

ارزیابی عدم قطعیت در اندازه‌گیری سزیم-۱۳۷ موجود در آب با طیف‌سنجی گاما

حسن رنجبر*، علی یوسفی

پژوهشکده‌ی مواد و سوخت هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای، سازمان انرژی اتمی ایران، صندوق پستی: ۸۴۸۶-۱۱۳۶۵، تهران - ایران

مقاله‌ی پژوهشی

تاریخ دریافت مقاله: ۹۷/۵/۲۱ تاریخ پذیرش مقاله: ۹۷/۱۰/۲۲

چکیده: یک معیار مفید در زمینه‌ی مقدار اطمینان‌پذیری نتیجه‌های طیف‌سنجی گاما، آرایه‌ی عدم قطعیت اندازه‌گیری است. به دلیل اهمیت و لزوم پایش پرتوزایی در منابع‌های آب، هدف از این مطالعه اندازه‌گیری رادیونوکلیدهای گاماگسیل به همراه بیان مقدار عدم قطعیت اندازه‌گیری است. برای محاسبه‌ی عدم قطعیت اندازه‌گیری اکتیویته در آب از نمونه‌ای که عنصرهای پرتوزای آن از شرکت پل-اتم تهیه‌شده بود، استفاده شد. برای انجام محاسبه‌ها از قله‌ی واقع در انرژی ۶۶۱ keV در طیف انرژی رادیونوکلید سزیم-۱۳۷ در یک آشکارساز ژرمانیم با خلوص بالا (HPGe) استفاده شد. بررسی‌ها نشان داد عوامل‌های تأثیرگذار بر عدم قطعیت اندازه‌گیری به دو بخش شمارش با دستگاه طیف‌سنج گاما و آماده‌سازی نمونه تقسیم می‌شود که هر یک از این دو بخش از چندین منبع عدم قطعیت مانند عدم قطعیت مربوط به شمارش، کالیبراسیون بازده، احتمال گسیل، ضریب‌های تصحیح شمارش و اندازه‌گیری جرم ناشی می‌شود. نتیجه‌های اندازه‌گیری نشان داد عدم قطعیت نسبی برای نمونه‌ی آب با اکتیویته ۴۲۵ Bq از سزیم-۱۳۷ حدود ۳٫۷٪ (ضریب اطمینان = ۱) است.

کلیدواژه‌ها: عدم قطعیت، طیف‌سنجی گاما، پایش محیطی، سزیم-۱۳۷

Uncertainty assessment of measurement of Cs-137 in water using gamma spectrometry method

H. Ranjbar*, A. Yousefi

Materials and Nuclear Fuel Research School, Nuclear Science and Technology Research Institute, AEOI, P.O.Box: 11365-8486, Tehran - Iran

Abstract: A useful benchmark for the reliability of gamma spectrometry results is to provide measurement uncertainty. Due to the importance and necessity of radiation monitoring in water resources, this research has been oriented toward providing measurements of the gamma-emitting radionuclides along with introducing the expression for the uncertainty that appeared in these measurements. To calculate the uncertainty of the activity measurements in water, a sample, where its radioactive elements were obtained from the PolAtom Company, was used. The calculations were performed based on the 661 keV peak of ^{137}Cs radionuclide and a high-purity germanium detector (HPGe). The investigations show that the factors affecting the measurement uncertainty are composed of two parts, including counting with the gamma spectroscopy system and sample preparation, where each of these parts comes from several sources of uncertainty such as uncertainties associated with the counting process, efficiency calibration, emission probability, the counting correction factors, and the mass measurement. The results of analyses show that the relative uncertainty is about 3.7% (Coverage factor = 1) for a water sample with an activity of 425 Becquerel from ^{137}Cs .

Keywords: Uncertainty, Gamma spectroscopy, Environmental monitoring, ^{137}Cs

*Email: hranjbar@aeoi.org.ir

۱. مقدمه

به طور متوسط پرتوگیری سالیانه‌ی انسان از منبع‌های پرتوزای طبیعی، تقریباً سه برابر مجموع پرتوگیری‌های ناشی از منبع‌های پرتوزای مصنوعی شامل کاربردهای مختلف دستگاه‌های پرتوساز و مواد پرتوزا در پزشکی و صنعت و ... است [۱، ۲]. پرتوزایی موجود در محیط، عمدتاً به دلیل حضور عنصرهای پرتوزا در پوسته‌ی زمین است. امروزه رادیونوکلیدهای مصنوعی نیز به خاطر برخی فعالیت‌های انسانی از جمله نیروگاه‌های برق هسته‌ای، آزمایش سلاح‌های هسته‌ای و ساخت و استفاده از منبع‌های پرتوزا به وجود آمده‌اند. هم‌چنین فعالیت‌های بشر (استخراج معدن، غنی‌سازی اورانیم، ماسه‌های معدنی، ساخت کودها، سوزاندن سوخت‌های فسیلی، پالایش فلز و غیره) باعث بالا رفتن غلظت مواد پرتوزای طبیعی در محیط زیست شده است [۳].

پرتوزایی موجود در آب، ناشی از چندین رخداد طبیعی و هم‌چنین منبع‌های مصنوعی است. بنابراین منبع‌های آبی (آب‌های سطحی، آب‌های زیرزمینی و آب دریا) می‌توانند حاوی نوکلیدهای پرتوزای طبیعی، مصنوعی و یا هردو باشند [۴].

مقدار مواد پرتوزای طبیعی در آب به موقعیت جغرافیایی و مشخصه‌های زمین‌شناختی ترکیب‌های سنگ یا خاک بستر خود بستگی دارند. به طور مثال سنگ بستر آب‌هایی که حاوی مقدار قابل توجهی اورانیم هستند بیش‌تر از نوع سنگ‌های گرانیتی، دگرذیسی، شن‌های موناژیستی و رسوب حاوی املاح فسفات است [۵].

نوکلیدهای پرتوزای مصنوعی مانند عناصر فرااورانیم، تریتم، کربن-۱۴، استرانسیم-۹۰ و نوکلیدهای پرتوزای گاماگسیل مانند سزیم-۱۳۷، به دلیل رهش‌های مجاز رایج، در محیط زیست در مقدارهای کم در پساب‌های رهاشده از تأسیسات چرخه‌ی سوخت هسته‌ای، می‌توانند در آب‌های طبیعی یافت شوند. هم‌چنین این رادیونوکلیدها به دلیل استفاده به شکل باز^۱ در کاربردهای پزشکی یا صنعتی در محیط رها می‌شوند. این رادیونوکلیدها در نتیجه‌ی ریزش‌های جوی ناشی از انفجارهای هسته‌ای و یا سانحه‌هایی مانند آن‌چه که در چرنوبیل یا فوکوشیما روی داد، نیز یافت می‌شوند.

بنابراین منبع‌های آبی ممکن است حاوی هسته‌های پرتوزا در مقدارهایی از غلظت‌های پرتوزایی باشد که برای سلامت انسان مخاطره‌آمیز باشد [۶]. از این‌رو لازم است مطالعه‌های گسترده‌ای در رابطه با اندازه‌گیری این مواد در منبع‌های آبی صورت گیرد و در صورت اثبات حضور بیش از اندازه‌ی آن‌ها در منبع‌های آب، روش مناسب حذف رادیونوکلیدها، متناسب با نوع و غلظت آن‌ها پیشنهاد و اجرا شود.

طیف‌سنجی گاما یکی از مفیدترین و رایج‌ترین تکنیک‌های تشخیص و اندازه‌گیری رادیونوکلیدهای گاماگسیل در نمونه‌ها است. در این شیوه با تعیین مستقیم طیف پرتو گامای گسیل شده از عنصرهای پرتوزای موجود در نمونه‌ها و تحلیل آن به مشخصه‌های کیفی و کمی عنصرهای موجود در نمونه پی‌می‌برند [۷].

هنگامی که نتیجه‌ی اندازه‌گیری یک کمیت فیزیکی گزارش می‌شود، لازم است که پارامتری کمی در مورد کیفیت نتیجه ارایه شود تا کسی که آن را استفاده می‌کند بتواند قابلیت اطمینان آن را ارزیابی کند. این پارامتر عدم قطعیت اندازه‌گیری نام دارد و اطلاعاتی درباره‌ی کیفیت اندازه‌گیری ارایه می‌دهد. در علم و فناوری عدم قطعیت معنای ظریف‌تری دارد که از نیاز به اندازه‌گیری دقیق حاصل می‌شود. اندازه‌گیری دقیق که نشان‌دهنده‌ی نیاز استانداردهای اندازه‌گیری و ارزیابی عدم قطعیت در فرایند اندازه‌گیری است به عبارتی دیگر نتیجه‌ی تنها تخمینی از مقدار واقعی است و هنگامی کامل خواهد شد که با ارایه‌ی پارامتر کمی در خصوص عدم قطعیت همراه باشد [۸، ۹].

طیف‌سنجی گاما در تشخیص مقدارهای دقیق مواد پرتوزا کاربرد بسیار زیادی دارد. جودلوفسکی و همکاران [۱۰] اکتیویته رادیونوکلیدها در نمونه‌های محیطی را با استفاده از HPGe برای سه هندسه‌ی مختلف اندازه‌گیری و عدم قطعیت را کم‌تر از ۵٪ گزارش کردند. رامبوک و همکاران [۱۱] با استفاده از روش مونت‌کارلو به محاسبه‌ی عدم قطعیت پرداختند و نشان دادند این روش به هنگام استفاده از نرم‌افزارهای تصحیح بازده کاربرد است. جیشا و همکاران [۱۲] امکان استفاده از مواد مرجع در درجه‌بندی دستگاه HPGe و منبع‌های عدم قطعیت آن را مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها بیان داشتند که در انرژی‌های پایین عدم قطعیت

که در آن cps آهنگ شمارش، ε بازده آشکارساز در انرژی معین، γ احتمال گسیل گاما، m جرم نمونه‌ی مورد نظر، k_1 ضریب تصحیح برای واپاشی هسته‌ی پرتوزا از زمان نمونه‌سازی تا ابتدای شمارش، k_2 ضریب تصحیح برای واپاشی هسته‌ی پرتوزا در حین شمارش، k_3 ضریب تصحیح خودجذبی، k_4 ضریب شمارش‌های از دست رفته بر اثر همفرودی تصادفی^۱، k_5 ضریب تصحیح همفرودی است. بنابراین برای تعیین عدم قطعیت اکتیویته اندازه‌گیری شده، تمام منبع‌های عدم قطعیت لحاظ می‌شود.

عدم قطعیت شمارش $u(cps)$: این عدم قطعیت از دو عدم قطعیت تکرار شمارش (u_{rep}) یا عدم قطعیت یک تک شمارش ($u_{single-count}$) ناشی می‌شود. $u_{rep} = \frac{S.D}{\sqrt{N}}$ که در آن N تعداد تکرار و $S.D$ انحراف معیار شمارش است و $u_{single-count} = \frac{\sqrt{count}}{t}$ که $count$ سطح زیر قله و t زمان

شمارش نمونه است. از آنجایی که در این پژوهش شمارش نمونه چندین بار تکرار و میانگین آن به عنوان شمارش گزارش می‌شد در محاسبه‌ی نهایی از عدم قطعیت تکرار استفاده شد.

عدم قطعیت کالیبراسیون بازده $u(\varepsilon)$: این عدم قطعیت خود از سه منبع عدم قطعیت برازش منحنی ($u_{fitting}$)، عدم قطعیت اکتیویته چشمه‌ی استاندارد (u_{CRM}) و عدم قطعیت درون‌یابی ($u_{interpolation}$) ناشی می‌شود.

عدم قطعیت احتمال گسیل $u(\gamma)$: در مرجع جدول ایزوتوپ‌ها^۲ برای انرژی 661 keV سزیم 137 این عدم قطعیت 0.02 تعیین شده است [۱۵].

عدم قطعیت ضریب‌های k_1 تا k_5 : عدم قطعیت ضریب k_1 برابر $u(k_1) = k_1 \Delta t$ است که در آن Δt زمان نمونه‌سازی تا ابتدای شمارش و λ ثابت واپاشی است. عدم قطعیت ضریب k_2 برابر $u(k_2) = \frac{1 - k_2(1 + \lambda t)}{\lambda} u(\lambda)$ است و عدم قطعیت ضریب k_3 برابر: $u(k_3) = \sqrt{(rR \exp(-rR\tau))^2 u(\tau) + (r\tau \exp(-rR\tau))^2 u(R)}$ است که R در آن آهنگ شمارش میانگین و τ زمان تفکیک سیستم موردنظر است. در آهنگ شمارش‌های پایین، مقدار $k_4 \approx 1$ و عدم قطعیت آن در حد 10^{-5} است. با توجه به یکسان

خودجذبی سهم عمده‌ای به خود اختصاص می‌دهد. پلوکیس و همکاران [۱۳] اندازه‌گیری اکتیویته ^{154}Tb در پسماند رآکتور و عدم قطعیت آن را مورد بررسی قرار دادند. نتیجه‌ی پژوهش آن‌ها نشان داد مؤلفه‌ی اصلی عدم قطعیت مربوط به شمارش است.

بنابراین تعیین میزان دقت اندازه‌گیری از طریق مشخص کردن عدم قطعیت، امری ضروری و مهم به شمار می‌رود. از آنجایی که در تمام پژوهش‌های ذکر شده و مشابه آن‌ها تنها به بیان مقدار عدم قطعیت بسنده شده است و به چگونگی محاسبه‌ی عدم قطعیت اشاره‌ای نشده، در این پژوهش محاسبه‌ی عدم قطعیت اندازه‌گیری رادیونوکلیدهای گاماگسیل در نمونه‌ی آب با درنظر گرفتن تمام مؤلفه‌های دخیل به صورت مجزا و مفصل مورد ارزیابی قرار گرفت.

۲. مواد و روش

برای محاسبه‌ی عدم قطعیت اندازه‌گیری فعالیت آب، نمونه‌ی ساخته شده با استفاده از مواد مرجع استاندارد یا مواد مرجع گواهی‌شده (CRM) تهیه‌شده از شرکت پلاتم لهستان، که حاوی عنصرهای گاما گسیل با گستره‌ی انرژی ۵۰ تا 150.0 keV است، در یک ظرف استوانه‌ای 250 ml با وزن 250 g ، مورد استفاده قرار گرفت. برای انجام محاسبه‌ها از قله‌ی واقع در 661 keV در طیف انرژی رادیونوکلید سزیم- 137 آشکارساز ژرمانیم با خلوص بالا با بازده نسبی 80% استفاده شد.

برای تجزیه‌ی نمونه‌های آب با استفاده از تکنیک طیف‌سنجی گاما می‌توان عامل‌های تأثیرگذار بر عدم قطعیت اندازه‌گیری را به دو بخش آماده‌سازی نمونه و شمارش با دستگاه آشکارساز ژرمانیم با خلوص بالا (HPGe) تقسیم کرد که هر یک از این دو بخش شامل چندین منبع عدم قطعیت است.

اکتیویته عنصرهای پرتوزا از معادله‌ی زیر محاسبه شد

[۱۴]:

$$A = \frac{cps}{\varepsilon \cdot \gamma \cdot m \cdot k_1 \cdot k_2 \cdot k_3 \cdot k_4 \cdot k_5} \quad (1)$$

1. Random summing
2. Table of isotopes

در جدول ۲ ضریب‌های تصحیح و پارامترهای مورد نیاز برای محاسبه‌ی عدم قطعیت $u(k_1)$ تا $u(k_8)$ جدول‌بندی شده است.

با توجه به جدول ۲ و بخش قبل عدم قطعیت ضریب‌های تصحیح به صورت رابطه‌ی ۵ و ۶ به دست می‌آیند:

$$u(k_1) = k_1 \Delta u(\lambda) = 0,163 \times 3,013256 \times 10^{-4} \times 7,31 \times 10^{-17} = 1,3 \times 10^{-21} \quad (5)$$

$$u(k_7) = \frac{1 - k_7(1 + \lambda t)}{\lambda} u(\lambda) = 3,3 \times 10^{-7} \quad (6)$$

در جدول ۳ دقت ترازو و درجه‌بندی ترازو برای محاسبه‌ی عدم قطعیت اندازه‌گیری جرم نمونه درج شده است.

عدم قطعیت درجه‌بندی ترازو با توجه به جدول ۳ به صورت زیر مشخص می‌شود:

$$u_{\text{calibration}} = \pm \frac{a_1}{1,96} = \pm 0,007 \quad (7)$$

عدم قطعیت دقت ترازو ($u_{B.R}$) به پیروی از توزیع مثلثی و دقت اعلام شده از طرف سازنده‌ی ترازو چنین تعیین می‌شود [۱۶].

$$u_{B.R} = \pm \frac{a_r}{\sqrt{6}} = \pm 0,004 \quad (8)$$

بنابراین از ترکیب این دو عدم قطعیت، عدم قطعیت اندازه‌گیری جرم یا نمونه‌سازی به دست می‌آید.

$$u(m) = \sqrt{u_{\text{calibration}}^2 + u_{B.R}^2} = \sqrt{0,007^2 + 0,004^2} = 0,008 \quad (9)$$

با استفاده از معادله‌ی ۲ و عدم قطعیت‌های محاسبه‌شده‌ی همه‌ی منبع‌های بالا (معادله‌های ۴، ۵، ۶، ۷ و ۱۰)، عدم قطعیت مرکب و نهایی برابر است با:

$$\frac{U_c(A)}{A} = \left[\left(\frac{0,0099}{4,17} \right)^2 + (0,028)^2 + \left(\frac{0,003}{0,181} \right)^2 + \left(\frac{1,3 \times 10^{-21}}{0,163} \right)^2 + \left(\frac{3,3 \times 10^{-7}}{1} \right)^2 + \left(\frac{1 \times 10^{-8}}{1} \right)^2 + \left(\frac{0,008}{250} \right)^2 \right]^{1/2}$$

$$U_c(A) = 424,57 \times 0,27$$

بودن ماتریس چشمه‌ی درجه‌بندی و نمونه‌ی مورد نظر، عدم قطعیت ضریب k_3 در محاسبه‌ها لحاظ نشد و از آنجایی‌که رادیونوکلید سزیم تنها یک قله در ۶۶۱ keV دارد، عدم قطعیت ضریب k_5 نیز در نظر گرفته نشد [۱۴].

عدم قطعیت نمونه‌سازی $u(m)$: این عدم قطعیت، حاصل از عدم قطعیت اندازه‌گیری جرم نمونه است که از عدم قطعیت درجه‌بندی ترازو ($u_{\text{calibration}}$) و عدم قطعیت دقت ترازو ($u_{B.R}$) و عدم قطعیت تکرار اندازه‌گیری جرم ناشی می‌شود. عدم قطعیت تکرارپذیری در اندازه‌گیری جرم قابل چشم‌پوشی است. **عدم قطعیت کل یا مرکب نهایی:** عدم قطعیت نهایی از ترکیب عدم قطعیت تمام منبع‌های پیش‌گفته به دست می‌آید.

$$\frac{U_c(A)}{A} = \left[\left(\frac{u(\text{cps})}{\text{cps}} \right)^2 + \left(\frac{u(\varepsilon)}{\varepsilon} \right)^2 + \left(\frac{u(\gamma)}{\gamma} \right)^2 + \left(\frac{u(k_1)}{k_1} \right)^2 + \dots + \left(\frac{U(k_s)}{k_s} \right)^2 + \left(\frac{u(m)}{m} \right)^2 \right]^{1/2} \quad (2)$$

۳. نتیجه‌ها و بحث

شمارش نمونه‌ی آب با استفاده از آشکارساز ژرمانیم فوق خالص (HPGe) به مدت حدوداً ۹۰۰۰۰ s انجام شد؛ مقدار فعالیت سزیم-۱۳۷ با استفاده از معادله‌ی (۱) برابر ۴۲۴,۵۷ Bq به دست آمد. جدول ۱ نتیجه‌های شش تکرار شمارش نمونه‌ی مورد نظر و هم‌چنین عدم قطعیت مربوط را نشان می‌دهد. عدم قطعیت شمارش به صورت زیر است:

$$u(\text{cps}) = \frac{S \cdot D}{\sqrt{N}} = \frac{0,24}{\sqrt{6}} = 0,099 \quad (3)$$

همان‌طور که در بخش پیشین بیان شد، عدم قطعیت درجه‌بندی بازده ناشی از سه عدم قطعیت برازش منحنی، عدم قطعیت اکتیویته چشمه‌ی استاندارد و عدم قطعیت درون‌یابی است.

$$\frac{u(\varepsilon)}{\varepsilon} = \sqrt{u_{\text{fitting}}^2 + u_{\text{CRM}}^2 + u_{\text{int interpolation}}^2} = \sqrt{0,011^2 + 0,008^2 + 0,025^2} = 0,028 \quad (4)$$

جدول ۱. نتیجه‌های شمارش سزیم در نمونه‌ی آب

شمارش (cps)	شمارش میانگین			انحراف معیار					عدم قطعیت تکرارپذیری (u _{rep})
	اول	دوم	سوم	چهارم	پنجم	ششم	شمارش میانگین (cps)	انحراف معیار (S.D)	
۱۳۷-سزیم	۴,۳۳	۳,۹۴	۴,۱۱	۴,۵۲	۳,۸۷	۴,۲۲	۴,۱۷	۰,۲۴۳	۰,۰۹۹

جدول ۲. پارامترها و ضریب‌های تصحیح شمارش نمونه

ضریب‌ها	k _۱	k _۲	k _۳	k _۴	k _۵	Δt (s)	u (λ)	t _{۱/۲} (Cs)
مقدارها	۰,۸۶۳	۱	۱	۱	۱	۲۰۱۲۲۵۶۰۰	۷,۳۱×۱۰ ^{-۱۰}	۹,۴۸×۱۰ ^{-۸} s

جدول ۳. ویژگی‌های ترازوی مورد استفاده در نمونه‌سازی

ضریب درجه‌بندی ترازو (a _۱)	دقت ترازو (a _۲)	وزن نمونه (g)
۲σ = ۰,۰۱۳	σ = ۰,۰۱	۲۵۰,۰۰

گزارش‌دهی میزان پرتوزایی همراه با بیان عدم قطعیت صحیح مورد ارزیابی قرار گرفت. در بررسی‌های به‌عمل آمده در این مطالعه مشخص شد که عدم قطعیت مربوط به شمارش، درجه‌بندی بازده، جرم نمونه، احتمال گسیل، ضریب تصحیح واپاشی از زمان نمونه‌سازی تا ابتدای شمارش، ضریب تصحیح واپاشی حین شمارش و ضریب تصحیح همفرودی، مؤلفه‌های تأثیرگذار در مقدار عدم قطعیت اندازه‌گیری اکتیویته در طیف‌سنجی گاما هستند. یافته‌های مطالعه نشان دادند که عدم قطعیت شمارش و درجه‌بندی بازده سهم عمده‌ای را در عدم قطعیت ترکیب‌شده‌ی نهایی به خود اختصاص می‌دهند.

عدم قطعیت اندازه‌گیری با ضریب اطمینان ۱ با توجه به اندازه‌ی مقدار اکتیویته سزیم موجود در نمونه (۴۲۴,۵۷ Bq) به صورت زیر است:

$$A_{Cs}(\text{نمونه}) = 425 \pm 15,7 \text{ Bq}$$

می‌توان مقدار عدم قطعیت نهایی را به صورت عدم قطعیت نسبی بیان کرد که در این تحقیق حدود ۳,۷٪ تعیین شد.

۴. نتیجه‌گیری

عدم قطعیت، پراکندگی مقدارهایی را که می‌توانند به شکل منطقی به کمیت اندازه‌گیری‌شونده نسبت داده شوند، مشخص می‌کند. در عمل، عدم قطعیت یک نتیجه ممکن است ناشی از منبع‌های احتمالی زیادی باشد. تعریف ناقص اندازه‌دهی، نمونه‌برداری، اثرهای ماتریس و تداخل‌ها، شرایط محیطی، عدم قطعیت‌های تجهیزهای حجم و جرم‌سنجی، مقدارهای مرجع، تخمین‌ها و فرض‌های موجود در روش کار اندازه‌گیری و تغییر تصادفی، از منبع‌های احتمالی عدم قطعیت به شمار می‌آیند. بعضی وقت‌ها در تخمین عدم قطعیت کل، لازم است هر یک از منبع‌های عدم قطعیت لحاظ‌شده و مقدار سهم آن در عدم قطعیت کل، به طور جداگانه مورد بررسی قرار گیرد. در این مطالعه با توجه به اهمیت و لزوم پایش پرتوزایی نمونه‌های آب،

مراجع

1. Clarke, Roger. *Control of low-level radiation exposure: time for a change?*. Journal of Radiological Protection, **19** (2), 107 (1999).
2. United Nations. Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Fifty-sixth Session (10-18 July 2008)*. No. **46**. United Nations Publications, (2008).
3. E.O. Agbalagba, R.A. Onoja, *Evaluation of natural radioactivity in soil, sediment and water samples of Niger Delta (Biseni) flood plain lakes, Nigeria, Journal of Environmental Radioactivity, 102* (7), 667-671 (2011).
4. ISO 13164-4: 2015, Water quality- Radon-222-Part 4: Test method using two-phase liquid scintillation counting.
5. Merrill Eisenbud, Thomas Gesel, Environmental radioactivity. Fourth Edition. Academic press (1997).
6. Z. Pourhabib, A. Binesh, S.A. Mohammadi Study on heavy radioactive pollution: Radon and Radium in streams and drinking water of Ramsar region by measured Prassi system, *IJPR, 11* (4), 397-403 (2012).
7. Gilmore, Gordon. *Practical gamma-ray spectroscopy*, John Wiley & Sons, (2011).
8. International Vocabulary of Metrology- Basic and General Concepts and Associated Terms (VIM), JCGM (2000).
9. C. Bell, A Beginner's Guide to Uncertainty of Measurement, Issue 2, HMSO, London, UK (2001).
10. Jodłowski, Paweł, Stefan J. Kalita, Gamma-ray spectrometry laboratory for high-precision measurements of radionuclide concentrations in environmental samples, *Nukleonika, 55*, 143-148 (2010).
11. H. Ramebäck, P. Lindgren, Uncertainty evaluation in gamma spectrometric measurements: Uncertainty propagation versus Monte Carlo simulation, *Applied Radiation and Isotopes, 142*, 71-76 (2018).
12. Xhixha, Gerti, Matteo Alberi, Marica Baldoncini, Kozeta Bode, Elida Bylyku, Florinda Cfarku, Ivan Callegari et al. Calibration of HPGe detectors using certified reference materials of natural origin, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 307* (2), 1507-1517 (2016).
13. Plukis, Artūras, Vytenis Barkauskas, Rūta Druteikienė, Grigorijus Duškesas, Darius Germanas, Arūnas Gudelis, Laurynas Juodis, Elena Lagzdina, Rita Plukienė, and Vidmantas Remeikis, Uncertainty of determination of ¹⁵⁸Tb in the RBMK nuclear reactor waste, *Applied Radiation and Isotopes, 134*, 190-193 (2018).
14. IAEA, 2004a. Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements, TECDOC 1401:2004. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
15. Firestone, Richard B., Virginia S. Shirley, Table of isotopes, 2 volume set, Table of Isotopes, 2 Volume Set, by Richard B. Firestone, Virginia S. Shirley (Editor), pp. 3168. ISBN 0-471-33056-6. Wiley-VCH, December 1998. (1998): 3168.
16. ISO/IEC Guide 98-3, Uncertainty of measurement- Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM:1995).

COPYRIGHTS

©2021 The author(s). This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution (CC BY 4.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, as long as the original authors and source are cited. No permission is required from the authors or the publishers.



استناد به این مقاله

حسن رنجبر، علی یوسفی (۱۳۹۸)، ارزیابی عدم قطعیت در اندازه‌گیری سزیم-۱۳۷ موجود در آب با طیف‌سنجی گاما، ۹۰، ۳۷-۴۲

DOI: [10.24200/nst.2020.1068](https://doi.org/10.24200/nst.2020.1068)

Url: https://jonsat.nstri.ir/article_1068.html