



**UNIVERSITATEA BABEŞ-BOLYAI,
CLUJ-NAPOCA**

**FACULTATEA DE ŞTIINŢA ŞI
INGINERIA MEDIULUI**



INCZE Réka

**Aspecte de mediu și sănătate umană,
din perspectiva radioactivității naturale
și artificiale în județul Covasna**

- *Rezumatul tezei de doctorat* -

Conducători:

PROF. DR. COSMA CONSTANTIN

PROF. DR. DUMITRU RISTOIU

Cluj–Napoca, 2017

Cuprins

INTRODUCERE.....	3.
^{222}Rn și ^{137}Cs , ASPECTE DE RADIOACTIVITATE.....	5.
MATERIALE ȘI METODE.....	9.
Măsurarea concentrației de radon din mofete și calcularea dozei.....	9.
^{137}Cs în scoarțe de copaci și probe de sol.....	11.
REZULTATE ȘI DISCUȚII.....	13.
Concentrații de radon favorabile sănătății umane.....	13.
^{137}Cs , indicator de contaminare radioactivă.....	16.
CONCLUZII	19.
BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ.....	21.
CUPRINSUL TEZEI DE DOCTORAT.....	25.

Cuvinte cheie: radioactivitate, radon (^{222}Rn), mofetă, doză efectivă, cesiu (^{137}Cs), sol, scoarță de copac.

INTRODUCERE

Scopul acestei teze este contribuția la aspectele de mediu și sănătate umană din perspectiva radioactivității artificiale și naturale în județul Covasna. Obiectivele clar formulate și metodele alese potrivit sunt premisele atingerii acestui scop.

Primul obiectiv major al lucrării îl reprezintă colectarea anumitelor date de radioactivitate naturală din diferite mofete, calcularea unor concentrații de radon și a dozelor asupra corpului uman. Majoritatea mofetelor sunt utilizate fără monitorizare permanentă și fără supraveghere medicală. Datele referitoare la acest domeniu sunt sporadice și de multe ori vechi de zeci de ani. Așadar, este importantă studierea unor caracteristici fizico-chimice ale gazului mofetic, mai ales a acelor parametri, care sunt semnificativi din perspectiva sănătății umane, cum este și radioactivitatea emanațiilor de gaze. Obiectivele specifice asociate cu această temă pot fi rezumate astfel:

- ✓ selectarea unor emanații de gaze postvulcanice frecventate cu scopuri terapeutice din județul Covasna și efectuarea de măsurători de radon la diferite nivele în aceste mofete;
- ✓ prelucrarea datelor obținute pe teren în condiții de laborator, obținând concentrația de radon-222, și efectuarea calculului pentru aflarea dozelor efective;
- ✓ compararea rezultatelor obținute în cadrul acestei cercetări cu alte studii privind radonul mofetic în România;
- ✓ evaluarea datelor obținute de noi din perspectiva sănătății umane, cu ajutorul normelor legislative din domeniul radioprotecției.

Al doilea obiectiv major al tezei face referire la problemele radioactivității antropice în zona ariei protejate Ciomad-Bálványos, și anume, se referă la utilizarea de cesiu-137 ca și indicator de poluare radioactivă în perioada post-Cernobâl. În 1986, după accidentul de la Cernobâl, au fost identificați peste 20 de radionuclizi artificiali, care au poluat populația umană și mediul înconjurător în România. Unii dintre acești radionuclizi (inclusiv ^{137}Cs), cei cu timp de înjumătățire relativ lungă, persistă și astăzi. Ei pot fi detectați și cuantificați, permițând diferite concluzii relevante din domeniul radioprotecției, referitoare mai ales la ultimii 30 de ani. Din aceste considerente, următoarele obiective specifice sunt formulate pentru acest studiu:

- ✓ prelevare de eșantioane de sol și probe de scoarță de copaci în aria protejată Ciomad-Bálványos;
- ✓ determinarea concentrației de ^{137}Cs prin spectrometrie gama;
- ✓ evaluarea rezultatelor în contextul datelor existente în România și în alte părți din Europa.

În concordanță cu cele două obiective principale, partea metodologică a tezei se compune din două segmente. Pentru prima parte a cercetării, care se ocupă de radioactivitatea naturală, respectiv de măsurarea radonului-222 din mofete, s-a utilizat metoda integrată a detectorilor de urme din corp solid CR-39. Această abordare este una dintre metodele cele mai eficiente pentru măsurarea concentrației de radon în spații interioare. Această metodă a constat în măsurători pasive cu detectori de urme CR-39 (RadoSys) în aerul din interiorul mofetelor selectate din județul Covasna, pe o perioadă de timp de aproximativ o lună. În studiul de față, câte 6 detectori de urme CR-39 s-au expus la diferite înălțimi în mofetele studiate. După finalizarea expunerii, s-au realizat prelevarea detectorilor și analiza lor în Laboratorul de Radioactivitatea Mediului și Datăre Nucleară din cadrul Universității Babeș-Bolyai din Cluj-Napoca. Pe baza concentrațiilor de ^{222}Rn , au fost calculate dozele pentru o perioadă clasică de tratament. Pentru partea a doua a studiului, care se ocupă de radioactivitatea artificială, respectiv de ^{137}Cs , au fost prelevate 31 de probe de scoarță (molid și gorun), respectiv 21 eșantioane de sol. Activitatea cesiului a fost determinată prin metode gama spectrometrice în cadrul Universității Babeș-Bolyai, Facultatea de Știința și Ingineria Mediului.

Teza este structurată în 5 capitole principale:

- I. capitolul introductiv, care prezintă scopul și obiectivele acestei cercetări, expune anumite considerente metodologice și indică structura tezei;
- II. următorul capitol prezintă date din literatura de specialitate privind aspecte generale de radioactivitate, urmate de informații privind radioactivitatea naturală și artificială, respectiv date referitoare la radonul-222 și cesiul-137;
- III. un capitol descrie desfășurarea cercetării și metodologia utilizată în concordanță cu obiectivele formulate;
- IV. rezultatele sunt prezentate într-un capitol separat, incluzând și contribuțiile originale ale tezei;
- V. ultimul capitol sumarizează principalele concluzii și posibilități de continuare a acestei cercetări.

În final, bibliografia este urmată de anexele tezei.

^{222}Rn și ^{137}Cs , ASPECTE DE RADIOACTIVITATE

Radonul este prezent în concentrații diferite peste tot: în roci și în sol, în apele supra-și subterane, în atmosferă, chiar și în interiorul clădirilor. ^{222}Rn și ^{220}Rn existente în atmosferă provin în primul rând din sol; evident, datorită conținutului de ^{238}U și ^{232}Th al solului. Mofetele prezintă radon în concentrații ridicate. Termenul „mofetă” denotă un fenomen post-vulcanic, care se manifestă prin emanații de gaze la temperaturi relativ scăzute. Gazul principal din mofete este CO_2 . Pe lângă dioxidul de carbon, gazele mofetice conțin și altele, cum ar fi: nitrogen, oxigen, metan, hidrogen sulfurat, gaze nobile, incluzând și radonul.

Radonul este elementul cu numărul de ordine $Z = 86$ din tabelul periodic. Face parte din grupa a VIII-a, deci este un gaz inert. Odată format prin dezintegrarea elementelor grele din scoarța terestră difuzează în gazele din sol sau în apă și este transportat în atmosferă. Radonul, în condiții normale, este un gaz fără culoare și are o densitate de $9,73 \text{ kg/m}^3$ (fiind cel mai greu gaz din natură). Se dizolvă și în apă (după legea lui Henry), dar se dizolvă mai ușor în solvenți organici. Principalii izotopi se dezintegrează prin emisie de radiații α . Radonul apare în toate cele trei familii de dezintegrare naturală ale uraniului. Radonul (^{222}Rn) cu un timp de înjumătățire de 3,82 zile face parte din seria uraniului (^{238}U ; $T_{1/2} = 4,47 \times 10^9$ ani) și se creează prin dezintegrarea alfa a ^{226}Ra ($T_{1/2} = 1600$ ani).

Diferite organe ale corpului uman sunt influențate diferit, însă benefic, în urma tratamentelor cu gaze mofetice care conțin radon (Brassai 2000 și 1999, Falkenbach et al. 2005, Néda et al. 2008a, Szabó 2005 și 1978, Mureșan 1974). Efectul pozitiv asupra sistemului endocrin se manifestă prin favorizarea hipofuncției tiroidiene, stimularea glandelor sexuale și intensificarea eliminării acidului uric. Cercetările arată și un intens efect diuretic. Totodată, mofeta este recomandată și în cazul unor boli ginecologice, infertilitate și impotență. Cura adecvată aduce rezultate bune în diferite probleme cardio-vasculare, de exemplu are efecte benefice atât la hipotensivi cât și la hipertensivi. Datorită ameliorării circulației periferice, tratamentul se dovedește eficace și în unele boli de piele. Prin modificarea metabolismului nucleic, radiația acționează atât asupra sistemului nervos central cât și asupra sistemului nervos vegetativ. Diferite tipuri de reumatism sunt tratate cu succes în mofete. Un avantaj al terapiei adecvate de radon față de tratamentul cu medicamente este diminuarea efectelor secundare negative.

Terapia cu radon este contraindicată în unele cazuri (Néda et al. 2008a, Szabó 2005 și 1978): bolile febrile, tumori, tuberculoză, graviditate, psihopatii, depresii, menstruație, probleme respiratorii etc. Există o tendință de a folosi empiric mofetele, însă precauția adecvată și sfatul specialiștilor ar putea diminua efectele negative apărute în urma neglijenței sau neinformării corecte. Radonul exagerat (expunerea la concentrații mai mari decât cele recomandate) atacă în primul rând plămâni, în special epiteliul bronșic.

Radonul poate însemna și un risc pentru sănătatea umană, având în vedere că radonul contribuie într-un anumit procent la iradierea corpului uman (Cosma și Jurcuț 1996). Comisia Internațională de Protecție Radiologică (ICRP) a recomandat diferite nivele de activitate și, la nivel mondial, aceste recomandări au stat la baza stabilirii unor doze limită precizate.

În județul Covasna sunt aprox. 40 de mofete în zonele vulcanice și fliș, respectiv în depresiunile intramontane. Multe localități care dețin mofete au mai multe băi seci, de exemplu comuna Turia sau orașul Covasna. Mofetele sunt folosite în scopuri terapeutice și/sau de agrement. Majoritatea, însă, fără monitorizare permanentă a caracteristicilor fizico-chimice și fără supraveghere medicală a utilizării. Așadar, sunt importante studiile efectuate asupra unor parametri ai acestor emanații de gaze.

Conform definiției date de Normele Fundamentale de Securitate Radiologică, accidentul nuclear este evenimentul care afectează instalația nucleară și provoacă iradierea și/sau contaminarea populației și a mediului înconjurător peste limitele admise (ANPM 2015). Accidentul de la Cernobîl, cea mai mare catastrofă din istoria exploatării pașnice a energiei nucleare, a avut loc pe data de 26 aprilie 1986. În urma accidentului, a fost eliberată în atmosferă o cantitate mare de radionuclizi care, apoi, s-au răspândit în întreaga Europa.

Norul radioactiv a ajuns deasupra României în zilele 29 și 30 aprilie 1986. Atunci, masele de aer s-au mișcat în direcția V- SV. Deși poluarea a ajuns la noi doar după 3-4 zile, totuși, au existat zone cu depuneri semnificative (Cosma 2002, Toader și Vasilache 1995). Prin spectrometrie gama, în România au fost evidențiați peste 20 de radionuclizi, printre care I-131, Ba-140, La-140, Ru-103, Rh-103, Zr-95, Cs-134, Cs-137, Sb-125, Ce-141, Sr-90 (ANPM 2015, Cosma 2002). Dintre aceștia, după iunie 1986, s-a acordat atenție deosebită cesiului-137, cesiului-134 și stronțului-90.

Radionuclidul ^{137}Cs a avut gradul cel mai ridicat de contaminare, și a fost urmat de ^{134}Cs , respectiv ^{90}Sr . În prezent, ^{134}Cs a scăzut semnificativ prin dezintegrare (timpul de înjumătățire fiind de aprox. 2 ani). Stronțiu-90, datorită conținutului redus, se determină în mod complex prin procedee radiochimice. Cesiul-137, însă, se determină relativ ușor, îngăduind să fie cel mai bun indicator de contaminare post Cernobâl.

Elementul ^{137}Cs apare doar în diferite procese de radioactivitate artificială (EPA 2016). Are un timp de înjumătățire de 30,17 de ani, emite radiații beta și gama. Se descompune într-un izotop cu viață scurtă $^{137\text{m}}\text{Ba}$ prin radiații beta, iar cel din urmă ajunge la forma non-radioactivă cunoscută ca bariu, ^{137}Ba . Din anumite perspective, acest izotop radioactiv se comportă similar cu cel stabil (Williams et al. 2004). Pot parcurge distanțe semnificative în aer până ajung înapoi pe sol, cu ajutorul precipitațiilor și al gravitației. Majoritatea compușilor chimici ai cesiului sunt solubili în apă. Alcătuiește legături chimice în sol și, deci, nu parcurge distanțe mari.

Valorile cele mai ridicate, privind contaminarea solului cu ^{137}Cs în România, au fost măsurate pe ruta norului radioactiv, adică pe axa NE-SV a țării; aceste valori au ajuns până la 80 kBq/m² (Cosma 2002). Cercetări similare au adus rezultate până la 100 kBq/m² în Suedia, iar în Ucraina și Bielorusia au măsurat și valori peste 200 kBq/m² (ANPM 2015). Majoritatea radionuclizilor s-au așezat în stratul superficial al solului nelucrat, contaminându-l încă mult timp după accident. Prin migrare în straturile profunde și în vegetație, respectiv prin resuspensie s-a realizat reducerea contaminării solului.

A fost evidențiat faptul că ecosistemele forestiere sunt complexe și că arată particularități față de celelalte ecosisteme din perspectiva radionuclizilor, deoarece pădurea funcționează ca și un rezervor natural (Calmon et al. 2008). S-a arătat că, pe termen lung, rezervorul principal este solul, contribuind astfel la contaminarea plantelor. Cercetări efectuate în 1986 privind vegetația țării au arătat că radionuclizii au ajuns în plante în primul rând din atmosferă prin frunze, iar prin sol și rădăcină pătrunderea era ne semnificativă (Constantinescu et al. 1988). Mai târziu, aceste considerente au fost confirmate și pe plan internațional, de exemplu s-a dovedit că la arbori accesul principal al radionuclizilor este depunerea lor la nivelul coronamentului în condiții uscate sau umede (Fesenko et al. 2003). Din coronament elementele contaminante au ajuns în celelalte părți ale arborilor, prin activitățile fiziologice ale plantelor, precum și pe sol cu ocazia căderii frunzelor (Shcheglov et al. 2011, Fesenko et al. 2003).

În prezent, solul este considerat în continuare o sursă de contaminare. Absorbția cesiului-137 este mai lentă la arborii bătrâni decât la cei tineri (Goor și Thiry 2004), în concordanță cu ritmul lor privind procesele fiziologice. În trecut, însă, în primele luni după accidentul de la Cernobâl, principala sursă de contaminare a fost depunerea radionuclizilor din atmosferă pe scoarța și alte părți ale plantelor lemnoase (Kuroda et al. 2013). Structura scoarței, respectiv al ritidomului, influențează semnificativ modul în care au fost contaminate plantele lemnoase. Indivizii tineri au totdeauna scoarța netedă, care este colorată, în funcție de specie. Cu trecerea timpului, țesuturile moarte ale scoarței rezultate din activitatea felogenului, cumulate cu parenchimul și liberul, generează ritidomul (Clinovski 2005). Ritidomul se poate exfolia circular (mesteacăn, cireș), în fâșii longitudinale (tuia), în solzi (molid, măr, platan). Ritidomul nu se exfoliază întotdeauna și atunci formează niște crăpături caracteristice (ulm, cer, nuc), sau sub forma unor excrescențe de suber, cum întâlnim la stejarul de plută și arborele de plută de Amur. Unele specii nu formează ritidom, așadar poartă toată viața scoarța netedă (carpen, fag).

Pe parcursul anilor, după accidentul de la Cernobâl, schimbările principale în conținutul de cesiu-137 al ritidomului arborilor a apărut din cauza dezintegrării radioactive, respectiv în urma proceselor fizice: difuziune, spălare, cădere etc. (Rulik et al. 2014, Zhiyanski et al. 2004). Atât structura anatomică, cât și procesele fiziologice ale arborilor susțin rezultatele obținute de Fesenko și colaboratorii săi (2001 și 2003): la indivizii bătrâni contaminarea prin rădăcină sau frunze joacă un rol secundar. Așadar, sintetizând cele spuse mai sus despre contaminarea arborilor cu ^{137}Cs , știm că în prezent concentrația radiocesiului în ritidom este proporțională cu cantitatea inițială (Cosma et al. 2016, Suchara et al. 2011).

MATERIALE ȘI METODE

Măsurarea concentrației de radon din mofete și calcularea dozei

În această cercetare a fost utilizată metoda integrată a detectorilor de urme din corp solid CR-39, constând în măsurători pasive cu detectori de urme CR-39 (RadoSys) în aerul din interiorul mofetelor (**Figura nr. 15**). Este recomandată utilizarea acestor detectori pe o perioadă de 20-80 zile. Fiecare detector are un număr ID individual, pe baza căruia se face identificarea lor. Aplicabilitatea se cuantifică astfel: 40-8000 kBq/m³. Fiecare detector este împachetat într-o pungă specială (radon proof). Această modalitate reprezintă una dintre metodele cele mai eficiente pentru măsurarea concentrației de radon în spații interioare.



Figura nr. 15. *Detectori de radon, de tip RSKS (RadoSys)*

Au fost selectate 9 mofete frecventate cu scop medical și de agrement din județul Covasna. Dintre ele, în orașul Covasna se află următoarele mofete: Bene, Bardócz, Dacia, Hephaistos, Bradul și cel al Spitalului. Celelalte 3, adică cea din Hătuica și Șugaș Băi, respectiv cea de la Peștera Puturoasă, sunt și ele mofete circulare.

În studiul de față, câte 6 detectori de urme CR-39 s-au expus în 9 mofete din jud. Covasna, în trei perioade între 2012-2015, conform **Tabelului nr. 6**. În acest tabel, din coloanele D-F, se poate observa că detectorii au fost expuși pentru 32-50 zile. Totodată, reiese și faptul că măsurătorile au fost repetate în 5 din cele 9 mofete, respectiv în mofetele Bardócz, Bene, Șugaș Băi, Hătuica și Peștera Puturoasă. Pentru calculele generale au fost folosite, în cazul

fiecărei mofete, datele cele mai recente. Toate măsurătorile au fost efectuate în intervalul rece al anului, respectiv septembrie-ianuarie.

Distribuirea detectorilor pe nivele, s-a realizat în felul următor: la 10-20 cm, la 50 cm, respectiv la 100-120 cm de sol/podea, pentru a determina distribuția verticală a activității de radon. La fiecare înălțime au fost montați câte 2 detectori. În plus, au fost folosiți detectori, ca și martori, pentru asigurarea unor rezultate cât mai precise. Distribuirea, respectiv prelevarea detectorilor și procesarea rezultatelor s-au realizat în conformitate cu protocolul de măsurători și cu respectarea programului de asigurare a calității.

A. Nr.	B. Denumirea	C. Localitatea	D.3 Perioada de expunere I.	E. Perioada de expunere II.	F. Perioada de expunere III.
1	Mofeta Spitalului	Covasna	-	17.09.2013. – 05.11.2013.	-
2	Mofeta Bardócz	Covasna	14.12.2012. – 20.01.2013.	16.09.2013. – 04.11.2013.	-
3	Mofeta Bene	Covasna	-	16.09.2013. – 04.11.2013.	21.12.2014. – 21.01.2015
4	Mofeta Hephaist.	Covasna	-	17.09.2013. – 05.11.2013.	-
5	Mofeta Dacia	Covasna	-	17.09.2013. – 05.11.2013.	-
6	Mofeta Bradul	Covasna	-	02.10.2013. – 05.11.2013.	-
7	Mofetă Hătuica	Hătuica	14.12.2012. – 20.01.2013.	-	21.12.2014. – 21.01.2015.
8	Mofeta Șuga Băi	Sf. Gheorghe	14.12.2012. – 24.01.2013.	-	21.12.2014. – 21.01.2015.
9	Peștera Puturoasă	Turia	15.12.2012. – 27.01.2013.	-	21.12.2014. – 21.01.2015.

Tabelul nr.6. Mofete și perioade: măsurători de activitate de radon în județul Covasna

Procesarea și analiza s-au realizat în Laboratorul de Radioactivitatea Mediului și Datăre Nucleară din cadrul Universității Babeș-Bolyai din Cluj-Napoca, această fază a cercetării a implicat mai multe etape. Etapa de dezvoltare includea gravarea chimică într-o soluție de NaOH de concentrație 6,25 molar, timp de 4,5 h, la o temperatură de 90°C. Această etapă a fost urmată de numărarea urmelor de particule alfa de pe suprafața filmului sensibil de plastic. Urmele de particule alfa de pe suprafața filmului sensibil de plastic s-au citit cu ajutorul microscopului optic RadoMeter 2000 RadoSys. S-a calculat concentrația medie de radon în Bq/m³ pe baza densității urmelor de particule alfa/mm², utilizând formula de mai jos (Cosma et al. 2009, Cosma et al. 2013, Cucuș et al. 2012):

$$C_{Rn} = p \cdot F_c / t$$

C_{Rn} - concentrația de radon calculată [$Bq \cdot m^{-3}$]

p - densitatea de urme măsurată [urme mm^{-2}]

F_c - factorul de calibrare

t - timpul de expunere [zile]

Un tratament general durează 15 zile, cu câte 20 de minute/zi petrecute în mofetă (Cucos et al. 2014, Neda et al. 2008a). Pe baza valorilor de concentrații de radon a fost calculată doza efectivă pentru un tratament general, utilizând formula următoare (Cucos et al. 2014, Harrison și Marsh 2012):

$$ED = C_{Rn} \cdot K \cdot F \cdot t$$

C_{Rn} -concentrația de radon [$Bq \cdot m^{-3}$]

K-factor de conversie [$nSv \cdot (Bq \cdot h \cdot m^{-3})^{-1}$],

ICRP-9 și UNSCEAR 12

F-factorul de echilibru [0,4]

t-timpul petrecut în mofetă [h]

¹³⁷Cs în scoarțe de copaci și probe de sol

În perioada 17-21 august 2013 au fost prelevate 31 de probe de scoarță de copaci din aria protejată Ciomad-Bálványos, județul Covasna. Dintre aceste probe 16 au fost de gorun (*Quercus petraea*) și celelalte 15 de molid (*Picea abies*). Probele au fost colectate conform metodologiei aplicate pe plan internațional (Cosma et al. 2016, Fesenko et al. 2003), respectiv:

- ✓ arbori de min. 50-60 de ani,
- ✓ înălțime de prelevare 1,3 m,
- ✓ din direcția NV.

Probele au fost colectate simplu, de mână sau folosind o șurubelniță. Prelevarea s-a limitat la aprox. 3 mm la molid, și 5-8 mm la gorun. Mostrele au fost uscate, pulverizate și omogenizate. Masa uscată a fost de 30-50 g/probă.

Prelevarea probelor de sol s-a realizat în data de 26.03.2015. în 8 locații în zona Ciomad-Bálványos. Recoltarea probelor s-a realizat în locuri necultivate, cu ajutorul unui cilindru de fier (carot) având 20 cm înălțime și 6 cm diametru. Pentru fiecare punct de lucru au fost stabilite, cu ajutorul GPS-ului, coordonatele geografice. În locațiile 1, 2, 7, 8, cele din afara ariei protejate, probele de sol au fost tratate în mod simplu. În locațiile 3-6, însă, a fost realizat câte un profil, respectiv: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm și 15-20 cm. După recoltare, solul a fost plasat în pungi de plastic, și a fost etichetat cu informațiile prelevării. Probele de sol au fost uscate și omogenizate.

Analiza probelor de scoarță și de sol s-a realizat în cadrul Facultății de Știința și Ingineria Mediului, la Universitatea Babeș-Bolyai. Măsurătorile gama-spectrometrice s-au efectuat cu detector HpGe de tip GMX, fabricat de firma Ortec. S-a utilizat Maestro-32 software pentru determinarea activității de cesiu-137 (Bq/kg). Concentrația radionuclizilor din probe a fost calculată prin metoda relativă. Pentru probele cu conținut de ^{137}Cs s-a folosit etalonul IAEA-375 certificat de Agenția Internațională pentru Energie Atomică. Din probele analizate în această lucrare, cesiul-137 a fost determinat din peak-ul, respectiv linia de la 662 keV.

REZULTATE ȘI DISCUȚII

Concentrații de radon favorabile sănătății umane

În prima perioadă de prelevare a datelor, respectiv decembrie 2012 și ianuarie 2013, cum era de așteptat, valoarea cea mai mare de activitate de radon a fost măsurată la 10 cm de podea, și anume 5035 Bq/m^3 în mofeta Bardócz. În general, profilul de activitate de radon arată o descreștere concomitentă cu creșterea înălțimii. Așadar, era de așteptat să găsim valori mai mari la 10-20 cm, decât la 50-70 cm sau la 100-120 cm. Acest fenomen de variație a concentrației de radon apare frecvent în literatura de specialitate (Csegzi 2008, Cucoș et al. 2014, Szakács et al. 2006, etc.). Această tendință, însă, este valabilă mai ales în mofetele care sunt plasate direct deasupra emanației de gaz și nu neapărat la cele alimentate de la distanță din sursă naturală sau la cele întreținute din surse artificiale. În plus, stabilitatea gazului mofetic în spațiul concav contribuie la apariția profilului amintit.

În prima perioadă de prelevare a datelor, respectiv decembrie 2012 și ianuarie 2013, cum era de așteptat, valoarea cea mai mică de activitate de radon a fost măsurată la 120 cm de podea, și anume 280 Bq/m^3 în mofeta de la Șugaș Băi. Această mofetă, în prima perioadă prezintă următoarele valori medii de activitate de radon în funcție de înălțime: 1709 Bq/m^3 la 10 cm, 1917 Bq/m^3 la 50 cm și 320 Bq/m^3 la 120 cm. Așadar, valoarea maximă este cea din mijloc, adică cea de la 50 cm. Astfel de profil a fost identificat și la mofeta Bene (perioada a doua), respectiv la Peștera Puturoasă (perioada a treia). O explicație posibilă este că radonul nu provine doar din fundul spațiului concav, ci și din părțile laterale ale acestuia.

Valorile, care cresc de jos în sus (ex. Bardócz, Hephaistos), având valoarea minimă la 10-20 cm și cea maximă la 100-120 cm, marchează o perturbație a gazului din diferite motive, de condiții meteorologice, probleme de planificare sau de funcționare.

După cum se poate observa în **Tabelul nr. 14.**, vedem că, în condiții similare, în iarna 2014-2015 au fost măsurate valori semnificativ mai ridicate decât în 2012-2013 în același perioadă a anului. Diferența dintre cele două sezoane, în cele trei mofete studiate, se poate explica prin condițiile meteo. Cu cât sunt mai scăzute valorile temperaturii aerului, cu atât este mai instabil gazul mofetic, așadar concentrațiile de radon devin din ce în ce mai scăzute. Tot așa, cu cât este mai mare umiditatea aerului, cu atât este mai stabil gazul mofetic în spațiile concave.

A.Mofeta	B.Înălțime (cm)	Activitate medie de ^{222}Rn (Bq.m ⁻³)		E. Raport
		C. Iarna 2014-2015	D. Iarna 2012-2013	C/D
Mofeta de la Șugaș Băi	120	157	320	0,49
	50	2382	1917	1,24
	10-20	2707	1709	1,58
Mofeta de la Hătuica	120	5721	3792	1,51
	50	6334	3231	1,96
	10-20	6187	3093	2,00
Peștera Puturoasă, Turia/Băile Bálványos	120	2173	1153	1,88
	50	5104	938	5,44
	10-20	4136	1696	2,44

Tabelul nr. 14. Diferența de activitatea de ^{222}Rn între două sezoane

Explicația diferențelor dintre valorile de concentrație de radon, din cele două sezoane studiate, în cele trei mofete vizate, este posibilă pe baza temperaturii aerului. Iarna, în sezonul 2012-2013, era o iarnă geroasă, iar cea din 2014-2015 era una blândă. Mai exact, abaterile temperaturii medii (raportate la perioada standard, respectiv 1961-1990), în luna decembrie 2012, prezentau valori cuprinse între -2,9 °C și -1,5 °C, iar aceleași valori în decembrie 2014 au fost între +1,1 °C și +3 °C. În valori absolute, în decembrie 2012, temperatura medie a lunii a fost cuprinsă între -3,9 și -2 °C, iar în decembrie 2014 aceste valori au fost între -1,9 °C și 0 °C.

În ianuarie 2013, abaterile temperaturii medii (raportate la perioada standard, respectiv 1961-1990) au fost ușor pozitive, prezentau valori cuprinse între 0,1 °C și 1°C, iar aceleași valori în decembrie 2015 au fost între 1,5 °C și 2 °C. În valori absolute, în decembrie 2012, temperatura medie a lunii a fost cuprinsă între -3,9 și -2 °C, iar în decembrie 2014 aceste valori au fost între -1,9 °C și 0 °C. Așadar, în iarna mai rece, respectiv cea din 2012-2013 au rezultat valori mai scăzute de activitate de radon, în timp ce iarna mai puțin rece a determinat concentrații mai ridicate de radon în mofete.

A.Mofeta	Doze efective (mSv)					
	Perioada I. dec.2012-ian.2013		Perioada II. sept.-noi.2013		Perioada III. dec.2014-ian.2015	
	B. K = 9	C. K = 12	D. K = 9	E. K = 12	F. K = 9	G. K = 12
Mofeta BARDÓCZ	0,051	0,068	0,141	0,187	-	-
Mofeta BENE	-	-	0,195	0,260	0,129	0,172
Mofeta Spitalului	-	-	0,024	0,032	-	-
Mofeta Hotelului Hephaistos	-	-	0,148	0,197	-	-
Mofeta Hotelului Dacia	-	-	0,061	0,081	-	-
Mofeta Hotelului Bradul	-	-	0,015	0,020	-	-
Mofeta Hătuica	0,063	0,084	-	-	0,108	0,145
Peștera Puturoasă	0,019	0,025	-	-	0,065	0,087
Mofeta Șugaș Băi	0,020	0,027	-	-	0,023	0,030

Tabelul nr. 15. Doze efective în nouă mofete din jud. Covasna, în trei perioade

Timpul petrecut în mofetă a fost estimat și aici la 5 ore, având în vedere că o ședință durează aprox. 20-30 de minute și un tratament general are 10-15 zile. Pentru factorul de conversie a

fost dată valoarea 9, respectiv de 12, iar rezultatele corespunzătoare sunt prezentate în coloanele B-G în **Tabelul nr. 15**. După cum se poate observa în tabelul menționat, doza efectivă cuprinde valori între 0,015 și 0,260 mSv. După cum a fost de așteptat, cele 3 valori minime provin din prima și a treia perioadă, respectiv din perioadele de iarnă, din Mofeta Bradul, din Peștera Puturoasă și din Mofeta Șugaș Băi. Valorile maxime au fost obținute în perioada a doua, adică toamna, în mofetele Bene și Bardócz.

Bineînțeles, în cazul factorului de conversie $K = 12$, dozele sunt ceva mai ridicate (coloanele C, E, G), decât în cazul $K = 9$ (coloanele B, D, F). Cu o singură excepție (mofeta Bene în perioada a doua), valorile dozei efective, calculate în acest studiu și reflectate în **Tabelul nr. 15**., se situează sub 20 % din cea indicată ca și doză suplimentară pentru populație, respectiv 1 mSv (Harrison și Marsh 2012., Incze et al. 2016). Așadar, radonul din mofete, conform studiilor noastre, nu constituie un factor de risc în sine. Totuși, dacă pacientul primește alte doze de radiații, trebuie luată în considerare și cea primită din mofete. În plus, necesită atenție sporită personalul, care petrece mult mai mult timp în incinta sau în apropierea mofetei, față de pacienți într-o cură, de ex. ghizi, asistente medicale.

^{137}Cs , indicator de contaminare radioactivă

Rezultatele de activitate a cesiului, măsurate din probele de sol din zona ariei protejate Ciomad-Bálványos, sunt comparabile cu datele din literatura de specialitate (Begy 2009, De Cort et al. 1998, Cosma 2002). Bineînțeles, în acest sens, o metodă potrivită este comparația activității din 1986, deoarece fiecare serie de măsurători din publicații, reflectă date dinamice din ultimii 30 de ani referitoare la radiocesiu. În mod normal, activitatea din trecut/viitor poate fi calculată pornind de la legea integrală a dezintegrării radioactive: $N(t) = N_0 e^{-\lambda t}$. În cazul nostru, însă, o metodă mult mai simplă este dublarea activității actuale, deoarece au trecut tocmai 30 de ani de la accidentul de la Cernobâl și timpul de înjumătățire la ^{137}Cs este 30,17 ani. Dintre cele patru probe de sol, colectate din vecinătatea ariei protejate Ciomad-Bálványos, valoarea minimă de activitate actuală a fost la proba nr. 7, respectiv 24,85 Bq/kg, care înseamnă 10991 Bq/m² depunere din 1986. Valoarea maximă a fost obținută la proba nr.

1., respectiv 61,64 Bq/kg, ceea ce corespunde unei depuneri de 27263 Bq/m² din 1986. Valori similare găsim și în literatura de specialitate.

În cele patru locații din incinta ariei protejate Ciomad-Bálványos, valoarea minimă de activitate actuală, măsurată din probe de sol, a fost în locația nr. 3, respectiv 7833 Bq/m², care înseamnă 15665 Bq/m² depunere din 1986. Valoarea maximă a fost obținută în locația nr. 6., respectiv 11345 Bq/m², ceea ce corespunde unei depuneri de 22690 Bq/m² din 1986. Valori similare găsim și în literatura de specialitate. Trebuie menționat că valorile obținute în zona studiată aparțin intervalului ridicat în contextul Transilvaniei. Această situație de activitate ridicată este reflectată și de media calculată pentru cele 8 locații din zona Ciomad-Bálványos, cea actuală este 9404 Bq/m², respectiv cea din 1986 este 18808 Bq/m². Totuși, comparativ cu valorile cele mai ridicate privind contaminarea solului cu ¹³⁷Cs în România, care au fost măsurate pe ruta norului radioactiv, adică pe axa NE-SV a țării, și care au ajuns la valori până la 80 kBq/m² (Cosma 2002), valorile obținute în zona Ciomad-Bálványos sunt relativ scăzute, valoarea maximă de depunere (1986) fiind 27263 Bq/m². Rezultatele din cercetarea actuală, în context european, sunt moderate: cercetări similare au adus rezultate până la 100 kBq/m² în Suedia, iar în Ucraina și Bielorusia au măsurat și valori peste 200 kBq/m² (ANPM 2015). În Danemarca, Belgia și Ungaria, însă, valorile sunt mult mai reduse (De Cort et al. 1998).

Majoritatea radionuclizilor, inclusiv cesiul-137, s-au așezat în stratul superficial al solului nelucrat, contaminându-l până în prezent. Reducerea contaminării solului s-a realizat, printre altele, prin migrarea radionuclizilor în straturile profunde. Se poate observa reducerea poluării, respectiv a descreșterii activității paralel cu creșterea adâncimii. Cu toate că literatura de specialitate descrie corelația dintre depunere și înălțime geografică, în cazul nostru între acești parametri au apărut doar corelații slabe, respectiv 0,3. Corelația slabă se explică prin numărul relativ redus al eșantioanelor, respectiv prin intervalul restrâns al probelor din perspectiva înălțimii: 625 m-871 m.

Este cunoscut că, după accidentul de la Cernobîl, din perspectiva arborilor, principala sursă de contaminare a fost depunerea radionuclizilor din atmosferă pe scoarța și alte părți ale plantelor lemnoase (Kuroda et al. 2013). În plus, se știe că structura scoarței, respectiv a ritidomului, influențează semnificativ modul în care au fost contaminate plantele lemnoase.

În aria protejată Ciomad-Bálványos, au fost colectate probe de scoarță aparținând speciilor de molid și gorun. Se poate observa că valorile de activitate de ^{137}Cs la gorun sunt mai ridicate decât la molid, valoarea medie la gorun fiind 44,75 Bq/kg, iar la molid 10,59 Bq/kg. Eroarea medie la molid se consideră 7,5 și la gorun 9,3 (Cosma et al. 2016). Raportul dintre gorun și molid este 4,22. Diferența se explică prin caracteristicile anatomice și fiziologice ale acestor specii de arbori. Arborii tineri au totdeauna scoarța netedă. Cei cu vârstă mai înaintă (în cazul acestei cercetări min. 50-60 de ani), însă, generează ritidomul, adică prezintă țesuturi moarte ale scoarței, rezultate din activitatea felogenului, cumulate cu parenchimul și liberul. Ritidomul se poate exfolia în solzi la molid, iar la gorun formează niște crăpături caracteristice. Așadar, la gorun, avem o structură cu mai multe și cu mai accentuate crăpături, în plus, această specie nu exfoliază. La molid, însă, pe lângă o textură mai netedă a scoarței avem și exfoliere. Așadar, este firesc ca activitatea la gorun să fie mai ridicată, în cazul nostru cu aprox. de patru ori mai mare.

Diferențe dintre specii de *Quercus* sp. și *Picea* sp. sunt reflectate și în literatura de specialitate. Mai mult, diferite specii de arbori prezintă capacitate variată de acumulare a cesiului, în funcție de textura și proprietățile fiziologice ale scoarței. Capacitatea de acumulare de ^{137}Cs variază astfel (Cosma et al. 2016):

stejar, gorun > plop tremurător > molid > cireș.

A fost analizată corelația dintre înălțimea geografică și activitatea de ^{137}Cs . Rezultatele reflectă o corelație slabă, atât în cazul molidului (0,2), cât și în cazul gorunului (0,3). Totodată, există o legătură strânsă între activitatea de ^{137}Cs în scoarță și locația eșantionului față de ruta norului radioactiv din 1986 (direcția NE-SV). Avem valori mai ridicate în Suceava – Harghita – Mureș - Caraș-Severin, și zonele învecinate (Covasna, Cluj, Sibiu). Valori mai scăzute provin din județele Bihor, Maramureș, Bistrița și Sălaj. Așadar, în cazul molidului, în județul Suceava s-a măsurat 11,9 Bq/kg, în Mureș 20,8 Bq/kg, în Sibiu 16 Bq/kg, iar în Bistrița doar 3,1 Bq/kg, în Maramureș 7,7 Bq/kg (Cosma et al. 2016). În cazul speciilor de *Quercus* sp., valorile sunt în general mai ridicate decât la molid, însă, reflectă și ele poziția, distanța față de axa NV-SE a țării. Deci, pentru *Quercus* sp., în Suceava s-a măsurat 58,3 Bq/kg, în Caraș-Severin 73,6 Bq/kg pe când în Bistrița doar 5,9 Bq/kg sau în Bihor numai 4,9 Bq/kg (Cosma et al. 2016). În consecință, se poate constata că valorile prezentei cercetări sunt în concordanță cu celelalte valori din țară, atât în cazul molidului, cât și al gorunului.

CONCLUZII

Studiul actual furnizează date privind **distribuția și variația activității de radon în spațiile mofetelor**. În cazul mofetelor, care sunt formate direct deasupra emanației (ex. Peștera Puturoasă, Hătuica), apare o valoare maximă la o anumită înălțime de podea (în cazul acestui studiu la 50 cm), deoarece radonul pătrunde nu numai din străfund, ci și din părțile laterale. Valorile maxime ale concentrației de radon sunt la nivelul inferior și, treptat, cresc aceste valori, în cazul mofetelor care primesc gazul de la distanță (ex. Mofeta Spitalului, Mofeta Hotelului Bradul). Valorile, care cresc de jos în sus (ex. Bardócz, Hephaistos), având valoarea minimă la 10-20 cm și cea maximă la 100-120 cm, reflectă o perturbație a gazului din diferite motive (ex. condiții meteorologice, probleme de planificare sau de funcționare).

Studiul actual prin activitățile măsurate și dozele calculate (0,015-0,260 mSv) confirmă că, pentru pacienți, radonul din mofete nu constituie un factor de risc în sine. Totuși, dacă pacientul primește și alte doze de radiații, trebuie luată în considerare și cantitatea primită în mofete. Personalul (ex. medici, ghizi, asistente medicale) necesită atenție sporită, deoarece ei petrec mult mai mult timp în incinta sau în apropierea mofetei, decât pacienții într-o cură.

Datele obținute în această cercetare sunt comparabile cu datele din literatura de specialitate, valorile relativ mici se datorează temporizării perioadelor de prelevare a probelor (toamnă și iarnă). În condiții similare, în iarna 2014-2015 au fost măsurate valori semnificativ mai ridicate în mofete decât în 2012-2013 în aceeași perioadă a anului. Diferența dintre cele două sezoane, a fost explicată prin condițiile meteo: cu cât au fost mai scăzute valorile temperaturii aerului, cu atât a fost mai instabil gazul mofetic, așadar și concentrația de radon a devenit mai scăzută.

Rezultatele de depunere de cesiu-137, măsurate din probele de sol din zona ariei protejate Ciomad-Bálványos, sunt comparabile cu datele din literatura de specialitate. Media actuală, calculată pentru cele 8 locații, este 9404,25 Bq/m², iar media din 1986 este 18808,50 Bq/m². Valorile obținute în zona studiată aparțin intervalului ridicat în contextul

Transilvaniei. Comparativ, însă, cu valorile cele mai ridicate (măsurate pe ruta norului radioactiv, adică pe axa NE-SV a țării), care au ajuns până la 80 kBq/m², valorile obținute în zona Ciomad-Bálványos sunt moderate, având valoarea maximă de depunere (1986) 27262,94 Bq/m². Rezultatele din cercetarea actuală, în context european, au valori mijlocii. De exemplu, în Danemarca, Belgia și Ungaria valorile sunt mai reduse, iar în Suedia, Ucraina și Bielorusia au depuneri mai ridicate.

Profilul activității de ¹³⁷Cs este unul tipic, adică valorile maxime sunt prezente aproape de suprafață, respectiv la adâncimile de 0-5 cm, descrescând treptat, iar valorile minime sunt la 15-20 cm. Aceste rezultate sunt în concordanță cu teoria după care majoritatea radionuclizilor s-au așezat în stratul superficial al solului după accidentul din 1986. Contaminarea radioactivă există și în prezent, iar reducerea se realizează, printre altele, prin migrarea radionuclizilor în straturile profunde ale solului.

Cercetarea actuală confirmă că activitatea cesiului-137 din scoarță este influențată semnificativ de specia arborelui, respectiv de textura scoarței. Valorile de activitate de ¹³⁷Cs la gorun sunt mai ridicate decât la molid, valoarea medie la gorun fiind 44,75 Bq/kg, iar la molid 10,59 Bq/kg. Raportul dintre gorun și molid este 4,22. La gorun avem o structură cu mai multe și cu mai accentuate crăpături, în plus, această specie nu exfoliază. La molid, însă, avem o suprafață mai puțin crăpată și, în plus, avem și exfoliere. Așadar, este firesc, ca activitatea la gorun să fie mai ridicată decât la molid.

În scoarța de gorun, activitatea maximă de ¹³⁷Cs a fost măsurată în primul strat, adică în exterior, respectiv 1,6 Bq/kg. Sub 12 mm adâncime nu s-a mai schimbat semnificativ concentrația de ¹³⁷Cs. Aceste date susțin teoria care afirmă că după accidentul de la Cernobîl, din perspectiva arborilor, principala sursă de contaminare a fost depunerea radionuclizilor din atmosferă pe scoarța și alte părți ale plantelor lemnoase. Este importantă cunoașterea variației de acumulare de ¹³⁷Cs în straturile scoarței, deoarece primim o explicație privind mecanismul acumulării și ne ajută la clarificarea nuanțelor în metodologia de prelevare a probelor.

BIBLIOGRAFIE SELECTIVĂ

- ANM (Administrația Națională de Meteorologie). **2016**. *www.meteoromania.ro*. [accesat la 26 noiembrie 2016]
- ANPM (Agenția Națională pentru Protecția Mediului). **2015**. *www.anpm.ro/radioactivitatea-mediului*. [accesat la 2 noiembrie 2015]
- Balogh L., Szabó E., Barabás B. **1960**. *Conținutul în radon al mofetelor din Covasna și importanța emanațiilor de gaze cu conținut radioactiv din această localitate*. Revista Medicală Tg Mures. 2, 254 – 256
- Bardács E. M. **2002**. *Hévízek és ásványvizek radon – és rádiumtartalma. [Conținutul de radon și radium ale apelor minerale și termale, lb. maghiară]*. Universitatea Debrecen: Teză de doctorat.
- Becker K. **2004**. *One century of radon therapy [Un secol cu terapia de radon, lb. engleză]*. Int. J. Low Radiation, Vol. 1, No. 3, pp.333 – 357.
- Begy R. **2009**. *Studii de mediu prin utilizarea radioizotopului ^{210}Pb* . Cluj – Napoca, Universitatea Babeș – Bolyai: Teză de doctorat.
- Brassai Z., Makó K., Brassai A. și Puskás A. **2004**. *A kovászna szénsavas fürdők és mofetták a végtagi verőérszűkületek kezelésében. [Băi carbogazoase și mofete din Covasna în tratamentul vasoconstricțiilor membrelor, lb. maghiară]*. Cluj – Napoca: Ed. Scientia.
- Bunzl K., Schimmack W., Kreutzer K. și Schierl R. **1989**. *Interception and retention of Chernobyl USSR – derived cesium – 134, cesium – 137 and ruthenium – 106 in a spruce stand [Intercepția și retenția de ^{134}Cs , ^{137}Cs și ^{106}Ru cu origine la Cernobîl – URSS în fondul de molid, lb. engleză]*. Sci. Total Environ. 78:77 – 78.
- Butterman, W.C., Brooks, W.E. și Reese, R.G. **2005**. *Mineral Commodity Profile: Cesium . [Materii prime minerale: Cesium, lb. engleză]*. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia.
- Calmon Ph., Thiry Y., Zibold G., Rantavaara A. și Fesenko S. **2008**. *Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review [Conspect: valori privind parametrii de transport în păduri temperate, lb. engleză]*. J. Environmental Radioactivity Volume 100, Issue 9.
- Cosma, C. **1996**. *Fizică atomică și nucleară, Vol I/II*, Cluj – Napoca: Ed. Universității Babeș – Bolyai.
- Cosma C. **2002**. *Some aspects of radioactive contamination after Chernobyl accident in Romania [Diferite aspecte ale poluării radioactive din România după accidentul de la Cernobîl, lb. engleză]* J. Radioanal Nucl. Chem. 251:221 – 226.
- Cosma C., Cucos A., Papp B., Begy R., Dicu T., Moldovan M., Niță D., Burghel B., Fulea D., Cîndea C., Dumitru O., Maloș C., Suci L. și Sainz C. **2013**. *Radon measurements and radon remediation in Băița – Ștei uranium mine area [Măsurători și remediere de radon în zona minei uranifere din Băița – Ștei, lb. engleză]*. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences. 8 (2), 191 – 199.
- Cosma C., Iurian A.R., Incze R., Kovacs T. și Zunic Z.S. **2016**. *The use of tree bark as long term biomonitor of ^{137}Cs deposition [Utilizarea ritidomului arborilor ca și biomonitor pe termen lung pentru ^{137}Cs , lb. engleză]*. J. Environmental Radioactivity 153: 126 – 133.
- Cosma C. și Jurcuț T. **1996**. *Radonul și mediul înconjurător*. Cluj – Napoca: Editura Dacia.
- Cosma C., Dicu T., Dinu A. și Begy R. **2009**. *Radonul și cancerul pulmonar*. Ed. Quantum.
- Cosma C., Moldovan M., Dicu T. și Kovacs T. **2008**. *Radon in water from Transylvania (Romania) [Radonul din apele din Transilvania, România, lb. engleză]* în Radiation Measurements 43.

- Cosma C., Szacsvai K., Dinu A. și Suciuc L. **2009**. *Preliminary integrated indoor radon measurements in Transylvania (Romania) [Măsurători integrate preliminare de radon din spații închise în Transilvania (România), lb. engleză]*. *Isotopes in Environmental and Health Studies IEHS*, 45, 2, 1 – 10. 6.
- Csegzi S. **2007**. *Radioactivitatea în Curbura Carpatică, Radonul din locuințe*. București: Editura Didactică și Pedagogică.
- Csigé I. **2008**. *Radon a természetes és épített környezetben [Radonul în mediu natural și antropic, lb. maghiară]*. Debrecen: Teză de doctorat.
- Cucoș (Dinu) A., Vasilniuc S., Timar – Gabor A., Manea P. și Cosma C. **2014**. *Contribution of radon dose to the patient exposure in the mofette of Covasna sanatorium, Romania. [Contribuția dozei de radon la expunerea pacienților în mofeta de la Sanatoriul Covasna, Romania, lb. engleză]*. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, August 2014, Vol. 9, No. 3, p. 69 – 74.
- De Cort, M. Dubois G., Fridman S.D., Germenchuk M.G., Izrael Y.A., Janssens A. et al. **1998**. *Atlas of caesium deposition in Europe after the Chernobyl Accident [Atlasul depunerii de cesiu în Europa după accidentul de la Cernobîl]*. EUR Report 16733. EC office for official publications, Luxembourg.
- Deetjen P. și Falkenbach A. (Ed.). **1999**. *Radon and Health [Radon și sănătate, lb. engleză]*. Ed. P. Lang.
- Deetjen P., Falkenbach A., Harder D., Jockel H., Kaul A. și Philipsborn H. **2005**. *Radon als Heilmittel, Therapeutische Wirksamkeit, biologischer Wirkungsmechanismus und vergleichende Risikobewertung. [Radonul, ca mijloc de tratament, eficiența terapeutică, biologia mecanismului și evaluarea riscului relativ, lb. germană]* Radiz Schlema.
- EC (European Commission). **1990**. *Commission recommendation of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon. [Recomandări din domeniul culturii de radioprotecție, lb. engleză]*. (90/143/Euroatom), Official Journal of the European Commission 199639 L80 26 – 27.
- EC. **1996**. Council Directive 96/29/Euroatom of 13 May 1996 laying down the basic safety standards for the protection of health of workers and the general public against the dangers of ionizing radiation. [Directivă din domeniul culturii de radioprotecție, lb. engleză]. Official Journal of the European Commission 1996 39 L159 1 – 114.
- EC. **1997**. *Recommendations for the implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards concerning significant increases in exposure due to natural radiation sources. [Recomandări din domeniul culturii de radioprotecție, lb. engleză]*. Radiation Protection 88. European Commission, Office for Official Publications of the European Commission. Radiation Protection Series.
- Evans, R.D. **1982**. *The Atomic Nucleus. [Nucleul atomic, lb. engleză]*. Ed. Krieger, New York.
- Falkenbach A., Kovacs A.J., Franke A., Jorgens K. și Ammer K. **2005**. *Radon therapy for the treatment of rheumatic diseases, review and meta – analysis of controlled clinical trials [Terapie cu radon pentru boli reumatice, conspect și analiză pentru cazuri clinice controlate, lb. engleză]*. *Rheumatology International* 25 (3), 205 – 210.
- Feru A. **2012**. *Ghidul apelor minerale naturale*. București: Apemin.
- Fesenko S. V., Soukhova N.V., Sanzharova N.L., Avila R., Spiridonov S.I., Klein D., Lucot E. și Badot P. – M. **2001**. *Identification of processes governing long – term accumulation of ¹³⁷Cs by forest trees following the Chernobyl accident [Identificarea proceselor de acumulare pe termen lung a cesiului – 137 în arborii din păduri în urma accidentului de la Cernobîl, lb. engleză]*. *Radiat. Environmental Biophys.* 40:105 – 113.
- Fesenko S.V., Sukhova N.V., Spiridonov S.I., Sanzharova N.I., Avila R., Klein D. și Badot P.M. **2003**. *Distribution of ¹³⁷Cs in the Tree Layer of Forest Ecosystems in the Zone of the Accident at the*

Chernobyl Nuclear Power Plant [Distribuția cesiului – 137 în ecosistemul forestier la nivelul coronamentului în zona accidentului nuclear de la Cernobîl, lb. engleză]. Russ J Ecol. 34(2):104 – 109.

Guvernul României (G.R.) **2004**. *Hot. 1.154, privind aprobarea normelor tehnice unitare pentru realizarea documentațiilor complexe de atestare a funcționării stațiilor balneare, climatice și balneoclimatice și de organizare a întregii activități de utilizare a factorilor naturali.* Publicată în: Monitorul Oficial Nr. 752 din 18 august.

Gyila S. **2006**. *A mofetták kérdésköre – interdiszciplináris vetületekben [Tematica mofetelor din perspectivă interdisciplinară, lb. maghiară].* Apele minerale din Bazinul Carpatin III, Conferință Științifică Internațională, Miercurea – Ciuc.

Hening K. **2015**. *Utilizarea detectorilor de urme în studiul radonului: expunere rezidențială și instituțională.* Cluj – Napoca, Universitatea Babeș – Bolyai: Teză de doctorat.

Iacob O. și Botezatu E. **2000**. *Exposures from Natural Radiation background in Romania [Expunerea la radiația naturală de fond în România, lb. engleză].* Bulgarian Journal of Physics, 98 – 103.

ICRP (International Commission on Radiation Protection) **1994**. *Publication 65: Protection against radon – 222 at home and the work [Publicația 65: Protecție împotriva radonului – 222 în locuințe și la locurile de muncă, lb. engleză].* Oxford: Pergamon Press.

Incze R., Papp B., Burgehele B.D., Cosma C. și Gyila S. 2016. *Follow – up measurements to estimate the exposure to patients in the mofettes from Covasna county (Romania). [Măsurători pentru estimarea dozelor efective primite de pacienți în mofetele din jud. Covasna (România), lb. engleză]* Romanian Journal of Physics, Vol. 61, Nr. 7-8.

International Atomic Energy Agency (IAEA). **2016**. www.iaea.org [accesat la 26 noiembrie 2016]

Jakab K. (Ed.). **1974**. *Harghita megye természetes gyógytényezői [Factorii naturali terapeutici din jud. Harghita, lb. maghiară].* Miercurea Ciuc: Direcția Sanitară.

Jánosi Cs., Berszán J. și Péter É. **2013**. *Székelyföld fürdői. [Băile Ținutului Secuiesc, în lb. maghiară].* Miercurea – Ciuc: CS.T.T.E.

Jöckel, H. **2002**. *Radon als Kurmittel [Radonul, ca mijloc de tratament, lb. germană],* în 3. Biophysikal, Arbeitstagung Schlemma 2001, pp.22, 23.

Kant K., Chauhan R.P., Sharma G.S. și Chakarvarti S.K. **2003**. *Hormesis in humans exposed to low – level ionizing radiation [Fenomenul hormesis în corpul uman expus la radiații ionizante la nivel scăzut, lb. engleză].* International Journal of Low Radiation 1, 76 – 87.

Kisgyörgy Z. **2013**. *Háromszéki borvizeskönyv [Ape minerale în județul Covasna, lb. maghiară].* Sf. Gheorghe: Ed. Háromszék Vármegye

Mócsy I. și Néda T. (Ed.) **2005**. *Radon a Kárpát – medencében. [Radon în Bazinul Carpatin, lb. maghiară].* Cluj – Napoca.

Munteanu C. și Cinteza D. **2011**. *Cercetarea științifică a factorilor naturali terapeutici.* București: Ed. Balneară.

Néda T., Szakács A., Cosma C. și Mócsy I. **2008a**. *Radon concentration measurements in mofettes from Harghita and Covasna Counties, Romania [Măsurători de concentrație de radon în mofetele din județele Harghita și Covasna, Romania, lb. engleză]* în Journal of Environmental Radioactivity 99.

Néda T., Szakács A., Mócsy I. și Cosma C. **2008b**. *Radon concentration levels in dry CO₂ emanations from Harghita Băi, Romania, used for curative purposes [Concentrație de radon în mofetele din Harghita Băi, Romania, folosite cu scop terapeutic, lb. engleză]* în Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 277, No.3.

- Pratzel H.G. și Deetjen P. (Ed.). **1997.** *Radon in der Kurortmedizin [Radonul în medicina balneară, lb. germană]*. Ed. ISMH.
- Pricăjan A. **1985.** *Substanțele minerale terapeutice din România*. București: Ed. Științifică și Enciclopedică.
- Radosys **2016.** www.radosys.com. [accesat la 26 noiembrie 2016]
- Ronneau C., Sombre L., Myttenaere C., Andre P., Vanhouche M. și Cara J. **1991.** *Radiocaesium and potassium behaviour in forest trees [Comportamentul radiocesiului și al potasiului în arbori din pădure, lb. engleză]*. Journal of Environmental Radioactivity 14:259 – 268.
- Rulik P., Pilatova H., Suchara I. și Sucharova J. **2014.** *Long – term behaviour of ¹³⁷Cs in spruce bark in coniferous forests in Czech Republic [Comportamentul cesiului – 137 în scoarță de brad în păduri de conifere din Republica Cehă, lb. engleză]*. Environmental Pollut. 184, 511 – 514.
- Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B. și Kasatskii A.A. **2011.** *Some Indices of Biological Cycle of ¹³⁷Cs and ³⁹K in Forest Ecosystems of Bryansk Woodland in the Remote Period after Chernobyl Fallouts [Anumiți indici privind ciclul biologic al elementelor ¹³⁷Cs și ³⁹K în ecosisteme forestiere în zona Bryansk în perioada post – Cernobâl, lb. engleză]*. Moscow Univ Soil Sci Bull. 66(3):123 – 128.
- Suchara I., Rulik P., Hulka J. și Pilátová H. **2011.** *Retrospective determination of ¹³⁷Cs specific activity distribution in spruce bark and bark aggregated transfer factor in forests on the scale of the Czech Republic ten years after the Chernobyl accident [Determinarea retrospectivă a cesiului – 137 în scoarță de brad și a factorului de transfer în păduri pe scala Republicii Cehă, 10 ani după accidentul de la Cernobâl, lb. engleză]*. Sci. Total Environ. 409:1927 – 1934.
- Szabó Á. **1978.** *Ape și gaze radioactive în R.S. România*. Cluj – Napoca: Editura Dacia.
- Szabó Á. **2005.** *Radioaktiv ásványvizek és mofettagázok [Ape minerale și mofete radioactive, lb. maghiară]*. Cluj – Napoca: Ed. Studium.
- Szabó E. (Ed.) **1998.** *Kovászna, a természet ajándéka [Covasna, darul naturii, lb. maghiară]*. Tg. Mureș: Ed. Szabó – Selényi.
- Szakács S., Néda T., Urák I., Farkas Gy., Zsigmond A., Mócsy I., Vincze – Jancsi Z., Darabos A., Gyapai Sz. și Rigó F. **2006.** *Erdélyi mofetták környezettudományi szempontú geológiai, kémiai, fizikai és biológiai tanulmányozása [Cercetare a caracteristicilor geologice, chimice, fizice și biologice ale mofetelor din Transilvania din perspectiva științei mediului, lb. maghiară]*. Cluj – Napoca: Univ. Sapientia, Catedra de Șt. Mediului.
- UNSCEAR **2000.** *Sources and Effects of Ionizing Radiation [Sursele și efectele radiațiilor ionizante, lb. engleză]*, Report to the General Assembly of the United Nations with Scientific Annexes, sales publication, New York.
- Vaselli O., Minissale A., Tassi F., Magro G., Seghedi I., Ioane D. și Szakács A. **2002.** *A geochemical traverse across the Eastern Carpathians (Romanian): constraints on the origin and evolution of the mineral water and gas discharges [Analiză geochimică privind Carpații Orientali, Romania: aspecte privind originea și dezvoltarea apelor minerale și mofetele, lb. engleză]*. Chemical Geology 182.
- Williams, M. Wholers, D., Citra, M., Diamond, G., și S. Swarts. **2004.** *Toxicological profile for cesium. [Profilul toxicologic al cesiului, lb. engleză]*. ATSDR: Atlanta, Georgia.
- Zhiyanski M., Sokolovska M., Bech J., Clouvas A., Penev I. și Badulin V. **2010.** *Cesium – 137 contamination of oak (Quercus petrae Liebl.) from sub – mediterranean zone in South Bulgaria [Contaminarea gorunului (Quercus petrae Liebl.) cu cesiu – 137 din zona sub – mediterană în partea de Sud a Bulgariei, lb. engleză]*. Journal of Environmental Radioactivity 101:864 – 868.

CUPRINS

1. INTRODUCERE.....	IV.
1.1. Scopul și obiectivele.....	IV.
1.2. Considerente metodologice.....	V.
1.3. Structura tezei.....	VI.
2. ASPECTE DE RADIOACTIVITATE A MEDIULUI.....	1.
2.1. Noțiuni generale de radioactivitate.....	1.
2.1.1. <i>Idei introductive</i>	1.
2.1.2. <i>Începuturi, diferite perspective</i>	2.
2.1.3. <i>Noțiuni de bază, definiții, clasificări</i>	3.
2.1.4. <i>Mărimi și unități de radioactivitate</i>	7.
2.1.5. <i>Interacțiunea radiațiilor ionizante cu materia vie</i>	8.
2.1.6. <i>Cadrul legislativ și cultura de radioprotecție</i>	10.
2.2. Radioactivitate naturală: prezența radonului în mofete.....	12.
2.2.1. <i>Radonul și sănătatea umană</i>	12.
-Elementul radon.....	12.
-Efectul radonului asupra sănătății umane.....	15.
2.2.2. <i>Aspecte generale privind mofetele</i>	20.
-Definiții și clasificări.....	20.
-Emanațiile de gaze, ambianțe specifice.....	23.
-Utilizarea tratamentelor mofetice la nivel global.....	25.
2.2.3. <i>Mofete din județul Covasna</i>	28.
-Informații generale.....	28.
-Proprietăți fizico–chimice semnificative din perspectiva sănătății umane.....	29.

-Radonul în mofetele din județele Covasna și Harghita.....	31.
2.3. Radioactivitatea artificială și cesiul.....	33.
2.3.1. Fisiunea nucleară, utilizare pașnică și militară.....	33.
2.3.2. Activități nucleare cu impact semnificativ asupra mediului.....	34.
2.3.3. Rolul de ^{137}Cs în analize retrospective.....	39.
-Elementul cesiu.....	39.
- Radionuclidul artificial ^{137}Cs	41.
- ^{137}Cs : indicator de contaminare radioactivă în perioada post-Cernobâl.....	42.
3. METODOLOGIA DE DESFĂȘURARE A CERCETĂRII.....	48.
3.1. Măsurarea concentrației de radon din mofete și calcularea dozei.....	48.
3.1.1. Descrierea mofetelor investigate.....	48.
3.1.2. Metode de măsurare a radonului.....	53.
3.1.3. Detectori de tip RSKS (RadoSys)	55.
3.1.4. Prelevarea și prelucrarea datelor.....	57.
3.2. ^{137}Cs în scoarțe de copaci și probe de sol.....	60.
3.2.1. Descrierea terenului investigat, zona Ciomad-Bálványos.....	60.
3.2.2. Structura scoarței.....	61.
3.2.3. Prelevarea probelor.....	62.
3.2.4. Analize de laborator: spectrometrie gama.....	66.
4. REZULTATE ȘI DISCUȚII.....	70.
4.1. Concentrații de radon favorabile sănătății umane.....	70.
4.1.1. Prima perioadă: patru mofete frecventate.....	70.
4.1.2. Perioada a doua: șase mofete din orașul Covasna.....	75.
4.1.3. Perioada a treia: reîntoarcere la patru mofete.....	77.
4.1.4. Interpretarea rezultatelor: concentrații de radon și doze efective.....	82.
-Variația activității de radon în funcție de înălțime.....	82.

-Diferențe între sezoane.....	84.
-Doze efective din perspectiva sănătății umane.....	86.
-Constatări generale.....	88.
4.2. ¹³⁷ Cs, indicator de contaminare radioactivă.....	91.
4.2.1. Probe de sol din zona Ciomad-Bálványos.....	91.
4.2.2. Molid și gorun: probe de scoarță.....	95.
4.2.3. Considerații generale.....	98.
5. CONCLUZII.....	101.
6. BIBLIOGRAFIE.....	106.

ANEXE

<i>Anexa nr. 1.</i> Articol publicat în Romanian Journal of Physics, prima pagină	123.
<i>Anexa nr. 2.</i> Articol publicat în Journal of Environmental Radioactivity, prima pagină	124.
<i>Anexa nr. 3.</i> Abrevieri	125.
<i>Anexa nr. 4.</i> Link – uri utile	126.
<i>Anexa nr. 5.</i> Rezumat special (în imagini)	127.
<i>Anexa nr. 6.</i> În loc de epilog	130.