

CONSECINȚELE ACCIDENTULUI DE LA CERNOBÎL după 30 de ani

biol. dr. Ion CHIOSILĂ
vicepreședinte Societatea Română de Radioprotecție (srrp.ro)

Generalități. În 2016 se împlinesc 30 de ani de la cel mai grav accident din istoria energiei nucleare (topirea zonei active și explozie termică) care a avut loc pe 26 aprilie 1986 la reactorul 4 al Centralei Nucleare Electrice de la Cernobîl (Ucraina). Emisiile de radionuclizi au fost deosebit de mari și au afectat multe țări din Europa, inclusiv țara noastră. Cele 4 reactoare în activitate la momentul respectiv funcționau pe bază de uraniu natural (U-238) slab îmbogățit în U-235, deci mare producător de Pu-239 (material strategic pentru armament nuclear).

Cu toate că tipul respectiv de reactor era bine cunoscut de către personalul de exploatare, aceștia au încercat un experiment de funcționare a turbinei în regim inerțial și coborârea puterii reactorului la 10%, dar revenirea la puterea maximă (mii de MW) s-a făcut în numai 2 secunde ceea ce a dus la scăparea de sub control a funcționării normale, deci la imposibilitatea opririi reactorului 4. Creșterea rapidă și necontrolată a temperaturii miezului reactorului a produs două explozii succesive în câteva secunde care au aruncat placa de beton de 1000 tone aflată deasupra reactorului cu rol de protecție, precum și mari cantități de combustibil nuclear împreună cu produse de fisiune și de activare, alături moderator din grafit în ardere [1].

Contaminarea mediului. Produsele de fisiune (Cs-137, Sr-90, Sr-89, I-131 etc.) și de activare (Cs-134, Co-60, Fe-55, Fe-59 etc.) au ajuns în atmosferă fiind transportate de curenți de aer în toată emisfera nordică. Cele mai afectate (contaminate radioactiv) au fost Belarus, Ucraina și Rusia europeană; curenții de aer mai puțin contaminați au ajuns și în multe alte state din N-V Europei (mai ales Norvegia, Suedia, Finlanda), dar și spre S, S-V ajungând și peste România. Precipitațiile, cât și depunerile uscate, au făcut posibilă contaminarea mediului (sol, ape de suprafață, biosferă).

Cs-137 a fost cel mai ușor de detectat (emite radiații beta și gama) și are un timp de înjumătățire fizică mare ($T_{f \text{ sau } 1/2}$) de cca 30 ani, drept pentru care majoritatea estimărilor de contaminare a mediului și a omului au fost raportate față de acest radionuclid..

Tabelul 1. Suprafețe contaminate cu Cs-137 în unele țări afectate de accidentul nuclear de la Cernobîl [2]

Țara*)	37-185 kBq/m ²	185-1480 kBq/m ²	peste 1480 kBq/m ²
Rusia	49800	7800	300
Belarus	29900	14400	2200
Ucraina	37200	4100	600
Suedia	12000	-	-
Finlanda	11500	-	-
Norvegia	5200	-	-
Austria	8600	-	-
Bulgaria	4800	-	-
Elveția	1300	-	-
Grecia	1200	-	-
Slovenia	300	-	-
Moldova	60	-	-

*) În România, cea mai mare parte a suprafeței a fost contaminată cu Cs-137 cu activități situate sub 2 kBq/m². Au existat și suprafețe mari contaminate cu 2-10 kBq/m² în Oltenia, Banat, N-E Moldovei, centrul și nordul Munteniei; aici au fost depistate și locuri cu contaminări de peste 10 kBq/m².

Aspecte de radioprotecție din România. Monitorizarea radioactivității mediului și alimentelor în România [1,3] a fost realizată de:

- 47 Stații de Supraveghere a Radioactivității Mediului (aparținând fostului Consiliu Național al Apelor, azi 37 stații care formează Rețeaua Națională de Supraveghere a Radioactivității Mediului și aparțin Ministerului Mediului),

- 22 Laboratoare de Igiena Radiațiilor Ionizante, din care 4 aparțineau de Institutele de Igienă și Sănătate Publică din București, Iași, Cluj și Timișoara (Ministerul Sănătății),

- Laboratoare departamentale (IFA Măgurele-București, IRNE Pitești, MApN^{*)} etc.).

În perioada imediat următoare accidentului (din noaptea de 30 aprilie 1986 când au pătruns primele mase de aer contaminat în N-E țării), precum și în anii de după accident s-au efectuat următoarele analize:

- măsurarea globală beta și spectrometria gama a filtrelor de aerosoli, depunerilor atmosferice totale, apei de suprafață și potabile, solului, vegetației spontane și cultivate, produselor de origine animală, precum și a meniurilor luate de la diverse cantine din capitală și din țară,

- măsurarea directă a unor radionuclizi încorporați în om (I-131, Cs-137 și Cs-134) cu ajutorul contorului de corp uman la MApN și IFA,

- estimarea dozei de expunere a omului.

Printre măsurile de radioprotecție a populației luate în România, merită a fi menționate:

- restricții limitate de consum la unele alimente (produse lactate contaminate cu I-131, Cs-137 și Cs-134) în baza valorilor determinate prin măsurarea radioactivității alimentelor, în județele cele mai contaminate,

- interzicerea manifestărilor sportive planificate a se desfășura în aer liber pe 2 mai,

- administrarea de iod stabil la copii, începând din 3 mai,

- recomandări:

- spălarea abundentă a legumelor și zarzavaturilor înainte de consum,

- staționarea redusă în spații deschise în prima săptămână de după accident.

Aspecte negative privind aplicarea măsurilor de radioprotecție:

- informarea insuficientă a populației asupra accidentului,

- administrarea de KI a început cu două zile întârziere ducând la reducerea efectului la cca 50% și nu s-a realizat la toți copiii din zonele mai contaminate cu I-131.

Contaminarea mediului, alimentelor și omului în România. În urma coroborării rezultatelor de monitorizare a radioactivității factorilor de mediu, apei și alimentelor, a fost realizată harta pătrunderii norului radioactiv pe teritoriul țării noastre în trei etape, 1 – 2 mai, 3 – 4 mai și respectiv 5 – 6 mai. Dintre acestea, contaminarea cea mai mare s-a produs datorită norului din 3 – 4 mai, care a pătruns din N-E și a urmat lanțul Carpaților orientali și meridionali, în special în zona sudică (Figura 1) [4].

În aerosolii atmosferici, au fost atinse maxime de 103 Bq/m³ pentru I-131, respectiv de 63 Bq/m³ pentru Cs-137 la Stația Toaca din Ceahlău, pe data de 1 mai 1986, de 17 Bq/m³ I-131 și 14 Bq/m³ de Cs-137 la stația Fundata (jud. Brașov). Aceste maxime au scăzut rapid în a doua parte a lunii mai și la începutul lunii iunie 1986, ajungând de peste 1000 ori mai mici. În ceea ce privește concentrația medie a Cs-137 în aerosoli, de la cca 10⁶ Bq.s/m³ în mai 1986 a scăzut la sub 10⁵ în 1987, revenind din 1991 la valoarea existentă înainte de accident (cca 200 Bq.s/m³) [4,5].

^{*)} Laboratorul de Radiochimie din cadrul Centrului de Cercetări Științifice Medico - Militare, a avut și sarcini de supraveghere a radioactivității mediului și omului, pe lângă cele de cercetări experimentale. Între 1974 și 1992 am coordonat activitatea acestui laborator, ca cercetător științific principal. A mai existat și laboratorul pentru măsurarea contaminării radioactive a omului (cu un contor de corp uman sau antropogamametrul).

Depunerile atmosferice au prezentat valori, în anul 1986, cu peste 3 ordine de mărime mai mari comparativ cu perioada pre Cernobîl. Media valorilor Cs-137 în depuneri ajunge abia în 1993 cu un ordin de mărime peste cea din 1985 datorită acțiunii de antrenare a prafului contaminat de pe sol și revenirii sub formă de depuneri.

Valorile medii ale concentrației Cs-137 în probele de sol necultivat, s-au situat către 350 Bq/kg, cu valori maxime care au depășit 1000 Bq/kg în nordul județului Gorj. Valori ridicate ale Cs-137 în solul necultivat s-au înregistrat la Toaca-Ceahlău, Târgu Mureș, Gheorghieni și în Parâng, cu valori maxime situate spre 2050 Bq/kg sol uscat.



Figura 1 Contaminarea teritoriului României începând cu 1 mai 1986 [4]

În apa de suprafață, valorile mai mari de Cs-137 au fost determinate cu 2-3 zile mai târziu decât cele din atmosferă, acestea situându-se către 50 Bq/m^3 , cu scădere rapidă sub 10 Bq/m^3 în 1987 și 1988, revenind abia către 1993 la valorile din 1985.

Contaminarea vegetației spontane s-a realizat prin depunerea particulelor fine încărcate radioactiv și a prezentat valori medii ale Cs-137, destul de ridicate, către 1000 Bq/kg uscat, cu scădere către 1990 la valorile anterioare accidentului. Contaminarea vegetației cultivate prin absorbția radionuclizilor din sol a fost destul de redusă, astfel că valorile radionuclidului au scăzut rapid în anii următori [3].

Dintre alimente, nivelul de contaminare cel mai ridicat al conținutului I-131 a fost determinat în laptele de oaie, cu valori de cca 1300 Bq/L sau mai mari, ceea ce a dus la restricția temporară, dată de Ministerul Sănătății, asupra consumului produselor derivate din lapte. Cs-137 a prezentat valori, în lapte și derivatele din lapte, de cca 500 Bq/kg (Tabelul 2). Conținutul acestui radionuclid în produsele alimentare a scăzut mult după 1990, iar după anul 2000 a ajuns la valorile din 1985.

Dacă imediat după accident specialiștii au acordat atenție deosebită radionuclizilor I-131 și Cs-137, ușor de determinat prin spectrometrie gama direct din probe, către sfârșitul anului și în anii următori au fost efectuate determinări și de conținut al Sr-90 din apă și alimente. Contaminarea aerosolilor inițiali cu Sr-90 a reprezentat sub 1/10 din Cs-137, astfel

că și nivelul de contaminare a alimentelor cu Sr-90 a fost mult mai redus, în general sub 10 Bq/kg sau L de produs (Tabelul 3).

Radionuclizii Cs-137, Cs-134 și Sr-90, puțin transferați din sol în plante, au fost totuși decelați în alimente mulți ani după accident; conținutul radioactiv a scăzut brusc în 1987 și apoi constant, ajungând în prezent în majoritatea produselor alimentare mult sub 1 Bq/kg, greu de detectat și prin analize radiochimice. Se mai mențin valori foarte scăzute pentru Cs-137 (unități de Bq/kg) în fructele de pădure, ciuperci spontane și vânat.

Tabelul 2. Conținutul Cs-137 (Bq/L sau kg) în apa potabilă și alimente [5,6]

Aliment	1986	1987	1988 - 1991	2003
Apă potabilă	-	0,05	0,002 – 0,009	0,002 – 0,009
Lapte	10 - 200	27,92	1,02 – 5,13	0,01 – 0,137
Derivate din lapte	10 - 500	61,98	5,07 – 16,61	-
Carne	50 - 300	47,50	1,31 – 39,25	0,014 – 10,28
Derivate din carne	10 - 727	23,19	1,50 – 19,15	-
Produse din cereale	50 - 100	42,16	1,01 – 12,15	0,251
Legume - fructe	7 - 411	46,43	1,89 – 23,39	0,037 – 0,265
Meniu/24 ore	-	23,69	1,50 – 4,49	-

Tabelul 3. Conținutul Sr-90 (Bq/L sau kg) în apa potabilă și alimente [5,6]

Aliment	1987	1988 - 1991	2003
Apă potabilă	0,04	0,003 – 0,010	0,001 – 0,066
Lapte	0,43	0,14 – 0,33	0,068 – 0,930
Derivate lapte	0,75	0,19 – 0,76	-
Carne	0,46	0,10 – 0,24	0,087 – 0,690
Derivate carne	0,62	0,09 – 0,20	-
Produse din cereale	0,70	0,25 – 0,76	0,135 – 0,730
Legume - fructe	0,97	0,10 – 0,98	0,047 – 1,060
Meniu	2,30	0,19 – 0,23	-

Evaluarea contaminării interne umane cu radionuclizii I-131, Cs-137, Cs-134 și Sr-90 (Tabelul 4) a fost efectuată atât direct pentru primii trei radionuclizi (măsurarea radionuclizilor din om), cât și prin estimarea contaminării în baza valorilor de conținut radioactiv determinate în apa potabilă, alimente, precum și în meniul real sau ipotetic (Tabelul 2). După cca 80 zile I-131 a dispărut din alimente și om prin dezintegrare fizică (dacă trec 10 T_f se consideră că radionuclidul scade la valori greu de determinat; T_f al I-131 este de 8,1 zile). În ceea ce privește conținutul I-131 în tiroidă, acesta a prezentat valori foarte diferite, până la câteva mii de Bq, numai în lunile mai și iunie, în funcție nivelul de contaminare al zonei studiate și alimentele consumate. Aceste valori au fost totuși mult mai mici în comparație cu activitatea primită de om în cazul unei scintigrafii tiroidiene (iodocaptare), zeci - sute de kBq [1,6].

În om, Cs-137 + Cs-134, de la cca 2500 Bq în 1986, au scăzut treptat astfel că după 4 ani au ajuns sub 300 Bq. Scăderea activității celor doi radionuclizi în om s-a datorat reducerii lor în alimente dar și proceselor metabolice din organismul uman (T_b pentru cei doi radionuclizi este de 100 – 150 zile), respectiv prin dezintegrare pentru Cs-134 ($T_f = 2,05$ ani); astfel că după 1990 Cs-137 a scăzut sub limita de detecție a aparatului utilizat pentru măsurarea directă. Contaminarea omului cu Sr-90 a fost mult mai redusă, fiind estimate valori sub 100 Bq (radionuclidul emite numai radiații beta care pot fi detectate numai în probe biologice iar contaminarea redusă a alimentelor nu a permis măsurarea acestui radionuclid în om) [1,6].

Tabelul 4. Conținutul Cs-137, Cs-134 și Sr-90 în organismul uman (măsurare directă/estimare consecutiv ingerării de alimente), în România [6]

Radionuclid		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Cs-137	măsurare	1000 - 2000	2000 - 2500	800 - 1700	500 - 1100	300 - 500	< 300	< 300	< 300
	estimare	1538 - 20383	2335 - 12774	415 - 673	106 - 198	82 - 150	80 - 140	60 - 119	19 - 38
Cs-134	estimare	686 - 8703	729 - 4894	94 - 153	18 - 33	10 - 18	5 - 10	1 - 3	-
Sr-90	estimare	30 - 100	18 - 57	12 - 38	12 - 34	11 - 32	10 - 30	9 - 28	8 - 25

Estimarea dozei de expunere a populației din România. Imediat după accident, Oncescu și Galeriu (IFA București - Măgurele) au calculat doza de expunere datorată contaminării radioactive a populației din țara noastră care s-a situat la o valoare de cca 1 mSv pentru primul an de după accident. Valorile sunt asemănătoare celor publicate de către OMS și AIEA pentru alte state europene (Finlanda: 0,44 mSv, Germania: 0,5 – 1,1 mSv, Italia: 0,61 mSv, Polonia: 0,95 mSv, Elveția: 1,3 mSv etc.) [1].

Calcularea ulterioară a dozei efective primită de om de la radionuclizii determinați în aer, apă și alimente, pentru cele mai contaminate zone din România, exceptând contribuția I-131, a dus la valori medii apropiate de 1 mSv în primul an după accident, cu scădere mare din anul 1988 (contribuția cea mai mare având contaminarea cu Cs-137 și Cs-134 a alimentelor). Între anii 1990 și 2000 și în prezent, doza efectivă anuală pentru om a scăzut sub 50 μ Sv, deci cu valori de peste 40 ori mai mici decât doza primită de om de la fondul natural de radiații [4].



Fig. 2. Evaluarea expunerii populației României – reconstrucție de doză prin ingestia de alimente în funcție de concentrația Cs-137 din depunerile atmosferice [4,5]. Doză de expunere minimă = 0,2 mSv → județul Satu Mare, doză de expunere maximă = 2,1 mSv → județul Gorj.

Dozele de expunere la radiații ale populației din România după accidentul nuclear diferă cu un ordin de mărime, între 0,2 și 2,1 mSv în primul an (Fig. 2), în funcție de circulația curenților de aer contaminați (Fig. 1), precum și de depunerile umede sau uscate pe teritoriul țării noastre. Astfel, au existat zone (județe) cu doze de expunere destul de mici, sub 0,5 mSv precum: Satu Mare, Sălaj, Maramureș, Sibiu, Brașov, Harghita, în timp ce în alte județe dozele de expunere au fost chiar peste 1 mSv precum: Caraș-Severin, Gorj, Mehedinți, Tulcea, Neamț, Vrancea, Teleorman.

Doza medie primită de cea mai mare parte a statelor europene de cca 1 mSv este incomparabil mai mică față de cea de peste 10 mSv primită de populația din zonele puternic contaminate radioactiv din Belarus, Ucraina și Rusia. Această doză de cca 1 mSv în primul an după accident fiind sub fondul natural de expunere (iradiere) a avut o semnificație radiologică redusă asupra sănătății populației.

Fondul natural de expunere la radiații (radiația cosmică, radiația terestră dată de radionuclizii naturali prezenți în mediu, alimente și în organismul uman) este de cca 2 mSv pe an la nivelul planetei, cu excepția unor zone cu fond natural crescut (chiar peste 20 mSv pe an în unele zone din India, Brazilia, Congo, Suedia) datorat prezenței masive a unor radionuclizilor naturali [1].

Astfel, doza de expunere suplimentară primită de cea mai mare parte a populației din Europa în 1986 a fost de cca jumătate din fondul natural de expunere, ceea ce reprezintă o doză destul de scăzută situată la nivelul limitei de doză efectivă (1 mSv pe an) acceptată de legislația în vigoare pentru un individ din populație. De menționat că limita de doză efectivă admisă pentru personalul expus profesional (care lucrează în mediu cu radiații ionizante) este 20 mSv pe an.

Având în vedere nivelul de contaminare radioactivă a mediului în România, mult mai mică în comparație cu Ucraina, Belarus și Rusia, dozele de expunere primite de populația țării noastre au fost relativ reduse (0,2 – 2,1 mSv în 1986), cu mult sub cele care ar fi putut produce efecte biologice semnificative asupra sănătății omului. De altfel, studiile efectuate de institutele de igienă din România nu au evidențiat o creștere a incidenței malformațiilor congenitale la copiii născuți între 1.10.1986 și 31.12.1987 comparativ cu grupul de referință (cei născuți înainte de 1986) [3].

Doze de expunere și efecte biologice post-Cernobîl [2]

Dozele de expunere medii primite de cele mai afectate persoane din Ucraina în urma accidentului nuclear au fost distribuite astfel:

- 100 mSv, cca 240.000 persoane participante la dezafectarea reactorului avariata,
- 30 mSv, cca 116.000 persoane evacuate,
- 10 mSv, zeci de mii de persoane care au continuat să locuiască în zonele contaminate, în primii ani după accident.

S-a estimat că valorile maxime ale dozelor de expunere pot fi chiar cu un ordin de mărime mai mare în unele zone masiv contaminate radioactiv, din cele trei state Belarus, Rusia și Ucraina.

În alte state europene, doza a fost de maxim 1 mSv în primul an după accident, cu o scădere progresivă în următorii ani. Doza fiind sub fondul natural de expunere (iradiere) are o semnificație radiologică redusă.

Alți 200.000 muncitori care au primit doze de 0,01 la 0,5 Sv au prezentat risc crescut de apariție a unor efecte tardive, printre care și cancerul, care au pus în pericol viața lor.

Din cei 600 muncitori participanți direct la dezafectare, 134 au primit doze de 0,7 la

13,4 Sv și au făcut boală de iradiere (Sindrom Acut de Iradiere). Dintre aceștia, 30 au decedat la scurt timp după accident [2].

În zonele foarte contaminate din cele trei state, măsurile de limitare a expunerii la radiații, au produs multe schimbări în viața a milioane de oameni (revenirea în locurile natale, modificarea unor obiceiuri culinare, restricții și schimbarea locului de muncă) cu alterarea stării de sănătate, inclusiv probleme psihice.

O atenție deosebită s-a acordat cancerului tiroidian, cu cca 1800 cazuri la copiii expuși, depășind cu mult estimările din 1986. Cazurile de leucemie (latență 2 – 10 ani) nu au fost semnificativ crescute la personalul implicat direct în dezafectare. Cea mai mare creștere a cazurilor de cancer tiroidian la copii a fost semnalată în Regiunea Gomel din Belarus (în apropiere de Cernobîl) [7].

În zonele cele mai contaminate din Rusia, Belarus și Ucraina mai sunt încă valori ale Cs-137 și Sr-90 ușor decelabile în apă și alimente; astfel, în regiunea Briansk (Rusia), Cs-137 a avut valori către 90 kBq/kg carne de pește răpitor, valori ridicate și pentru om, până la 50 kBq, ceea ce a dus la estimări de doze situate până la 1,8 mSv în 1996. Aceste valori sunt cu mult peste cele decelate în România imediat după accident [2].

Încă din 1987, a început un program special de monitorizare a cca 7 milioane de locuitori afectați de accident: lichidatorii consecințelor accidentului (din 1986 – 1987), persoane evacuate în 1986 și stabilite în alte zone din fosta U.R.S.S., locuitori din zonele puternic contaminate cu Cs-137, Sr-90 și Pu-239, urmași ai persoanelor iradiate (lichidatori, persoane evacuate), persoane contaminate cu I-131, cu vârsta de la 0 la 18 ani în timpul accidentului [7].

Studiile epidemiologice au scos în evidență: creșterea numărului problemelor psihologice și a numărului de sinucideri și de morți violente în general, printre lichidatori și la populația evacuată din cauza comunicării insuficiente privind efectele radiațiilor ionizante, dislocărilor sociale și diminuării calității vieții. Numai studiile epidemiologice complete vor stopa tendința de atribuire a creșterii incidenței tuturor cancerelor, mai ales din zonele puternic contaminate radioactiv, exclusiv ca efecte ale accidentului nuclear [8].

Concluzii asupra consecințelor accidentului nuclear în România:

1. Nivelul de contaminare radioactivă a mediului în România după accidentul nuclear din 2006 a fost relativ asemănător cu cel al altor state central și est-europene, situându-se sub 10 kBq/mp la nivelul solului, cu puține zone peste această valoare.

2. Principalii radionuclizi contaminanți, I-131, Cs-137, Cs-134, chiar și Sr-90, din depuneri și aerosoli, imediat după accident au ajuns rapid în plante și în animale. I-131 a prezentat valori apropiate de 1 kBq/kg, Cs-137 și Cs-134 până la câteva sute de Bq/kg, în timp ce Sr-90 s-a situat sub 10 Bq/kg.

3. Radionuclizii Cs-137, Cs-134 și Sr-90, transferați cu dificultate din sol în plante prin absorbție, au fost totuși decelați în alimente mulți ani după accident; conținutul radioactiv a scăzut brusc în 1987 și apoi constant, ajungând între 1990 și 2003 sub 1 Bq/kg în majoritatea produselor alimentare. În aceeași perioadă de timp, s-au detectat valori ceva mai mari în fructele de pădure, ciuperci spontane și vânat.

4. În om, Cs-137 de la 1000 – 2000 Bq a scăzut treptat, astfel în 1990, a ajuns la cca 300 Bq. Doza efectivă anuală a scăzut de la cca 1 mSv în primul an după accident, la sub 50 μSv între anii 1990 și 2000, respectiv sub 10 μSv între anii 2000 și 2010.

5. În afara celor trei state puternic contaminate radioactiv (Belarus, Ucraina și estul Rusiei), celelalte state europene contaminate după accident nu au raportat efecte biologice asupra populației.

Definiții pentru termenii de specialitate mai des utilizați în text:

- Activitatea (radioactivitatea) unui radionuclid: unitatea de măsură a activității, în Sistemul Internațional (S.I.), este dezintegrarea pe secundă, sau s^{-1} , cu denumirea de **becquerel** și simbolul **Bq**. **Curie** - numele special al unității de măsură tolerate a activității unui radionuclid, cu simbolul Ci; reprezintă $3,7 \times 10^{10}$ dezintegrări pe secundă (activitatea aproximativă a radonului (Rn) - 222 aflat în echilibru cu un gram de radium (Ra) - 226), respectiv $3,7 \times 10^{10}$ Bq.

- **Timp de înjumătățire fizică** - timpul după care numărul de nuclee ale unui radionuclid se reduce la jumătate, prin dezintegrare radioactivă. Simbol $T_{1/2}$, se utilizează și T_f . **Timp de înjumătățire biologică** - timpul necesar unui sistem biologic pentru a elimina jumătate din numărul de nuclee (stabile sau radioactive), prin procese metabolice. Simbol T_b . **Timp de înjumătățire efectivă** - timpul necesar pentru a reduce la jumătate numărul de nuclee radioactive, implicit activitatea, prin dezintegrare și prin procese metabolice. Simbol T_{ef} .

- **Doză efectivă** - suma ponderată a dozelor echivalente provenite din expunerea internă și externă, efectuată pe toate organele (țesuturile) corpului (doza absorbită multiplicată cu factorul de ponderare al radiației și cu factorul de ponderare al țesutului sau organului). Unitatea în SI este J/kg cu numele de **sievert** și simbolul **Sv**. **Doza efectivă admisă pentru personalul expus profesional** - limita de doză efectivă pentru persoanele care lucrează în mediu cu radiații este 20 mSv pe an. **Doza efectivă admisă pentru populație** - limita de doză efectivă pentru un individ din populație este 1 mSv pe an.

BIBLIOGRAFIE:

1. Ion CHIOSILĂ, Radiațiile și viața, Editura KARTA-GRAPHIC, 2014
2. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly – 2000
3. Radioactivitatea artificială în România - Colectiv SRRp -1995
4. Raluca GHEORGHE, Rodica TULBURE, Laszlo TORO, Dan GHEORGHE, Dan GALERIU, Fulger CIUPAGEA, Raluca BARBU, Alina DUMITRESCU - Environmental Indicators for Epidemiological Studies on Populations at Risk after the Chernobyl Accident – (IRPA-Second European Congress on Radiation Protection Paris 15-19 May 2006)
5. Sinteza “Evaluarea nivelului conținutului radioactiv al alimentului” – Cordonator: Institutul de Sănătate Publică București – Responsabil: fiz. Raluca GHEORGHE – Colaboratori: Laboratoarele de Igiena radiațiilor teritoriale – 2003
6. I. CHIOSILĂ, Raluca GHEORGHE, Elena SIMION: 25 de ani de la accidentul nuclear de la Cernobîl, Conferința națională a SRRp „Cultura de Radioprotecție și rolul său în protecția populației și a mediului”, 2011
7. Childhood Thyroid Cancer after Chernobyl – Coordinated by TCRG, Strangeways Research Laboratory University of Cambridge, UK – 2003
8. Diagnosis and treatment of radiological injuries. Safety Reports Series No.2, 1998, IAEA, Vienna