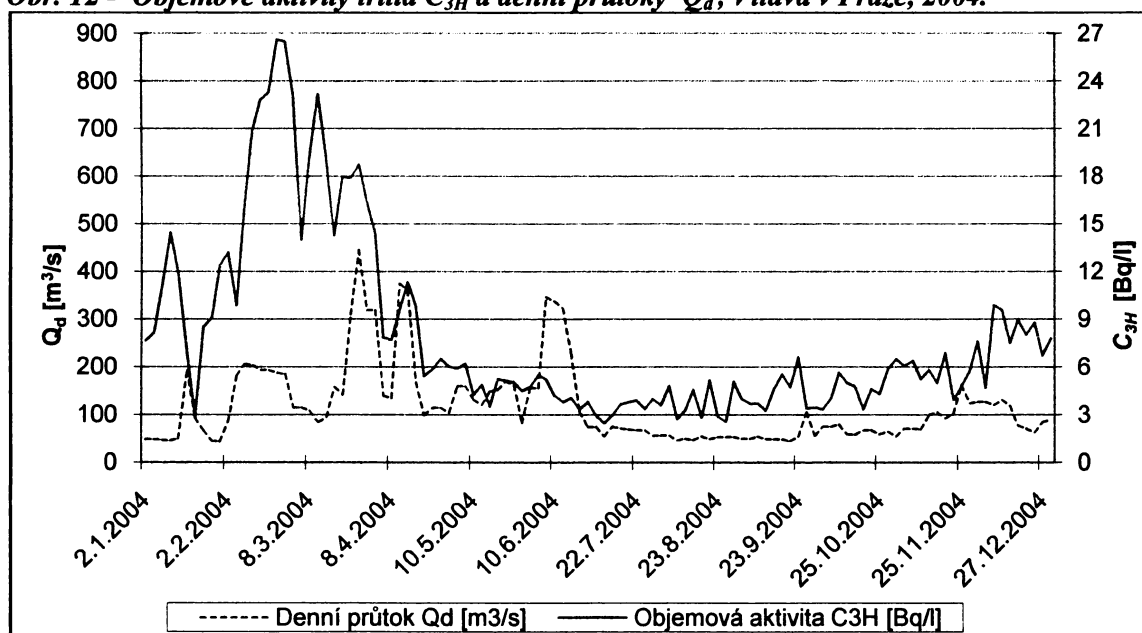


Začátkem roku 2003 klesají  $Q_d$  velmi prudce a pohybují se po celý rok okolo  $50 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $Q_r$  je  $126 \text{ m}^3/\text{s}$ . Je zaznamenán mírný nárůst objemové aktivity tritia z cca  $3 \text{ Bq/l}$  na  $8 \text{ Bq/l}$ . Rok 2004 (obr. 12) je charakterizován velkým růstem objemové aktivity tritia na začátku roku (téměř  $27 \text{ Bq/l}$ ) doprovázený růstem denních průtoků. V dubnu následuje pokles aktivit, průtok klesá také, ovšem s menším zpožděním. V druhém pololetí jsou průtoky nízké (cca  $50 \text{ m}^3/\text{s}$ ), stejně jako objemové aktivity, které se pohybují v rozmezí  $3\text{--}10 \text{ Bq/l}$ .

**Obr. 11 - Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2003.**



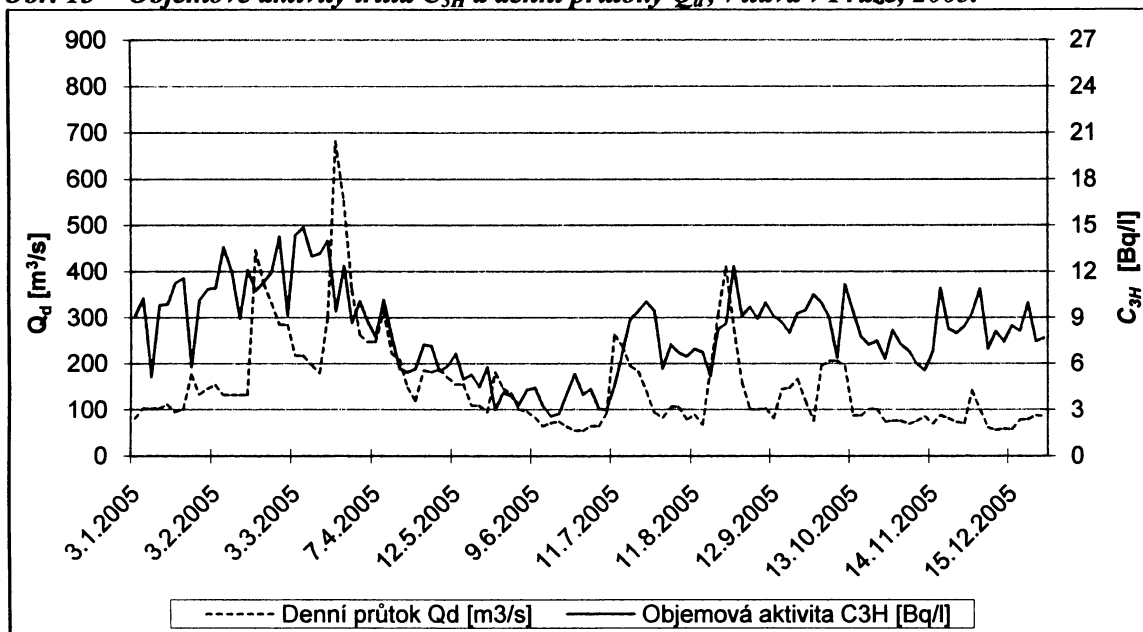
**Obr. 12 - Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2004.**



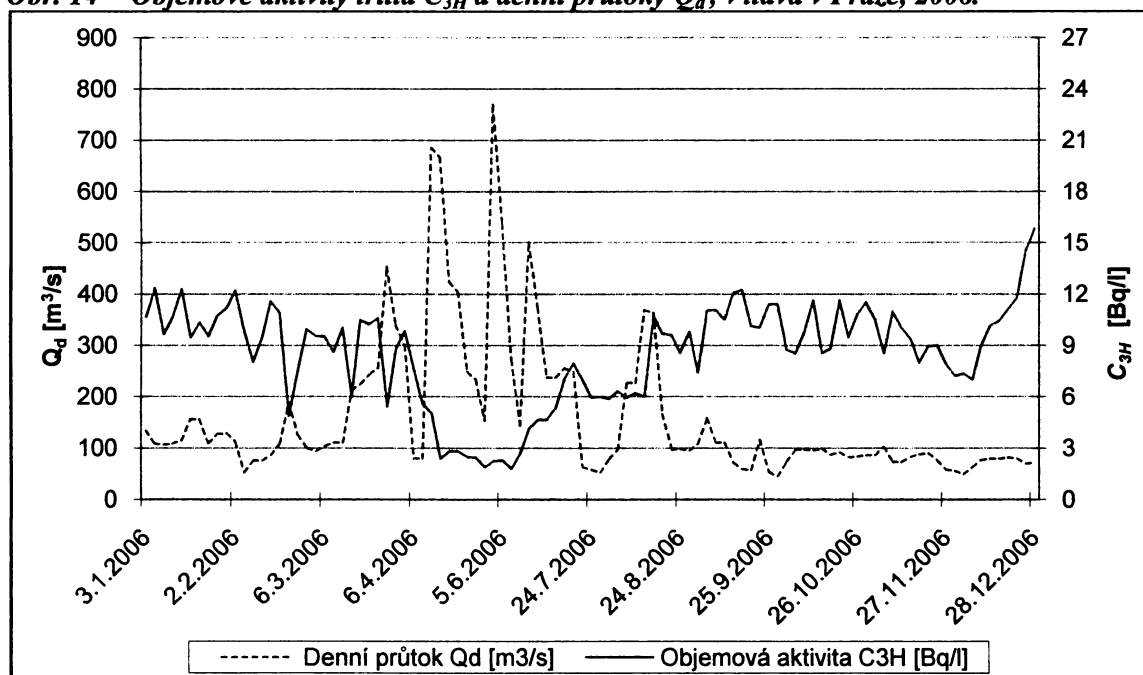


V roce 2005 (obr. 13) se pohybují objemové aktivity téměř shodně s narůstajícími a klesajícími denními průtoky. Teprve v roce 2006 (obr. 14) se tendence objemové aktivity tritia a denních průtoků začínají lišit. Aktivita pozvolna klesá do dubna 2006, ovšem  $Q_d$  narůstá. V dubnu až červnu klesá aktivita dokonce pod 3 Bq/l, oproti tomu průtok přesahuje 700 m<sup>3</sup>/s. Od července aktivita opět vzrůstá a přesahuje 12 Bq/l, v této době průtoky klesají na cca 100 m<sup>3</sup>/s.

**Obr. 13 - Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2005.**

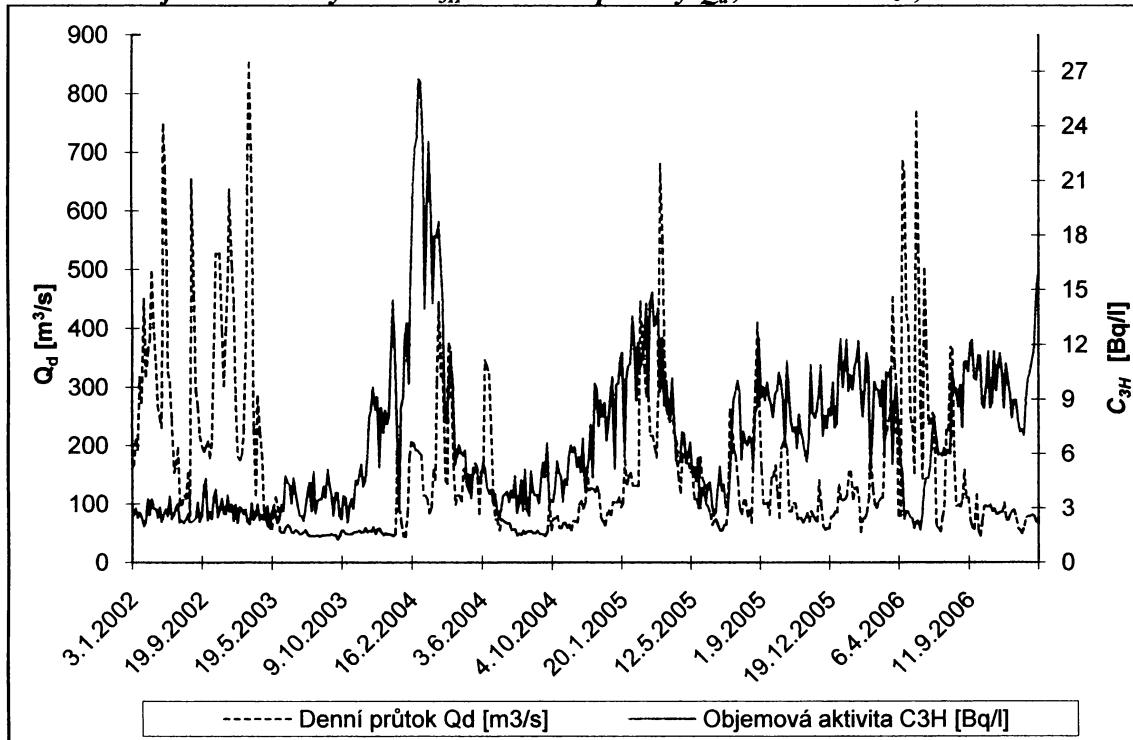


**Obr. 14 - Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denní průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2006.**



Obr. 15 znázorňuje souhrnně vztah objemové aktivity tritia a denních průtoků za celé období 2002–2006.

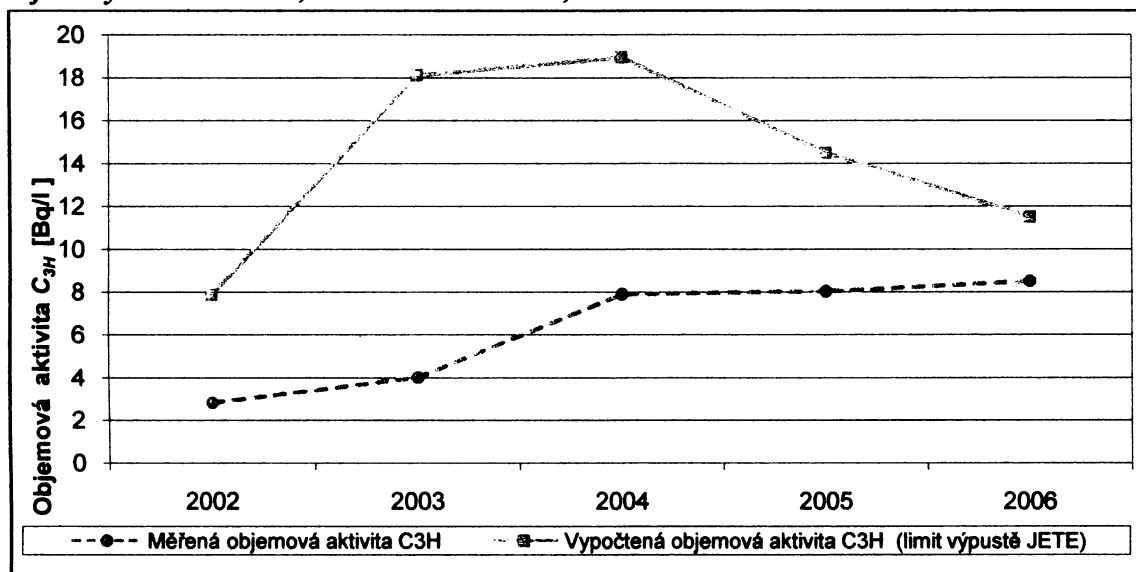
**Obr. 15 - Objemové aktivity tritia  $C_{3H}$  a denních průtoky  $Q_d$ , Vltava v Praze, 2002–2006.**



### C) Porovnání vypočítaných a naměřených objemových aktivit tritia, Vltava Praha-Podolí

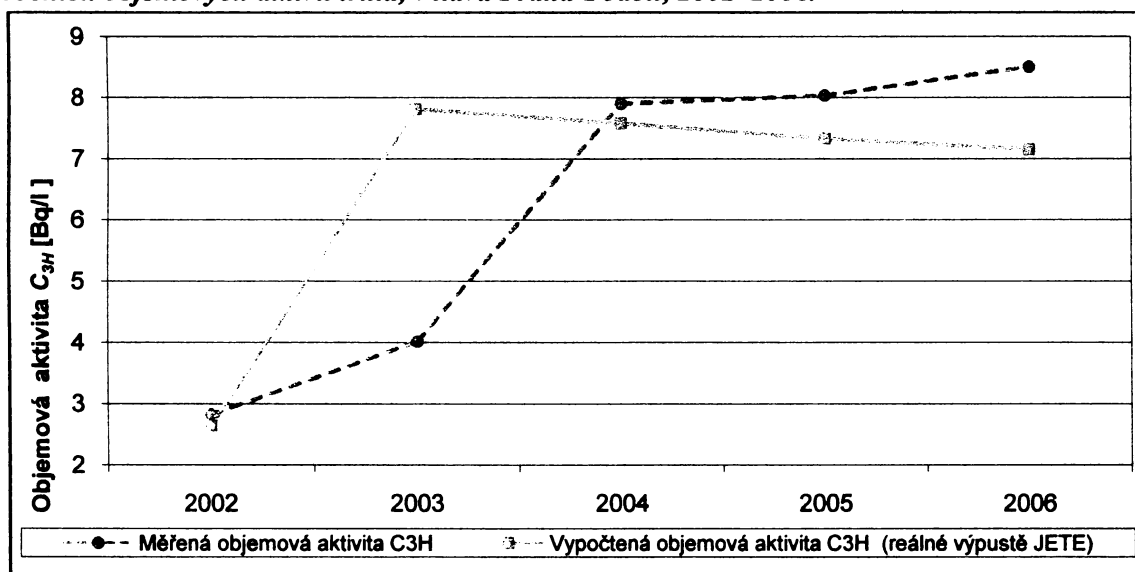
Vypočtené hodnoty jsou uvedeny v tab. 6 a graficky jsou znázorněny na obr. 16. Z výsledků je vidět, že průměrné roční objemové aktivity tritia naměřené v profilu Vltava Praha-Podolí nepřesahují vypočítané hodnoty průměrných ročních objemových aktivit (včetně pozadí 1,5 Bq/l) na témže profilu. Tzn., že ani v jednom roce nebyla překročena vypočtená roční průměrná objemová aktivita tritia ve Vltavě Praze-Podolí za výše uvedených podmínek.

Obr. 16 - Porovnání naměřených a vypočtených (z limitu výpustí JETE) průměrných ročních objemových aktivit tritia, Vltava Praha-Podolí, 2002–2006.



Graf na obr. 17 porovnává také roční průměrné naměřené a vypočítané roční průměrné objemové aktivity tritia v Praze Podolí. Vypočítané hodnoty jsou uvedeny v tab. 6. Výsledky ukazují, že naměřené a vypočtené aktivity jsou v roce 2002 téměř identické. Pro rok 2003 jsou naměřené hodnoty o 3,8 Bq/l nižší než vypočtené. V letech 2004–2006 mírně převažují naměřené hodnoty nad vypočtenými. Celkově lze konstatovat, že výsledky vypočtené korespondují s výsledky měřenými a potvrzují, že naměřené objemové aktivity tritia v Praze-Podolí pocházejí z výpustí JE Temelín.

Obr. 17 - Porovnání naměřených a vypočtených (z reálných výpustí JETE) průměrných ročních objemových aktivit tritia, Vltava Praha-Podolí, 2002–2006.



**Tab. 6 - Objemové aktivity tritia, Vltava Praha-Podolí.**

<b>Rok</b>	<b>Měřená roční průměrná objemová aktivita tritia ve Vltavě-Podolí [Bq/l]</b>	<b>Vypočtená roční průměrná objemová aktivita tritia (z maximálních výpustí JETE) ve Vltavě-Podolí [Bq/l]</b>	<b>Vypočtená roční průměrná objemová aktivita tritia (z reálných výpustí JETE) ve Vltavě-Podolí [Bq/l]</b>
2001			
2002	2,83	7,88	2,65
2003	4,02	18,11	7,82
2004	7,90	18,94	7,58
2005	8,04	14,50	7,33
2006	8,51	11,51	7,16

**D) Roční přijatá aktivita tritia jednotlivcem z obyvatelstva v Praze-Podolí**

Vltava je záložním zdrojem pitné vody pro hlavní město Prahu, proto je důležité sledovat objemové aktivity tritia ve Vltavě Praze-Podolí. Vypočítané hodnoty ročního příjmu aktivity tritia jednotlivcem v Praze-Podolí v letech 2002–2006 shrnuje tab. 7. Pohybují se mezi 1 855–5 471 Bq. Aktivita tritia se v letech 2003–2006 pohybuje kolem 5 000 Bq, zatímco pro rok 2002 je to pouze 1 855 Bq. Tato nízká hodnota souvisí s tím, že JETE vypouštěla v roce 2002 pouze cca 1/3 aktivity tritia v porovnání s následujícími čtyřmi roky. S tím koresponduje také naměřená průměrná roční objemová aktivita v Praze-Podolí, která je v roce 2002 nejnižší.

**Tab. 7 – Aktivita tritia přijatá jednotlivcem z obyvatelstva, Vltava Praha-Podolí, 2002–2006.**

<b>Rok</b>	<b>Aktivita tritia přijatá jednotlivcem za rok [Bq]</b>
2002	1855
2003	5471
2004	5304
2005	5130
2006	5011

## Kapitola 8

### Diskuze

A) Časový vývoj objemové aktivity tritia ve Vltavě Praze-Podolí dobře ukazuje, že v letech 2002 a 2003 byly objemové aktivity tritia nižší než v letech následujících, ve kterých vykazují rostoucí trend. Toto zjištění je v souladu se skutečností, že druhý reaktor JE Temelín byl uveden do provozu v roce 2003, což je spojeno s následnými většími výpustmi aktivity tritia.

B) Závislost objemových aktivit tritia na denních průtocích  $Q_d$  v Praze ve Vltavě nebyla prokázána. Toto zjištění lze pravděpodobně dát do souvislosti s manipulací na vodních nádržích na Vltavě mezi JETE a Prahou-Podolí. Baeza a kol. (2006) zkoumal prostorový a časový vývoj tritia ve vodní nádrži pod JE na řece Tagus. Také on došel k závěru, že časový vývoj tritia závisí na manipulaci v nádrži. Na vltavské kaskádě bude mít zřejmě nejvýznamnější vliv vodní nádrž Orlík, která je největší. Konkrétně lze tento jev pozorovat na začátku roku 2004, kdy objemové aktivity dosahují v Podolí maximálních hodnot a zároveň denní průtoky jsou velmi vysoké, což souvisí pravděpodobně s vypouštěním nádrže Orlík a velmi nízkými průtoky téměř během celého roku 2003. Nízké průtoky v nádrži Orlík prodlužují zásadním způsobem dobu dotoku do Podolí. Podle Hanslíka (1997) se doba dotoku z Orlíku do Podolí pohybuje v rozmezí 24-138 dnů mezi dubnem a zářím a 34-233 dnů od října do poloviny ledna. Vodní nádrž Orlík se na době dotoku podílí podle průtoku a roční doby 18-148 dny. Z toho vyplývá, že tritium protékalo nádrží během roku 2003 velmi dlouho, kde bylo tímto způsobem zadrženo a s příchodem velkých průtoků začátkem roku 2004 doteklo rychle do Prahy-Podolí. V menší míře lze toto konstatovat i pro rok 2005.

Maximální hodnota 26,6 Bq/l v Praze-Podolí na začátku února je také doložena naměřením maximální hodnoty aktivity 36,2 Bq/l na odtoku z vodní nádrže Orlík v lednu 2004, přičemž i vypočtený odtok aktivity tritia pod VN Orlík odpovídal údajům JETE o vypuštěné aktivitě s odpadními vodami (Hanslík, Ivanovová a Šimonek, 2006).

Je nutné podotknout, že závislost objemových aktivit tritia na denních průtocích ve Vltavě v Praze nebylo možno úplně přesně popsat, jelikož se na trase mezi JE Temelín a profilem Praha-Podolí nachází 5 vodních děl (nádrží), která svou manipulací také ovlivňují dobu dotoku tritia do Prahy-Podolí.

C) Porovnáním vypočítaných (z limitu výpusti aktivity tritia JETE za rok) a naměřených průměrných ročních objemových aktivit tritia ve Vltavě Praze-Podolí bylo zjištěno, že byl dodržen limit 66 Tbq/rok (Česko, 2007) stanovený v Rozhodnutí vodoprávního úřadu k vypouštění odpadních vod z Jaderné elektrárny Temelín do vodního toku Vltavy v profilu Kořensko.

V žádném případě nebyl překročen imisní standard přípustného znečištění povrchových vod tritiem, podle nařízení vlády č. 61/2003 Sb., který je 4 000 Bq/l (Česko, 2003) Tento imisní standard byl při maximální naměřené aktivitě v Praze-Podolí naplněn pouze z 0,65 %.

Porovnání vypočítaných (z reálných výpustí JETE za rok) a naměřených průměrných ročních objemových aktivit ve Vltavě Praze-Podolí poukazuje na relativní shodu měřených a vypočítaných aktivit.

Průměrná aktivita na neovlivněných profilech (pozadí) byla na úrovni 1,1 Bq/l v roce 2002, 1,4 Bq/l v roce 2003 a 1,1 Bq/l v roce 2004 i po spuštění JE Temelín (Hanslík, Ivanovová a Šimonek, 2006). V profilu Vltava Hluboká nad zaústěním odpadních vod JETE byla zjištěna hodnota 1 Bq/l. (Hanslík a kol., 2006). Z těchto výsledků je zřejmé, že objemová aktivita v Praze-Podolí několikanásobně převyšuje aktivitu měřenou na profilech neovlivněných výpustmi JE Temelín.

Z dlouhodobého sledování tritia na neovlivněných profilech (Hanslík a kol., 2005) vyplývá, že objemová aktivita – opravená o přírodní tritium a tritium ze světových jaderných zařízení – klesala v přítocích nádrže Orlík v období 1990-2002. Tento pokles odpovídá ubývání aktivity tritia z jaderných testů z minulého století.

K podobným výsledkům zvýšení objemové aktivity tritia pod zaústěním jaderných zařízení došli i jiní autoři, např. Bolsunovsky a Bondareva (2003), kteří v přítocích řeky Jenisej naměřili až 168 Bq/l.

D) Z pohledu hodnocení objemových aktivit tritia v Praze-Podolí jako záložním zdroji pitné vody pro Prahu vyplývá, že naměřené aktivity nepřesahují směrnou hodnotu pro objemovou aktivitu tritia 100 Bq/l v dodávané vodě podle vyhlášky SÚJB č. 499/2005 o radiační ochraně (Česko, 2005). V profilu Vltava Praha-Podolí nebyla tato úroveň překročena. Z toho plyne, že roční přijatá aktivita jednotlivcem z obyvatelstva v Praze-Podolí nepředstavuje významné radiační riziko a není třeba přijmout žádná opatření na jeho snížení.

Práce může podle dosažených výsledků posloužit jako nezávislá kontrola imisí tritia z JE Temelín ve vztahu ke kvalitě vody ve Vltavě v profilu Praha-Podolí. Výsledky potvrzují, že veškeré vypustě odpadních vod JETE, od uvedení do provozu v roce 2002 až do současnosti, byly vždy pod úrovní zákonem stanovených limitů.

## **Kapitola 9**

### **Závěr**

Výsledky práce prokázaly vliv Jaderné elektrárny Temelín na obsah tritia ve Vltavě. Objemová aktivita tritia v profilu Vltava Praha-Podolí vykazuje ve sledovaném období 2001-2007, s postupným zapojením obou jaderných reaktorů, rostoucí tendenci.

Závislost objemových aktivit tritia na denních průtocích  $Q_d$  v Praze ve Vltavě se nepodařilo prokázat. Důvodem je hlavně manipulace na vodních nádržích na Vltavě, což se především týká vodní nádrže Orlik.

Bylo prokázáno, že naměřené objemové aktivity tritia v Praze-Podolí odpovídají údajům o aktivitě tritia vypouštěné s odpadními vodami JE Temelín do Vltavy v Kořensku. Výsledky naměřené v Podolí potvrzují, že nebyl překročen limit 66 TBq pro maximální povolenou výpusť tritia z JETE za jeden rok. Imisní standard - 4 000 Bq/l - přípustného znečištění povrchových vod tritiem nebyl v Praze-Podolí naplněn ani z 1 %.

Hodnocení obsahu tritia ve Vltavě Praze-Podolí podle kritérií pro pitnou vodu ukázalo, že ani v jednom z měření nebyla překročena směrná hodnota 100 Bq/l podle vyhlášky SÚJB č. 499/2005 Sb. o radiační ochraně. Maximální hodnota aktivity tritia naměřená v Podolí se rovnala 26,6 Bq/l. Lze tudíž konstatovat, že JE Temelín nikterak neohrožuje záložní zdroj pitné vody pro hlavní město Prahu.



## SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- BAEZA, A. et al. 2006. Modelling the spatio-temporal evolution of  $^3\text{H}$  in the waters of the River Tagus. *Journal of Environmental Radioactivity*. Volume 86, Issue 3, Pages 367-383.
- BAFU Bundesamt für Umwelt. 2007. *Isotope im Wassermolekül markieren den Wasserkreislauf* [online]. Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation. [cit. 2007-08-12]. Dostupný z WWW: <<http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01831/01846/02009/index.html?lang=de>>
- BELOT, Y. 2001. Environmental behaviour of tritium: Tritium Transfer into Plants and Animals. In VAN DER STRICHT, E.; KIRCHMANN, R. *Radioecology: Radioactivity and Ecosystems*. A Project of the International Union of Radiology. Fortemps, 2001.
- BOLSUNOVSKY, A., Ya.; BONDAREVA, L., G. 2003. Tritium in surface waters of the Yenisei River basin. *Journal of Environmental Radioactivity*. Volume 66, Pages 285-294.
- BUNNENBERG, C. 2001. Environmental behaviour of tritium: Tritium Transport from Source to Soil. In VAN DER STRICHT, E.; KIRCHMANN, R. *Radioecology: Radioactivity and Ecosystems*. A Project of the International Union of Radiology. Fortemps., 2001,
- BOHÁČ, J. 2004. Biomonitorování vlivu jaderné energetiky na životní prostředí - současný stav a perspektivy. In Pecharová, E.; Broumová, H. *Hodnocení vlivů jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí*. Vyd. 1. České Budějovice: JU v Českých Budějovicích, ZF, 2004. s. 74-80. ISBN 80-7040-710-7.
- CELLE-JEANTON, H et al. *Reconstruction of Tritium Time Series In Precipitation* [online]. IAEA, Isotope Hydrology Information System, The ISOHIS Database; University of Avignon, Hydrogeology Department [cit. 2007-08-12]. Dostupný z WWW: <<http://isohis.iaea.org/userupdate/description/reconstruction%20of%20tritium%20time%20series.pdf>>
- Česko. 2007. Krajský úřad – Jihočeský kraj, odbor životního prostředí, zemědělství a lesnictví. Rozhodnutí čj.: KUJCK 18 378/20/2005 ze dne 22. 1. 2007, kterým se mění Rozhodnutí čj. Vod. 6804/93/Si ze dne 15. 12. 1993 o platném povolení k vypouštění odpadních vod z Jaderné elektrárny Temelín do vodního toku Vltavy v profilu Kořensko dle § 12 odst. 1 písm. a) vodního zákona. 2007.

- Česko. 2005. Státní úřad pro jadernou bezpečnost. Vyhláška č. 499 ze dne 6. prosince 2005 o radiační ochraně. 2005.
- Česko. 2003. Vláda. Nařízení vlády č. 61 ze dne 29. ledna 2003 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech k vypouštění odpadních vod do povrchových vod a do kanalizací a o citlivých oblastech. 2003.
- ČEZ, 2006. Roční zpráva 2006 Jaderné elektrárny společnosti ČEZ a.s. [online]. [cit. 2007-08-25]. Dostupné na WWW: [http://www.cez.cz/presentation/cze/instance\\_view.jsp?folder\\_id=500000207&instance\\_id=500004589](http://www.cez.cz/presentation/cze/instance_view.jsp?folder_id=500000207&instance_id=500004589)
- DAILLANT, O. 2004. Lichens as indicator of tritium and radiocarbon contamination. *Science of the Total Environment*. Volume 323, Pages 253-262.
- EISENBUD, M.; GESELL, T. 1997. *Environmental Radioactivity: From Natural, Industrial, and Military Sources*. San Diego: Academic Press, 1997. 656 pgs. 4th ed. ISBN 0-12-235154-1.
- HANSLÍK, E. 1994. *Vliv Jaderné elektrárny Temelín na hydrosféru a další složky životního prostředí*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M. 1994. 40 s. Edice Výzkum pro praxi, sešit 26. ISBN 80-901181-7-8.
- HANSLÍK, E. 1997. *Impact of Temelín Nuclear Power Plant on Hydrosphere*. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M. 1997. 96 s. Edice Výzkum pro praxi, sešit 35. ISBN 80-85900-13-0.
- HANSLÍK, E. a kol. 2004. Sledování a hodnocení kvalitativních a kvantitativních parametrů vody a dnových sedimentů ve vybraných profilech toků a vybraných nádržích. In Pecharová, E.; Broumová, H. *Hodnocení vlivů jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí*. Vyd. 1. České Budějovice: JU v Českých Budějovicích, ZF, 2004. s. 81-88. ISBN 80-7040-710-7.
- HANSLÍK, E. a kol. 2005. Observed half-lives of  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in hydrosphere in the Vltava River basin (Bohemia). *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005, Volume 81, Issues 2-3, Pages 307-320.
- HANSLÍK, E.; IVANOVÁ, D.; ŠIMONEK, P. 2006. Vliv odpadních vod z JE Temelín na obsah tritia ve Vltavě a Labi. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2006, roč. 48, č. 1, s. 6-9.
- HANSLÍK, E. a kol. 2006. Vliv provozu ETE na hydrosféru – prognóza a skutečnost. In Sborník materiálů ze semináře pořádaného Českou nukleární společností dne 19. října 2006 v hotelu Gomel v Českých Budějovicích. *Vliv provozu JE Temelín na životní prostředí : předpoklady a skutečnost*. Vyd. 1. Praha : Český svaz vědeckotechnických společností, 2006. s 5-18. [sestavili Václav Bláha, Martina Kortanová]. ISBN 80-02-01871-0 (Český svaz vědeckotechnických společností)

- HANSLÍK, E.; IVANOVÁ, D. 2007. Obsah radioaktivních látek ve vodní nádrži Orlik a jejich přítocích po zahájení provozu JE Temelín – IV. Etapa. V.Ú.V. T.G.M. Praha, 2007.
- HANZLÍČEK, J. a kol. 2006. „MELK“ a vliv ETE na životní prostředí. In Sborník materiálů ze semináře pořádaného Českou nukleární společností dne 19. října 2006 v hotelu Gomel v Českých Budějovicích. *Vliv provozu JE Temelín na životní prostředí: předpoklady a skutečnost*. Vyd. 1. Praha : Český svaz vědeckotechnických společností, 2006. s 3-4. [sestavili Václav Bláha, Martina Kortanová]. ISBN 80- 02-01871-0 (Český svaz vědeckotechnických společností)
- HEINZE, S. et al. 2003. French experience in tritiated water management. *Fusion Engineering and Design*. Volume 69, Pages 67-70.
- HERBERT, D. 1990. *Tritium in der Atmosphäre - Quellen, Verteilung, Perspektive*. Leipzig : Deutscher Verl. für Grundstoffindustrie, 1990. 1.Auflage. 78 s. (Geowissenschaften). (Freiberger Forschungshefte ; [Reihe] C, [Nr.] 443). ISBN 3-342-00958-6.
- ICRP, 2006. *2005 Annual Report of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Reg. No. 92/380/06. [cit. 2007-08-18]. Dostupný z WWW: <[http://www.icrp.org/docs/2005\\_Annual\\_Rep\\_92\\_380\\_06.pdf](http://www.icrp.org/docs/2005_Annual_Rep_92_380_06.pdf)>
- JHA, A., N. et al. 2005. Impact of low doses of tritium on the marine mussel, *Mytilus edulis*: Genotoxic effects and tissue-specific bioconcentration. *Mutation Research*. Volume 586, Pages 47-57.
- KOČKOVÁ, E. a kol. 2004. Chemický a biologický monitoring vlivu odpadních a dešťových vod Jaderné elektrárny Temelín. In Pecharová, E.; Broumová, H. *Hodnocení vlivů jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí*. Vyd. 1. České Budějovice: JU v Českých Budějovicích, ZF, 2004. s. 91-97. ISBN 80- 7040-710-7.
- MARÉCHAL, J., C. a ETCHEVERRY, D. 2003. The Use of  $^3\text{H}$  and  $^{18}\text{O}$  tracers to characterize water inflows in Alpine tunnels. *Applied Geochemistry*. Volume 18, Pages 399-351.
- MUSLOW, S. et al. 2003. Temporal ( $^3\text{H}$ ) and spatial variations of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  in the Arabian Sea: GEOSECS Stations revisited. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* [online]. September 2003, Volume 50, Issues 17-21, Pages 2761-2775. [cit. 2007-07-27]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com>>
- PALOMO, M. et al. 2007. Tritium activity levels in environmental water samples from different origins. *Applied Radiation and Isotopes* [online]. In Press, Corrected Proof. Available online 28 March 2007. [cit. 2007-07-27]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com>>

- PÖSCHL, M. 2006. *Základy radioekologie*. Vyd. 1. Brno : Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2006. 116 s. ISBN 80-7375-010-4.
- SINGER, J.; HEŘMANSKÁ, J. 2004. *Principy radiační ochrany*. Vyd. 1. České Budějovice : Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta, 2004. 111 s. ISBN 80-7040-708-5.
- SMÍTKA, J. 2004. Sledování klimatu v okolí Jaderné elektrárny Temelín prostřednictvím stávající sítě meteorologických stanic Českého hydrometeorologického ústavu. In Pecharová, E.; Broumová, H. *Hodnocení vlivů jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí*. Vyd. 1. České Budějovice: JU v Českých Budějovicích, ZF, 2004. s. 44-51. ISBN 80
- SÚRO. 2006. *Historie radiační ochrany v ČR : 10 let Státního ústavu radiační ochrany 1995-2005*. Praha : Státní ústav radiační ochrany, 2006. 83 s. [sestavila Alena Drábková]. Neprodejně. ISBN 80-239-6594-8.
- SZABÓ, A. S. 1993. *Radioecology and Environmental Protection*. Budapest: Akadémiai, 1993. 257 s. Transl. by Tamás Kriesch and János Földényi. ISBN 963-05-6311-8
- ŠVEC, J.; CHMELOVÁ, J.; KORHELÍK, K. 2006. *Radioekologie pro radiologické asistenty*. Vyd. 1. Ostrava : Ostravská univerzita, Zdravotně sociální fakulta, 2006. 97 s. ISBN 80-7368-219-2.
- THINOVÁ, L. 2006. Využití bioindikátorů v monitorování radionuklidů vypouštěných z JE. In Sborník materiálů ze semináře pořádaného Českou nukleární společností dne 19. října 2006 v hotelu Gomel v Českých Budějovicích. *Vliv provozu JE Temelín na životní prostředí : předpoklady a skutečnost*. Vyd. 1. Praha : Český svaz vědeckotechnických společností, 2006. s. 19-20. [sestavili Václav Bláha, Martina Kortanová]. ISBN 80-02-01871-0 (Český svaz vědeckotechnických společností)
- UNSCEAR, 2000 c. Sources and Effects of Ionizing Radiation : Annex B: *Exposures from Natural Radiation sources* [online]. UNSCEAR, 2000 Report, Vol. 1., 74 s. Poslední aktualizace 2006-07-14.[cit. 2007-08-18]. Dostupný z WWW: <http://www.unscear.org/docs/reports/annexb.pdf>
- VARLAM, C. a kol. 2001. Quantulus 1200-Conference. <http://www.drustvo-js.si/proc/port2001/pdf/607.pdf>
- VELARDE, M.; PERLADO, M. 2001. Tritium gas and tritiated water vapour behaviour in the environment from release into the atmosphere from fusion reactors. *Fusion Engineering and Design*. Volume 58-59, Pages 1123-1126.
- VÚV. ŘD 05223-02/RA-7
- Internet 1, [cit. 2007-08-19].  
Dostupný z WWW: <http://www.unscear.org/unscear/en/index.html>

Internet 2, [cit. 2007-08-19]. Dostupný z WWW:

<http://www.nea.fr/html/nea/flyeren.html>

Internet 3, [cit. 2007-08-22]. Dostupný z WWW:

<http://www.waterquality.de/hydrobio.hw/TWOTHER.HTM>

Internet 4, [cit. 2007-08-25]. Dostupný z WWW: <http://www.cez.cz/presentation/cze/>

[instance\\_view.jsp?folder\\_id=1396&instance\\_id=75922](http://www.cez.cz/presentation/cze/instance_view.jsp?folder_id=1396&instance_id=75922)

Internet 5, [cit. 2007-08-27]. Dostupný z WWW:

<http://las.perkinelmer.com/Catalog/ProductInfoPage.htm?ProductID=1220-003>

