

Г.В. Лаптев, Л.С. Пірнач, Т.І. Дивак

ПРИСКОРЕНЕ ВИЗНАЧАННЯ ^{90}Sr У ЗРАЗКАХ РОСЛИННОСТІ З ВИКОРИСТАННЯМ МЕТОДУ РІДИННО-СЦИНТИЛЯЦІЙНОЇ СПЕКТРОМЕТРІЇ

Представлено метод прискореного визначання ^{90}Sr в зразках рослинності шляхом прямих вимірювань рідинно-сцинтиляційним спектрометром радіохімічно очищеного препарату ^{90}Sr , обминаючи тривалі процедури, пов'язані з накопиченням дочірнього ^{90}Y . Запропонований метод можна використовувати для експрес-оцінки забруднення території в умовах аварійного реагування.

Ключові слова: метод визначання ^{90}Sr , рідинна сцинтиляція, радіоактивне забруднення.

Вступ

Ізотоп ^{90}Sr є продуктом спонтанного ділення ^{238}U і належить до найбільш дозоутворювальних радіонуклідів штучного походження. За програмою моніторингу радіоактивності довкілля передбачено вимірювання питомої активності ^{90}Sr для всіх типів зразків навколишнього природного середовища.

^{90}Sr – чистий бета-випромінювач із максимальною енергією 0,54 МеВ, котрий розпадається з періодом напіврозпаду 29 років на інший бета-випромінювач ^{90}Y з періодом напіврозпаду 65 год і максимальною енергією 2,27 МеВ. Хімічна поведінка Sr^{2+} подібна до Ca^{2+} , тому ^{90}Sr може заміщати кальцій в біосфері та попадати в організм людини по харчовому ланцюжку, розміщуючись, головним чином, у кістках. Унаслідок тривалого періоду перебування в людському тілі (біологічний напіврозпад понад 50 років) та відносно високої радіоактивної токсичності згідно з Державними гігієнічними нормативами [1] допустимі рівні вмісту ^{90}Sr в овочах, молоці, м'ясі, молочних і м'ясних продуктах – 20 Бк/кг (Бк/л), а в питній воді – 2 Бк/л.

Традиційно, вимірювання активності препарату ^{90}Sr , виділеного за допомогою досить складних схем радіоаналітичних процедур, виконується низькофоновими бета-радіометрами [2]. Такий спосіб вимагає ретельного попереднього хімічного відділення чистого препарату

^{90}Sr , щоб запобігти, по-перше, впливу інших можливих бета-випромінювачів, по-друге, проблем поглинання потоку часток бета-випромінювання в шарі зразка внаслідок присутності Ca та інших матричних іонів. Під час очищення Sr досить важко досягти повного відділення його від матричного Ca, що спричиняє складнощі з приготуванням тонкошарового препарату безпосередньо $^{90}\text{Sr}(+^{90}\text{Y}$ в процесі накопичення) для бета-радіометрії, і потребує введення додаткових поправок на ефект самопоглинання в матеріалі вимірювального зразка.

В Україні традиційно застосовуються варіанти методу, що є комбінацією методик, поданих у збірках [3-5]. Він базується на одному з найпоширеніших на сьогодні підходів: виділення спочатку в радіохімічно чистому стані ^{90}Sr , а потім накопиченого з нього дочірнього ^{90}Y . Переведення Sr у розчин із зольного залишку зразків ґрунту, донних відкладів, рослинності тощо, виконується шляхом кислотного вилуговування. Хімічний вихід ^{90}Sr визначається методом фотометрії стабільного ізотопу Sr, що додається у фіксованій кількості до зразка. Бета-активність препарату ^{90}Y вимірюється низькофононим бета-радіометром. Відносна допустима похибка аналізу близько 25 %. Метод вважається достатньо простим і недорогим у застосуванні і дозволяє паралельно аналізувати до 8 проб на одного хіміка-аналітика. Висока селективність досягається послідовним виконанням виділення ^{90}Sr та ^{90}Y , які належать до хімічних елементів різних груп. Окрім того, відсутність труднощів з очищенням і приготуванням тонкошарового вимірювального препарату ^{90}Y дозволяє обминути проблему самопоглинання випромінювання у шарі зразка. На жаль, головним недоліком цього методу є необхідність витрати часу (до 14 діб) на очікування повного або часткового накопичення ^{90}Y .

Натомість, згідно з сучасними вимогами МАГАТЕ до лабораторій національних систем радіаційного моніторингу (особливо членів мережі ALMERA¹), експрес-оцінка ізотопного складу забруднення території в аварійних ситуаціях повинна бути виконана щонайбільше впродовж 5 діб, тобто в термін, який для ^{90}Sr не може бути дотриманий за традиційною методикою. Розуміючи, що інколи досить важко досягти компромісу між

¹ ALMERA – міжнародна мережа аналітичних лабораторій контролю радіоактивності навколишнього середовища МАГАТЕ була створена в 1999 р. У 2012 р. до мережі ALMERA входило 122 лабораторії з 77 країн світу.

точністю результатів аналізу й терміном їх отримання, МАГАТЕ рекомендує мати на озброєнні як мінімум дві різні методики визначання радіонуклідів: одну, що забезпечує найякісніший результат, – для рутинного моніторингу, і другу – експрес-методику для аварійного реагування.

У представленому дослідженні було випробувано декілька варіантів прискореного визначання ^{90}Sr в пробах рослинності шляхом вимірювання радіохімічно очищеного препарату ^{90}Sr методами рідинно-сцинтиляційної спектрометрії (далі – РСС).

Експериментальна частина

Матеріали, реактиви й засоби вимірювальної техніки

У роботі використано стандартні матеріали та реактиви, передбачені Інструкцією по визначанню ^{90}Sr в пробах донних відкладів [3]. Окрім того, застосовували розчин з відомою питомою активністю 191 Бк/мл $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ (на 09.01.2008, активність додатково перевірена методом [3]), рідкі сцинтилятори Ultima Gold AB та Ultima Gold XR (Perkin Elmer, США) і поліпропіленові 20 мл віали для РСС.

Вибір сцинтиляційних коктейлів обумовлено їх властивостями: Ultima Gold AB дає можливість отримати прозорі зразки в результаті змішування з розчинами сильних кислот, що мають концентрацію до 1 моль/л, а Ultima Gold XR застосовують для змішування з сильними буферними розчинами.

Вимірювання $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ у сцинтиляційних коктейлях і дочірнього ^{90}Y за Черенковським випромінюванням проводили із застосуванням 425-004 моделі рідинно-сцинтиляційного (далі – РС) спектрометра Triathler (Hidex, Фінляндія) в логарифмічній шкалі на мітці ^3H .

Контрольні вимірювання бета-активності препарату оксиду ітрію, отриманого за традиційною схемою, проводились низькофононим бета-радіометром РУБ-01П (Росія).

Для дослідження було взято зразок лугових трав з території, що зазнала радіоактивного забруднення в результаті аварії на ЧАЕС (с. Дніпровське, Чернігівська обл.).

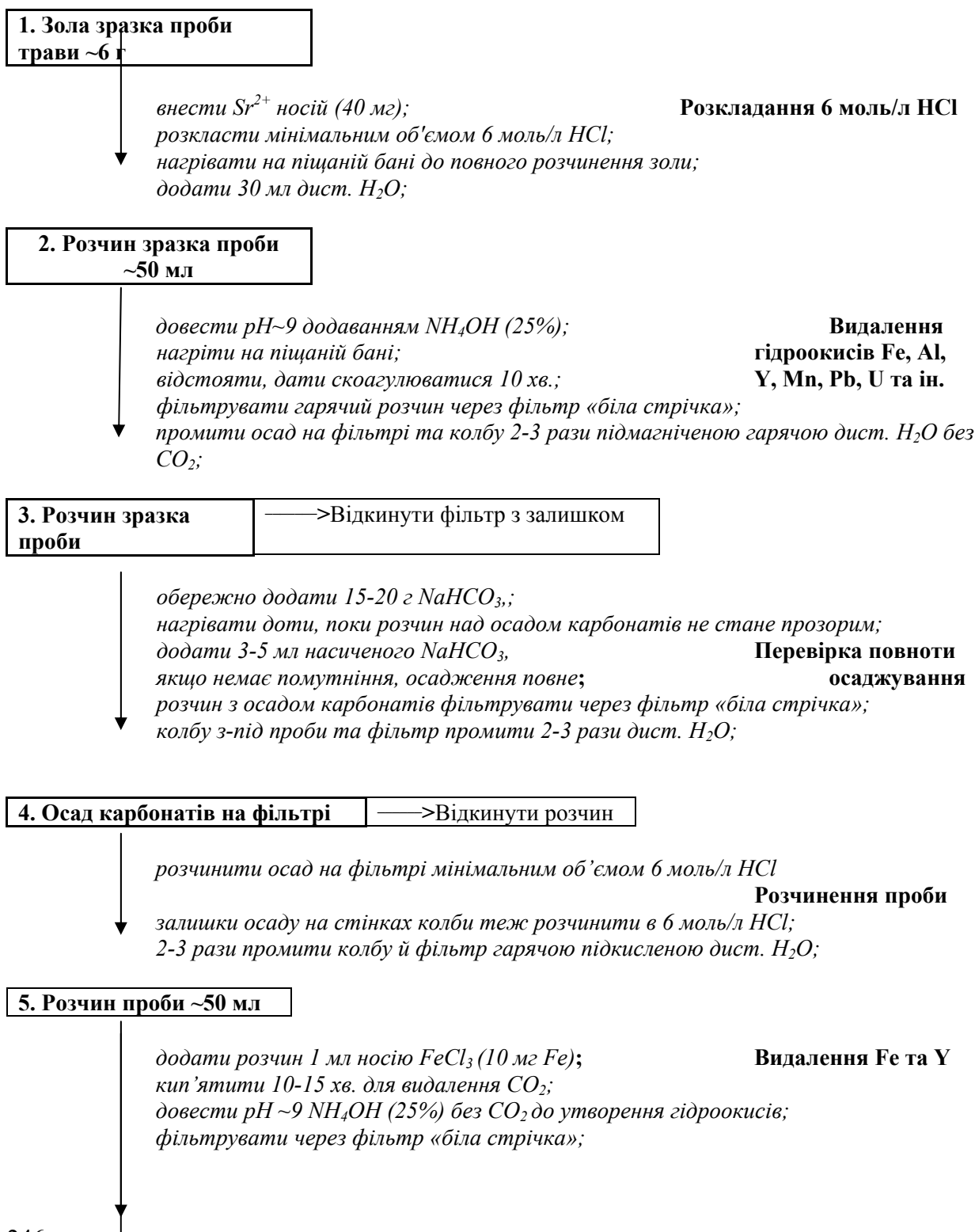
Підготування проби до радіохімічного аналізу проводили відповідно до методик [5, 6]. Після попереднього просушування за температури 110 °С до повітряно-сухого стану, матеріал зразка ~90 г на суху масу було подрібнено і гомогенізовано. Наважку проби було обережно прожарено за

температури 350 °С до припинення виділення диму, а потім за температури 550 °С до золи білого кольору.

Опис методу

Виділення препарату ^{90}Sr в радіохімічно чистому стані

Детальну схему радіохімічних процедур визначання ^{90}Sr подано на рис. 1.



промити 2-3 рази підмагніченою дист. гарячою H_2O без CO_2 ; **ЗАНОТУВАТИ ДАТУ ТА ЧАС!**

відкинути осад;
довести об'єм фільтрату до ~ 100 мл;

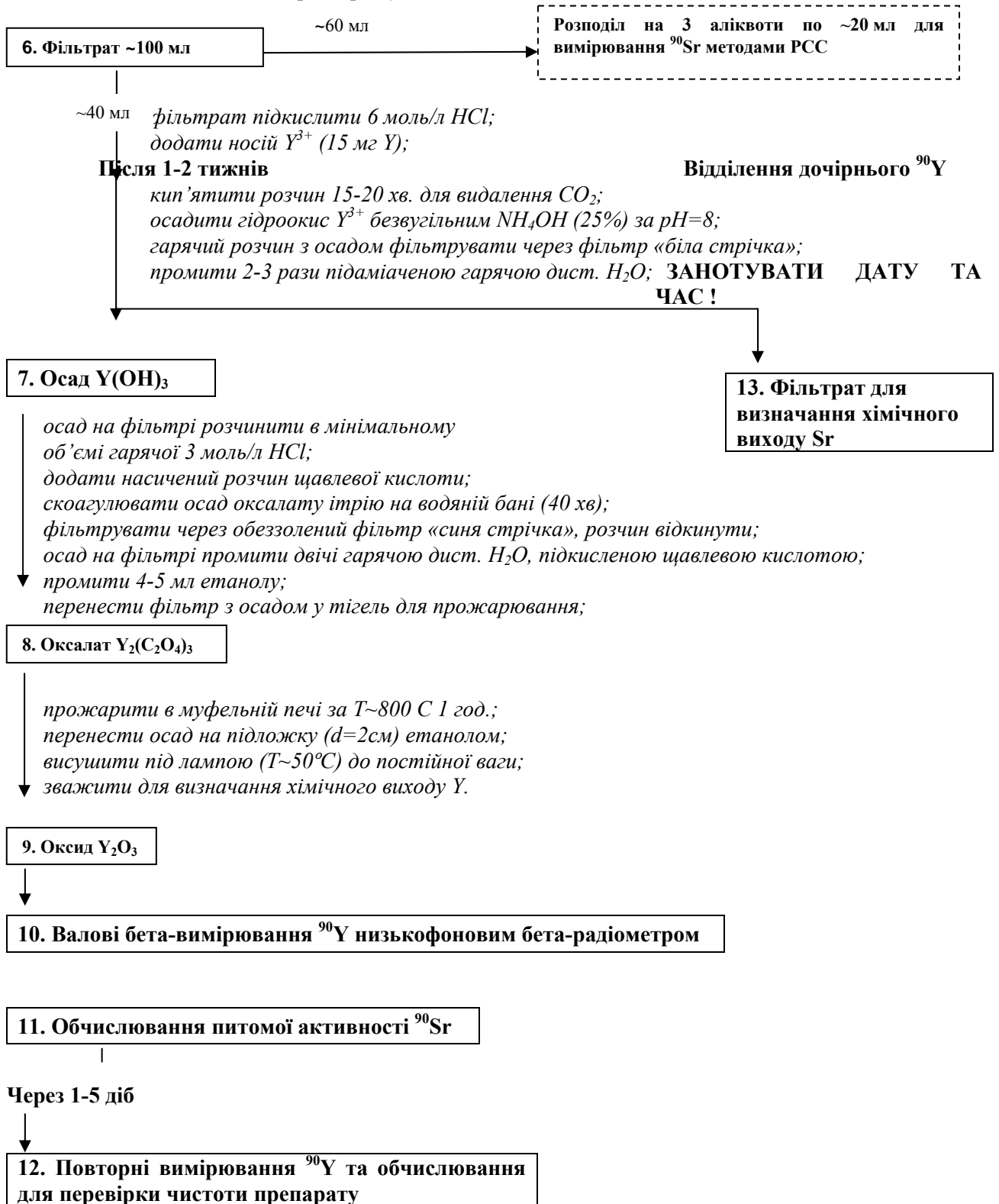


Рис. 1. Схема радіохімічних процедур визначання ^{90}Sr

Після додавання до зразка золи носія Sr^{2+} стронцій переводився в розчинний стан вилуговуванням 6 моль/л HCl .

Елементи III-V аналітичних груп (Al, Y, Pb, U та ін.), а також Mn та Fe, видалялися у вигляді гідроокисів за допомогою розчину концентрованого NH_4OH . Групове відділення лужноземельних елементів [7], головним чином Sr, Ca, Ba, від лугових металів проводилось осаджуванням карбонатів. Після розчинення карбонатів мінімальною кількістю HCl проводилось повторне гідроокисне очищення від трасерів Fe, Y та ін.

На етапі п. 6 (рис. 1) фільтрат, що містив радіохімічно очищений ^{90}Sr , поділили на чотири аліквоти. У першій з них ^{90}Sr визначався традиційним способом за дочірнім ^{90}Y (зразок порівняння). Три інші аліквоти було використано для підготування зразків, що відповідають вимогам вимірювань радіоактивності методами РСС.

Відділення дочірнього ^{90}Y та вимірювання активності Y_2O_3 (зразок порівняння – SID)

До першої аліквоти (рис. 1) додали носій Y^{3+} та залишили для накопичення ^{90}Y . Дату та час початку накопичення занотували.

Після 14 діб, коли дочірній ^{90}Y повністю накопичився, його відділили від материнського радіонукліду шляхом осаджування гідроокису розчином NH_4OH . Занотували дату та час початку розпаду ^{90}Y . Фільтрат, що лишився після видалення гідроокису, використали для визначання хімічного виходу носія Sr^{2+} .

Для додаткового очищення гідроокис Y осадили вдруге. Подальше виділення ^{90}Y виконали у вигляді оксалату, котрий прожарили за температури 800 °C до оксиду. Активність препарату ^{90}Y виміряли бета-радіометром РУБ-01П. Хімічний вихід накопиченого ^{90}Y отримали зважуванням, як завершальний крок хімічного аналізу. Чистоту радіохімічного очищення отриманого препарату проконтрольовано повторними вимірюваннями через 1-5 діб за швидкістю розпаду ^{90}Y .

Результат цього аналізу використовували для перевірки результатів визначання ^{90}Sr , отриманих методами РСС.

Вимірювання радіохімічно очищеного ^{90}Sr методами РСС

Після відбору зразка порівняння (SID) залишок розчину фільтрату проби було поділено на три аліквоти, з яких готувались вимірювальні зразки для РСС відповідно до схеми, поданої на рис. 2.

Першу з аліквот спочатку помістили у віалу для РСС та виміряли активність за Черенковським випромінюванням ^{90}Y в процесі його накопичення (вимірювальний зразок – *S1Ch*). Після повного закінчення вимірювань цю ж аліквоту фільтрату було перенесено в термостійку склянку, випарено до сухого залишку, розчинено HNO_3 і кількісно перенесено у вимірювальну віалу та змішано з Ultima Gold AB (*S1Ch**).

Другу аліквоту фільтрату було вміщено у вимірювальну віалу, виморожено до сухого залишку в ліофілізаторі, розчинено HNO_3 і змішано з Ultima Gold AB (*S1F*).

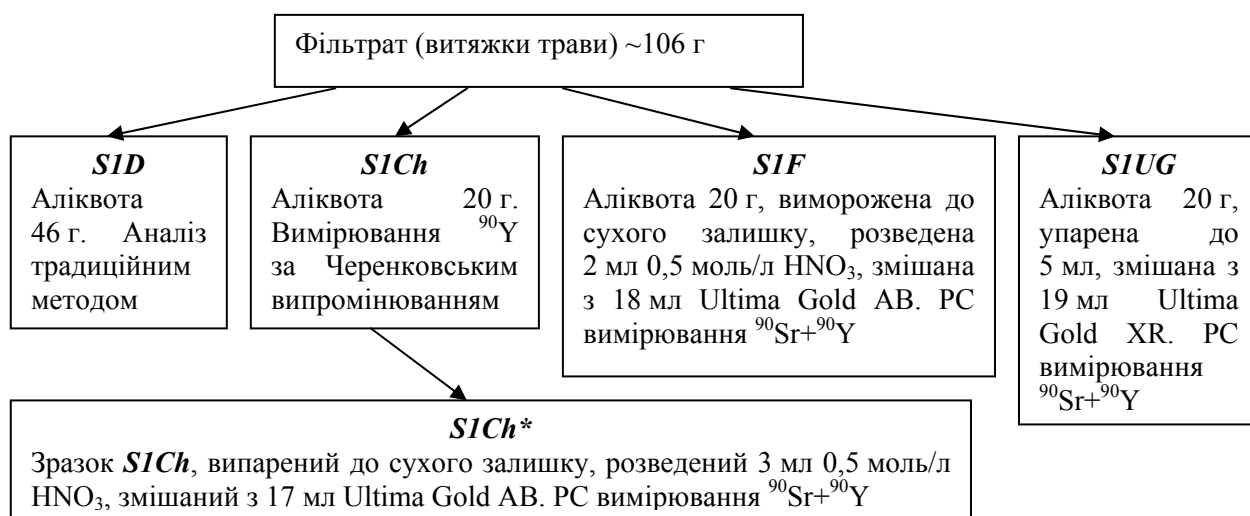


Рис. 2. Схема підготовки вимірювальних зразків досліджуваної проби після п. 6 (рис. 1)

Третю аліквоту було упарено до 5 мл, кількісно перенесено у віалу і змішано з Ultima Gold XR (*SIUG*).

Підготування розчинів для калібрування РС спектрометра

Наявність у пробі будь-якого типу (хімічного, кольорового, оптичного) гасіння (англ., Quench) впливає на процес випромінювання та спричиняє зниження ефективності реєстрації приладу. У такому разі для отримання достовірних результатів методами РСС виникає необхідність урахування цього явища.

Для введення корекції на гасіння ми обрали спосіб визначання ефективності реєстрації за швидкостями лічби зразків фону та контрольних зразків (далі – КЗ) з відомою активністю, що мають хімічний склад, подібний хімічному складу досліджуваної проби.

Оскільки основним проблемним макрокатіоном, який неможливо відокремити від Sr^{2+} за схемою, є матричний Ca^{2+} , для імітування хімічного складу досліджуваної проби застосували такий прийом. Після виконання п. 2 (рис. 1) аналізу, було підготовлено штучну пробу, що складалася з 100 мл дистильованої води, куди внесли 1 мл NH_4OH (25 %) і по 1 мл носіїв Ca^{2+} та Sr^{2+} (50 мг та 20 мг у розрахунку на метал відповідно). Усі подальші процедури зі штучним розчином виконувались згідно з п. 3-6 (рис. 1) паралельно з досліджуваним зразком. На кожному етапі використовували такі самі об'єми доданих реактивів та контролювався рівень рН. У ході виконання п. 6 (рис. 1) об'єм фільтрату штучної проби також довели до ~ 100 мл. Цей розчин було використано для приготування калібрувальних зразків, як це показано на рис. 3, за допомогою яких визначалась ефективність реєстрації РС спектрометра для проб із відповідним рівнем гасіння.

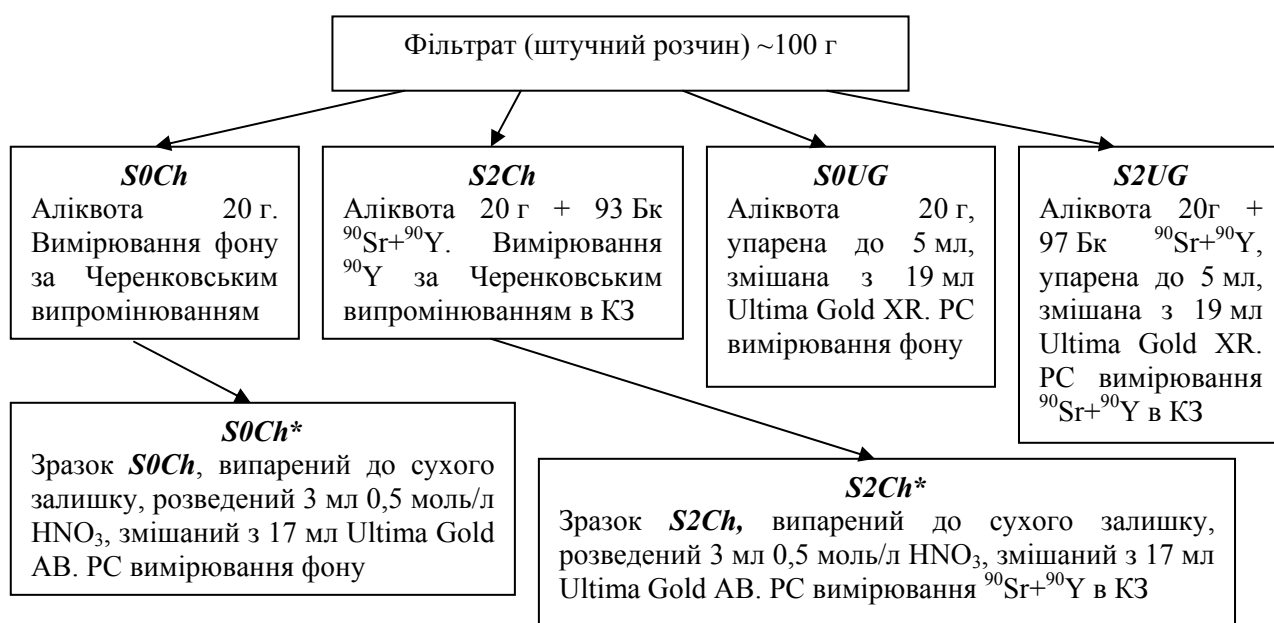


Рис. 3. Схема підготовки вимірювальних зразків штучної проби після п. 6 (рис. 1) для калібрування РС спектрометра

Таким чином, для калібрування РС спектрометра було підготовлено фоновий зразок *S0Ch* та КЗ з відомою активністю *S2Ch*, які було використано для визначання ефективності реєстрації Черенковського випромінювання ^{90}Y та обчислювання активності проби *S1Ch*.

Фоновий зразок *S0Ch** та КЗ з відомою активністю *S2Ch** – це зразки *S0Ch* та *S2Ch* відповідно, які було випарено до сухого залишку,

кількісно перенесено у вимірювальні віали за допомогою розчину HNO_3 та змішано з Ultima Gold AB. Результати вимірювання швидкості лічби цих зразків застосовували для обчислювання активності проби **S1Ch***.

Фоновий **S0UG** та контрольний **S2UG** зразки приготували частковим упарюванням проби аналогічно **S1UG**, тільки за основу взяли аліквоти по 20 г фільтрату штучної проби. Для КЗ перед упарюванням аліквоту штучно забруднили $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$. Розчини кількісно перенесли у вимірювальні віали та змішали з Ultima Gold.

У випадку визначання активності проби після ліофілізації **S1F** використали спрощену процедуру підготування калібрувальних зразків, а саме: фоновий **S0F** та контрольний **S2F** зразки – це суміш 2 мл розчину 0,5 моль/л HNO_3 та 18 мл Ultima Gold AB. Для КЗ розчин кислоти штучно радіоактивно забруднили 19 Бк $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$.

Результати вимірювання. Обчислювання

Ефективність реєстрації приладу в частках одиниці, виміряну в даному діапазоні енергетичних каналів, обчислюють за формулою:

$$\varepsilon = \frac{(n_{\text{КЗ}} - n_{\phi})}{A_{\text{КЗ}}}, \quad (1)$$

де n_{ϕ} – швидкість лічби фонового зразка, імп./с; $n_{\text{КЗ}}$ – швидкість лічби КЗ, імп./с; $A_{\text{КЗ}}$ – активність $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в КЗ, Бк/зразок.

Ефективність вимірювання приладу у відсотках:

$$E = \varepsilon \cdot 100 \quad (2)$$

Для кожної серії зразків проводився окремий вибір границь діапазону енергетичних каналів (вікна) за максимальним значенням показника якості вимірювання приладу **FOM** (англ., the figure of merit), який обчислюють за формулою:

$$FOM = \frac{E^2}{N_{\phi}}, \quad ,$$

де $N_{\phi} = n_{\phi} \cdot 60$ – швидкість лічби фону в даному діапазоні енергетичних каналів, імп./хв.

Для вибору оптимального варіанта підготування зразка, окрім показника **FOM**, визначали також межу детектованої активності вимірювання (далі – МДА). Вона залежить, головним чином, від тривалості вимірювання, фону та ефективності реєстрації лічильника.

МДА в Бк на зразок обчислювали за формулою, рекомендованою для 20 мл віал без гасіння стандартом DIN 25482 ч. 1 (Німеччина):

$$A_{МДА} = \frac{100 \cdot (k_{1-\alpha} + k_{1-\beta}) \cdot \sqrt{2 \cdot \frac{n_{\phi}}{t_e}}}{\varepsilon},$$

де $k_{1-\alpha}$, $k_{1-\beta}$ – квантилі стандартного нормального розподілу для помилок 1 та 2 типу відповідно; t_e – тривалість вимірювання, с.

Значення $A_{МДА}$ для всіх випадків і умов, поданих у табл. 1, за тривалості вимірювання 36000 с та в наближенні $k_{1-\alpha} + k_{1-\beta} = 2$ відрізнялося незначно та склало 0,01 Бк на вимірювальний зразок.

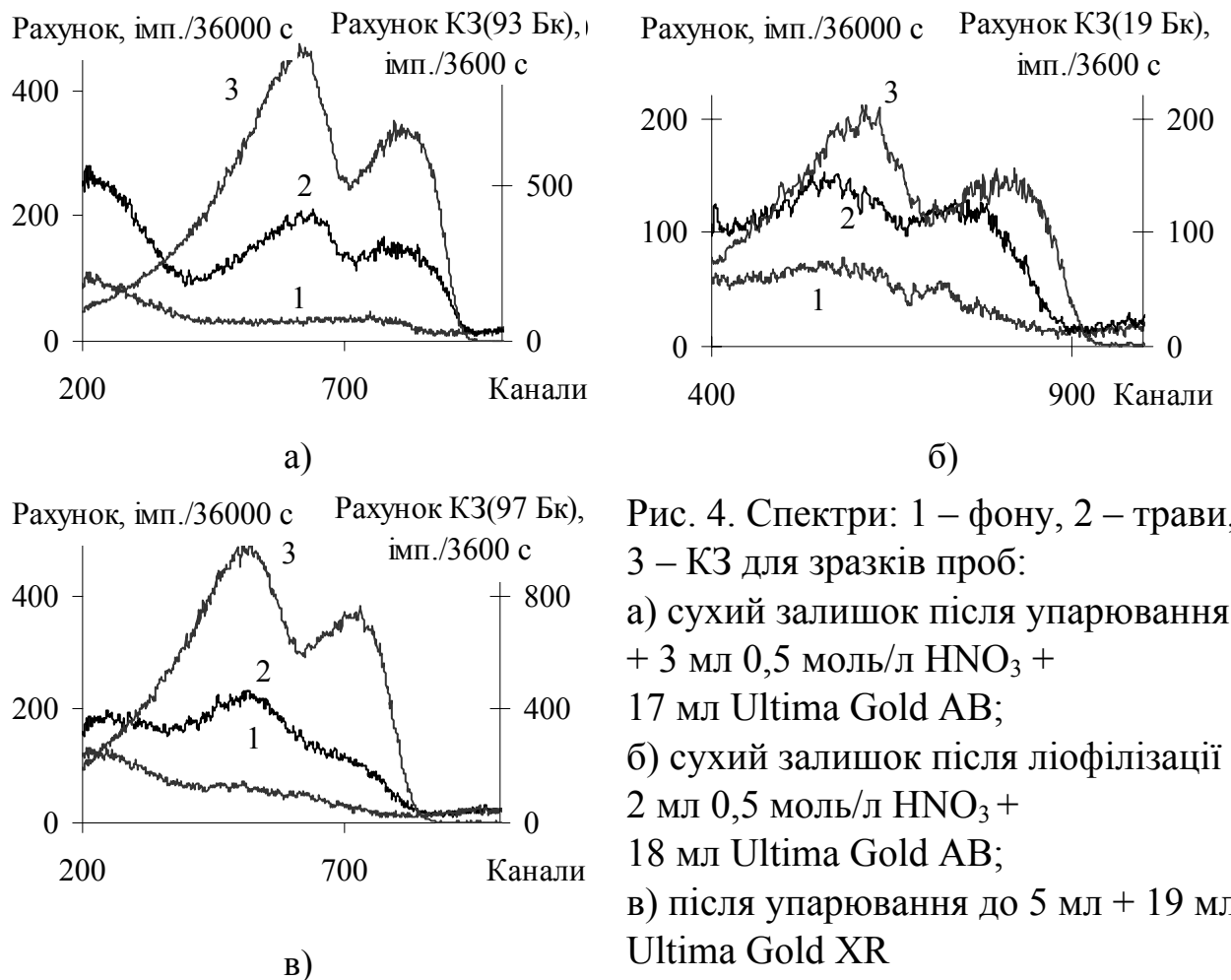


Рис. 4. Спектри: 1 – фону, 2 – трави, 3 – КЗ для зразків проб:
 а) сухий залишок після упарювання + 3 мл 0,5 моль/л HNO_3 + 17 мл Ultima Gold AB;
 б) сухий залишок після ліофілізації + 2 мл 0,5 моль/л HNO_3 + 18 мл Ultima Gold AB;
 в) після упарювання до 5 мл + 19 мл Ultima Gold XR

Активність ^{90}Sr в досліджуваних зразках обчислювали за формулою:

$$A_{^{90}\text{Sr}} = \frac{(n - n_{\phi})}{\varepsilon \cdot \eta_{ch, Sr}}, \quad (3)$$

де n – швидкість лічби зразка, що досліджується, у даному діапазоні

енергетичних каналів, імп/с; $\eta_{ch,Sr}$ – хімічний вихід Sr, частки од.

На рис. 4 подано отримані із застосуванням Thriatler спектри досліджуваних зразків рослинності та КЗ ($^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ у рівновазі), а також зразків фону, які було приготовлено вищенаведеним способом.

Помітно, що для вимороженої в ліофілізаторі проби (рис. 4, б)) існує зсув спектра зразка рослинності порівняно зі спектром КЗ, для приготування якого було застосовано спрощену процедуру. Тобто, гасіння в досліджуваному зразку виявилось більшим, ніж у штучному контрольному розчині. У такому разі обчислювання активності зразка через значення n_{ϕ} та ε , отримані для калібрувальних зразків без гасіння, не буде досить коректним. Для усунення цього недоліку ми застосували метод корекції на гасіння по співвідношенню енергетичних вікон (англ., Chanel Ratio Method, далі – CR метод).

Відповідно до CR методу було проведено серію вимірювань зразків фону та КЗ зі симуляцією підвищення інтенсивності гасіння, яке на Thriatler можна отримати шляхом поступового відкручування кришки вимірювальної камери, що призводить до часткової втрати випромінювання.

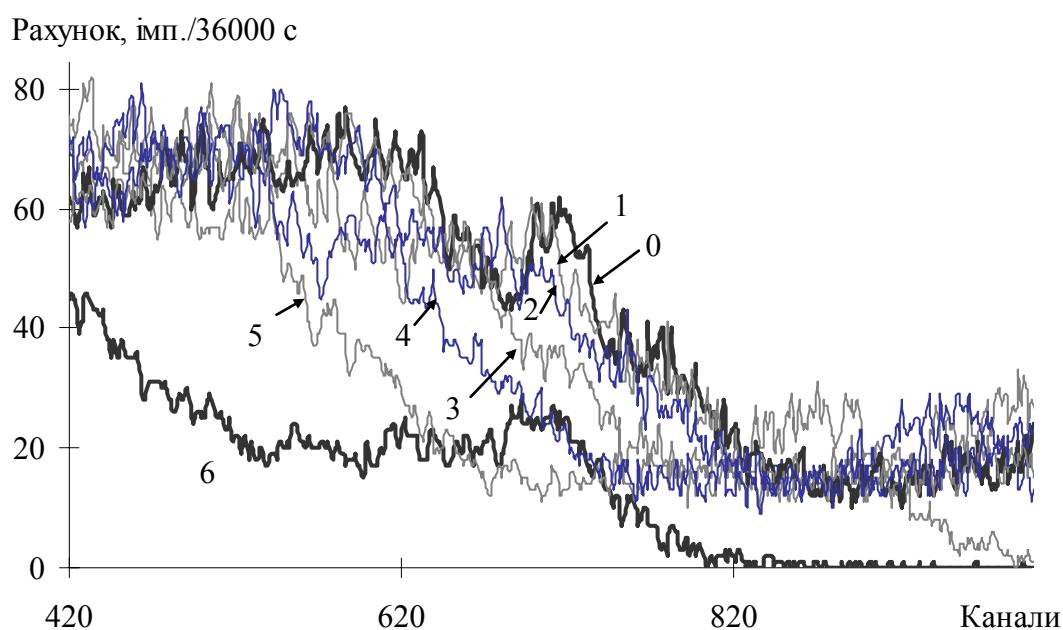


Рис. 5. Рух спектрів фону (зразок *S0F*) з ростом гасіння від 0 – мінімального до 6 – максимального рівня

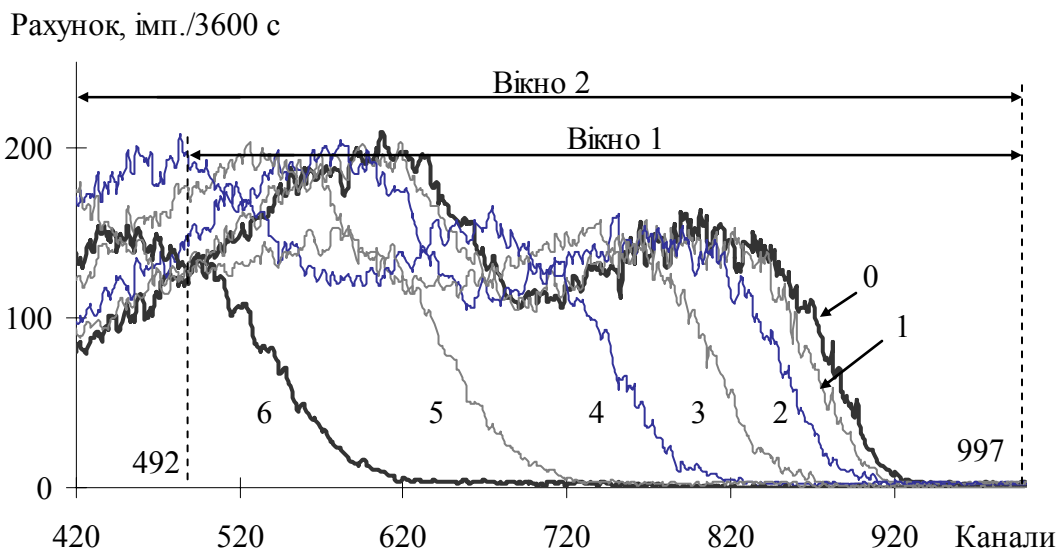


Рис. 6. Рух спектрів КЗ ($S2F$) активністю 19 Бк з ростом гасіння від 0 – мінімального до 6 – максимального рівня. Установка вікон для застосування CR методу

Таким чином отримали набір спектрів фону та КЗ з різною мірою гасіння (шість положень кришки), як це показано на рис. 5, 6. Далі, по точці перетину спектрів КЗ з мінімальним та максимальним гасінням (492 канал, рис. 6) було проведено поділ на два енергетичних вікна. Вікно 1 включає тільки високоенергетичну область, а загальне вікно 2 покриває весь спектр КЗ з мінімальним гасінням.

Співвідношення швидкості лічби у вікні 2 до швидкості лічби у вікні 1 використовується як параметр гасіння (далі – QP). З підвищенням рівня гасіння кількість імпульсів у правому вікні 1 зменшується інтенсивніше порівняно з вікном 2, і відповідно збільшується QP .

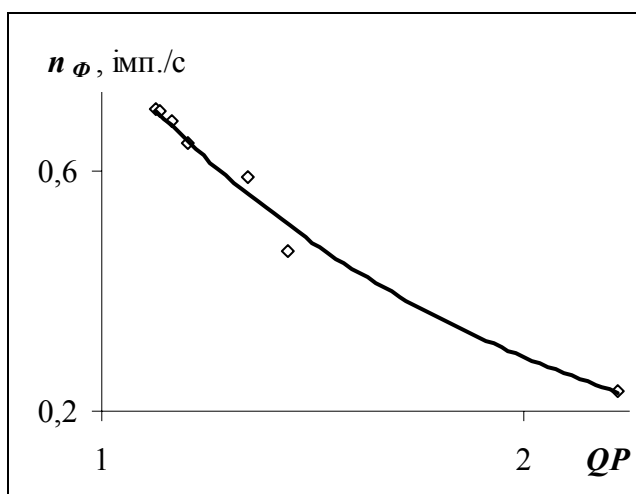


Рис. 7. Крива падіння фону

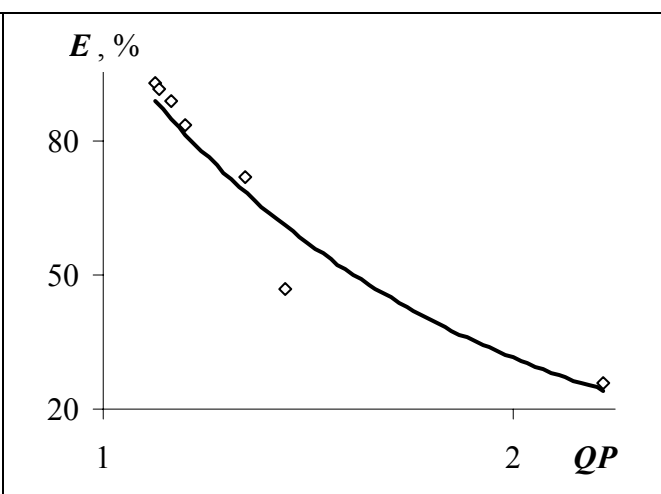


Рис. 8. Крива корекції гасіння

Побудувавши криву залежності швидкості лічби фону від QP (рис. 7), за формулами (1-2) обчислили й побудували так звану криву корекції гасіння: функцію залежності падіння ефективності реєстрації лічби від росту QP (рис. 8).

Отримавши спектр досліджуваного зразка проби з невідомим рівнем гасіння, знайшли для нього значення QP . Для цього QP відповідно до функцій рис. 7 і рис. 8 визначили n_{ϕ} та E . По цих параметрах за формулами (2, 3) обчислили активність досліджуваного зразка. Таким чином визначили активність зразка SIF .

Умови вимірювань та результати обчислювань активності зразків ^{90}Sr (у рівновазі з ^{90}Y) подано в табл. 1.

Таблиця 1

Результати визначання ^{90}Sr за традиційною методикою та методами РСС

Зразок	Співвідношення фаз	n_{ϕ} , імп./с	E , %	FOM	Діапазон каналів	t_{θ} , с	$A_{^{90}\text{Sr}}$ Бк/кг	g^2 , %
SID	Результат, отриманий за традиційною методикою						67,1	
SICH*	3 мл : 17 мл Ultima Gold AB	0,45	99,6	364	405-997	36000	63,0	6
SIUG	5 мл : 19 мл Ultima Gold XR	0,69	92,7	206	354-997	36000	58,3	13
SIF	2 мл : 18 мл Ultima Gold AB	0,67	85,0	216	420-997	36000	38,5	43

Треба відзначити, що присутність значного фонового «шуму» в низько енергетичній області приладу Thriatler суттєво впливає на можливість отримання якісного результату вимірювання дочірнього ^{90}Y за Черенковським випромінюванням. У нашому випадку сильне гасіння вимірювального зразка спричинило суттєвий зсув спектра в напрямку низьких енергій, що в поєднанні з досить незначною активністю ($\approx 1,5$ Бк/зразок) і значним фоном приладу, не дозволило достовірно визначити активність ^{90}Sr . З іншого боку, перевагою РС лічильника Thriatler є можливість його застосування в польових умовах, що безумовно є важливим чинником для експрес-оцінки радіаційного стану під час аварійного реагування. У цьому контексті повторні виміри водних зразків, які було виконано стаціонарним приладом вищого класу РС аналізатором TriCarb 2800/3170TR (Perkin Elmer, США), показали статистично задовільні результати.

² Відносне відхилення від результату аналізу за традиційною методикою

Висновки

Головними критичними моментами застосування методів РСС для вимірювання розчинів складних хімічних сумішей є, по-перше, можливість отримати якісний зразок, що відповідає вимогам вимірювання на РС спектрометрі. Тобто, аліквота проби має повністю змішатись з рідким сцинтилятором, утворюючи прозорий гомогенний розчин. По-друге, складність урахування для таких випадків ефекту гасіння.

Експеримент показав, що в усіх варіантах застосування сцинтиляційних сумішей існує можливість приготування гомогенних розчинів для вимірювання, завдяки чому було отримано якісні спектри.

Окрім того, у роботі запропоновано два способи врахування ефекту гасіння проби. У першому випадку, імітувався хімічний склад досліджуваного вимірювального зразка. У другому, визначалася корекція на гасіння по співвідношенню енергетичних вікон, при цьому імітація гасіння досягалась завдяки технічним можливостям Triathler.

Перший спосіб доцільно використовувати для прискореного визначання ^{90}Sr без очікування встановлення рівноваги з дочірнім ^{90}Y . Ефективність вимірювання $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ у цьому випадку зростає впродовж 14 діб. Обчислювання активності відповідно має проводитися через значення ефективності реєстрації на певній стадії накопичення ^{90}Y . Тобто, вимірювання КЗ та проби, що аналізується, мають проводитись через однаковий проміжок часу після останнього відокремлення Y.

Для досконалішого відтворення хімічного складу досліджуваного природного зразка в штучний імітуючий розчин треба вносити таку кількість Ca^{2+} , яка властива конкретному досліджуваному зразку. Ми звернули увагу саме на вміст Ca^{2+} , бо цей матричний макрокатион фактично не відділяється від Sr^{2+} під час застосування даного методу радіохімічного аналізу. Таким чином, очікуємо, що саме присутність Ca^{2+} буде головним чинником ефекту гасіння у вимірювальних зразках.

Другий спосіб є набагато простішим й універсальнішим у разі вимірювання $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в стані рівноваги, бо дає можливість використовувати одну криву корекції гасіння (з урахуванням гасіння фону) для всіх зразків, що мають аналогічне співвідношення фаз.

Результати вимірювань зразків (табл. 1) дали змогу провести порівняльний аналіз методів, використаних для визначання ^{90}Sr . Найменше відхилення від результату традиційного радіохімічного аналізу за найкращих показників якості вимірювання Thriatler було виявлено в

ході використання зразка, підготовленого шляхом упарювання очищеного розчину фільтрату проби до сухого залишку. Цей спосіб, на наш погляд, є також найпростішим у застосуванні.

Таким чином, представлене дослідження підтвердило можливість застосування методів РСС для визначання ^{90}Sr у пробах рослинності. При цьому результати можуть бути отримані впродовж 1-2 діб, починаючи від вилуговування золи.

Запропонований РС метод прискореного визначання вмісту ^{90}Sr має бути особливо корисним для дослідження радіоактивного забруднення зразків довкілля, зокрема ґрунту, донних відкладів, рослинності, води, які потребують обов'язкового застосування таких процедур радіохімічного аналізу, як розкладання, очищення від інших елементів, концентрування тощо.

* *

1. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs ^{137}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97): Державні гігієнічні нормативи. – К.: Чорнобильінтерінформ, 1997. – 10 с.
2. Павлоцкая Ф.И. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов // Журнал аналитической химии. – 1997. – Т. 52. – № 2. – С. 126-143.
3. Инструкции и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. – М.: Госкомгидромет СССР, 1989. – 118 с.
4. Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды. Ч. II. Методики радиохимического анализа / Под ред. Г.А. Середы и З.С. Шуленко. – М.: Гидрометеиздат, 1966. – 52 с.
5. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А.Н. Мареев и А.С. Зыковой. – М.: Вторая типография Минздрава СССР, 1980. – 356 с.
6. Pimpl M. $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ – Determination in soils and sediments using crown ether for Ca/Sr – separation // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles. – 1995. – Vol. 194. – № 2. – P. 311-318.
7. Полуектов Н.С., Мищенко В.Т., Каноненко Л.И. и др. Аналитическая химия стронция. – М.: Наука, 1978. – 233 с.

Український науково-дослідний
гідрометеорологічний інститут, Київ

Г. В. Лаптев, Л. С. Пирнач, Т. И. Дывак

Ускоренное определение ^{90}Sr в образцах растительности с использованием метода жидкостно-сцинтилляционной спектрометрии

Представлен метод ускоренного определения ^{90}Sr в образцах растительности путем прямых измерений жидкостно-сцинтилляционным спектрометром радиохимически очищенного препарата ^{90}Sr , обходя длительные процедуры, связанные с накоплением дочернего ^{90}Y . Предложенный метод может быть использован для экспресс-оценки загрязнения территории в условиях аварийного реагирования.

Ключевые слова: метод определения ^{90}Sr , жидкостная сцинтилляция, радиоактивное загрязнение.

G. V. Laptev, L. S. Pirnach, T. I. Divak

The accelerated definition ^{90}Sr in vegetation samples by liquid scintillation spectrometry method

The accelerated method of definition ^{90}Sr in vegetation samples by direct measurements by liquid scintillation spectrometer of the radiochemical cleared preparation ^{90}Sr , bypassing the long procedures connected with accumulation the daughter ^{90}Y , is presented. The offered method can be used for the express - estimations of territory pollution for the emergency reaction conditions.

Keywords: the method of definition ^{90}Sr , liquid scintillation, radioactive pollution.