

## СПЕКТРОМЕТРИЧНЕ ВИЗНАЧЕННЯ ВМІСТУ Cs-137 І Sr-90 У ПОВЕРХНЕВИХ ПРІСНИХ ВОДАХ СУШІ В КОНТЕКСТІ ОЦІНКИ ЇХ ЯКОСТІ ЗА ЕКОЛОГІЧНИМИ КРИТЕРІЯМИ

Представлено аналітичні співвідношення критерію належності води до відповідної категорії забрудненості. Розглянуто випадок, при якому вода є забрудненою радіонуклідами (РН)  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Співвідношення встановлюють функціональні зв'язки між вимірними значеннями питомої активності РН та допустимими рівнями РН у поверхневих прісних водах суші. Параметри методик виконання вимірювання (МВВ), контролю (МВК) і метрологічні характеристики спектрометра виступають в якості змінних величин. Досліджено вплив параметрів МВВ, МВК і характеристик спектрометра на вибір рішення про належність води до відповідної категорії.

Проведено розрахунки очікуваних значень питомої активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Розглянуто випадок спектрометрів СЕБ 01–70 та СЕБ 01–150. Чутливість спектрометрів по РН  $^{137}\text{Cs}$  визначена в межах 0,817–2,310 Бк на пробу. Для кожної категорії забрудненості встановлено мінімально достатні об'єми води, які необхідно використовувати для аналізу вмісту РН. Обґрунтовано неможливість визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у водах 1 та 2 категорії шляхом використання лише зазначених моделей спектрометрів. Значення активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у водах першої та другої категорії може визначатись при сумісному застосуванні бета- і гама-спектрометрів. Для визначення активності  $^{90}\text{Sr}$  у поверхневій воді з незначною активністю РН апропоновано використання режиму керованого обміну катіонів у процесі підготовки лічильного зразка. Стан насиченості іоніту поглинача контролюється у такому випадку через визначення концентрації катіонів Са у воді, яка пройшла поглинач.

Отримані результати є основою для визначення технологічних параметрів процесу спектрометричного вимірювання активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Алгоритм оцінювання вимірних значень активності РН та їх співставлення із значенням допустимого рівня може застосовуватись у випадку інших спектрометрів. Оцінка та визначення технологічних параметрів за такої ситуації проводиться з використанням даних метрологічної атестації спектрометрів. В залежності від поставленої мети дослідження доцільно у випадках низьких рівнів активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  проводити оптимізацію методів та вибору засобів вимірювання.

**Ключові слова:** поверхневі прісні води; критерії екологічного стану; показники радіаційної дії води; визначення радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ ; бета- і гама спектрометрія

**Означення проблеми, її актуальність.** Локальне забруднення території радіонуклідами (РН)  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , через техногенні аварії з плином часу розширяє межі. Явище обумовлено ерозією ґрунту і процесами в атмосфері, зокрема вітровим переносом пилового аерозолу [14]. Підсилюється явище і дією атмосферних опадів. Результатом є потрапляння зазначених РН у незабруднені водні об'єкти. Як наслідок, проходить міграція РН та збільшується радіаційне навантаження в гідроєкосистемі. Низька концентрація у воді РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  не змінює гідрохімічні режими у водному об'єкті. Відзначається, однак, їх біологічний вплив. До теперішнього часу дискутуються питання щодо проявів тривалої дії на організми низьких доз опромінення [2]. Через ефекти акумуляції і заміщення іонів на зависях та у донних відкладеннях РН можуть втручатись у процеси гідробіологічного середовища [7]. Проявом втручання, зокрема, є наявність РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у біоті водосховищ [4,20] та іхтіофауні водойм [10,18,19]. Таким чином дослідження, які направлені на вдосконалення методів визначення низьких рівнів активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у водах суші, представляються актуальними в прикладній радіометрії.

Поряд з РН природного походження наявні у воді  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  створюють загальний фон  $\gamma$ - та  $\beta$ -активності природної води. Величина їх вмісту в одиницях питомої активності є показником, який належить до розділу "Специфічні показники" у основних класифікаціях якості поверхневої води, зокрема у [8]. Зазначені РН відносяться до числа, які включено до комплексного показника якості води. Діапазони змін рівня активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у різних класах чистоти поверхневої води визначено в ряді нормативних документів (НД), наприклад в [11]. Активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  контролюється згідно законодавства і в країнах ЄС, положення якого щодо якості води в контексті

збереження біорізноманіття гідроекосистем відображені в [3]. Таким чином, кількісне встановлення вмісту РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  може бути віднесено до значимої для практики задачі – оцінювання забрудненості води.

**Аналіз попередніх досліджень.** Традиційно, визначення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у поверхневих водах з метою вирішення задач радіаційної гідроекології [7], базується на класичних методах радіохімічного аналізу. Для концентрування РН у їх методиках виконання вимірювань (МВВ) часто використовують іонообмінні смоли. Моніторинг щодо наявності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , накопичення інформації, а також її аналіз та екологічна оцінка якості води, здійснюються підрозділами Управління гідрометеорології ДСНС та Державного агентства водних ресурсів України. При цьому застосовуються галузеві МВВ, основною з яких є [9]. В ній використовують сильнокислотний іоніт КУ 2–8. Закінченням МВВ є процес вимірювання активності РН, який проводиться на установках з малим фоном, типу УМФ–1500М. Використання такої установки забезпечує високу чутливість визначення активності, межа якої за даними технічної документації, наприклад для РН  $^{90}\text{Sr}$ , може досягати значення 0,034 Бк на пробу. Відносна похибка вимірювання становить 20% при довірчій імовірності визначення 0,95. Зазначимо, що галузеві МВВ передбачають використання значних об'ємів води, до 50 дм<sup>3</sup> на один аналіз.

Технічні характеристики спектрометрів типу СЕБ 01–XX забезпечують значення чутливості по РН  $^{90}\text{Sr}$  в межах (0,5–0,8) Бк на пробу за час вимірювання в 7200 с. Такій чутливості декларується похибка вимірювання в 40% при довірчій імовірності 0,95. Зазначена чутливість спектрометричного закінчення в методі адсорбції катіонів на іоніті КУ 2–8 дає можливість застосування спектрометрів для дослідження  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  в задачах гігієнічної експертизи якості питної води. МВВ на основі методу [1] рекомендована для використання в органах санітарного контролю. Згідно її опису, МВВ також можна використовувати для визначення РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у водах підземного, поверхневого та стокового походження. МВВ є зручною у застосуванні в процесі визначення якості та випробування води джерел локального водокористування, які призначені для господарського споживання. Подібні МВВ застосовуються і у випадку використання спектрометрів інших виробників [13].

**Невирішені частини проблеми.** Розширення меж застосування спектрометричної МВВ [1] на визначення забрудненості поверхневих вод  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , можливої її адаптації до задачі встановлення класу та категорії води, потребує додаткових досліджень. До теперішнього часу не є розробленим критерій коректного оцінювання належності забрудненої РН води до відповідної категорії. Не вивчено функціональні зв'язки між характеристиками вимірювального пристрою, технологічними параметрами аналізу, вмістом РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  та допустимими рівнями (ДР) останніх у водах різної категорії. Як наслідок, не оцінено можливості застосування сучасної спектрометричної апаратури до визначення  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у поверхневих водах низької забрудненості. Також потребують вивчення і обмеження, які вносить іоніт поглинача (ІІ) спектрометра. За значних досліджуваних об'ємів води через фіксоване значення ємності ІІ можливе часткове поглинання катіонів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Останнє може спотворити результат аналізу. Зазначимо, що дослідження в означених напрямках методично можливі лише за умов використання підходів, які застосовуються у різних галузях науки і технологій.

**Мета.** Робота присвячена показникам, складовим інтегрального показника якості поверхневої води, а саме питомій активності РН  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Її метою є аналіз характеристик спектрометричної апаратури в контексті її застосування для встановлення значень показників, використання останніх при оцінюванні забрудненості води зазначеними РН. Розгляд обмежено діапазонами забрудненості, які визначені згідно прийнятих класифікацій якості та екологічного стану поверхневих вод.

**Завдання.** Досягнення заявленої в роботі мети передбачає встановлення аналітичних зв'язків у критерії оцінювання, компонентами якого є параметри апаратури, методики виконання контролю (МВК), МВВ, розрахункові технологічні параметри проведення спектрометричного вимірювання. Завдання передбачало і визначення впливу окремих параметрів МВВ та характеристик спектрометра на процедуру прийняття рішення щодо належності води до відповідної категорії забрудненості.

**Основний матеріал, результати, обговорення.** Аналіз стану екосистем водних об'єктів суші, класифікації якості їх води передбачає, що показник активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  є регламентованим, відповідно до класу забруднення води. При його контролі та порівнянні отриманого значення з величиною ДР активності достовірність контролю визначається

оперативною характеристикою, яка визначає умовну імовірність належності води до певного класу забрудненості. Параметрами характеристики є значення оцінки величини питомої активності, або похідної від неї величини, та похибка її вимірювання. У випадку атестованої МВВ, при прийнятті на основі отриманих даних рішення щодо класу і категорії води, допускається застосування окремих параметрів характеристики достовірності МВК. Останні є відомими та використовуються при контролі якості продукції. До них належать:  $P_{\text{баМ}}$  – найбільша імовірність помилкового визнання придатним любого, в дійсності дефектного зразка продукції;  $(\Delta_{\text{хМ}})_{\text{ба}}$  – найбільше можливе відхилення любого зразка, який може помилково визначатись як придатний, а також  $(P_{\text{гр}})_{\text{Мг}}$  – найбільша середня для сукупності придатних зразків продукції імовірність помилкового визнання дефектним, в дійсності придатного зразка.

Параметри оперативної характеристики можна визначити за функціональними зв'язками між ними та похибками вимірювання МВВ і параметрами МВК. Зручно застосувати і графо-аналітичний алгоритм інженерного розрахунку (АІР) [6]. В ньому використовуються нормалізовані величини параметрів МВК. У рамках розгляду задачі встановлення вмісту у воді РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  до них належать: границя поля допуску  $G$  відхилення від номінального значення контрольованої величини питомої активності РН; границя  $G_{\gamma}$  поля контрольного допуску, в межах якої знаходження значення питомої активності гарантовано забезпечує віднесення показника активності води до певної категорії забрудненості. Для характеристики похибки вимірювання МВВ застосовуються: середнє квадратичне відхилення (СКВ), його найбільше значення, або межа допустимого значення. Використовуватися може і довірчий інтервал, який відповідає похибці вимірювання, або межа допустимої похибки вимірювання  $\pm \Delta_p$ , яка відповідає довірчій імовірності 1,0. Для випадку контролю за наявністю РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді величини  $G$ ,  $G_{\gamma}$  та  $\Delta_p$  визначаються в одиницях виміру питомої активності.

Визначаючи величину  $\Delta_p$  врахуємо специфіку програмного забезпечення спектрометрів щодо точності вимірювання. У розрахунках питомої активності РН число цифр у результатах вимірювання, як правило, дорівнює 3. Табличні дані відносно категорій забрудненості води РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  також представлені трьома (або двома) значущими цифрами. Тому можна припускати не суттєву різницю в результатах визначення величини  $\Delta_p$ , якщо замінити імовірність  $P=1,0$  на  $P=0,9999$ . При цьому величина  $\Delta_p$ , співпадає із абсолютною похибкою вимірювання питомої активності  $\Delta A(P)$  (далі  $\Delta(P)$ ), яка перерахована на значення  $P = 0,9999$ . Таким чином, ототожнюючи  $\Delta_p$  та  $\Delta(0,9999)$  при розрахунку  $\Delta_p$  можна застосовувати величини, які відповідають імовірності  $P=0,9999$ .

АІР визначає залежність параметрів оперативної характеристики та похідних величин МВК –  $(G-G_{\gamma})/\Delta_p$  і  $(G_{\gamma}-G_{\beta})/\Delta_p$ . Спектрометричне закінчення у МВВ [1] та процес її виконання дозволяють замінити параметр обмеженого поля допуску  $G_{\beta}$  на значення параметра  $G$ . За допомогою АІР можна знайти величину  $(G - G_{\gamma})/\Delta_p$ , встановити значення  $P_{\text{баМ}}$ ,  $(P_{\text{гр}})_{\text{Мг}}$ , а також похибки визначення –  $(\Delta_{\text{хМ}})_{\text{ба}}$ . АІР є придатним і для вирішення зворотної задачі, а саме за відомими параметрами  $P_{\text{баМ}}$ ,  $(P_{\text{гр}})_{\text{Мг}}$  та похибок їх визначення знаходження відносного значення  $(G - G_{\gamma})/\Delta_p$ . Таким чином встановлюється залежність між  $G$ ,  $G_{\gamma}$  та  $\Delta_p$ , вигляд якої є  $G_{\gamma} + K_A(P_{\kappa}) \cdot \Delta_p = G$ . Тут  $K_A(P_{\kappa})$  – коефіцієнт, який визначається з графіку АІР по заданій величині  $P_{\text{баМ}} = 1,0 - P_{\kappa}$ , де  $P_{\kappa}$  – середнє значення імовірності достовірності контролю. Наприклад, для  $P = 0,90$ ;  $0,95$ ;  $0,99$  значення  $K_A(P_{\kappa})$  становитиме відповідно  $0,46$ ;  $0,61$  та  $0,82$ . У випадку однократних вимірювань зразка води коефіцієнт корекції  $Z(P_{\kappa}, P)$ , який є складовою частиною критерію безпечного вмісту РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , розраховується за рівнянням [15]:

$$Z(P_{\kappa}, P) = K_A(P_{\kappa}) \cdot K_t(P) = K_A(P_{\kappa}) \cdot t(0,9999)/t(P). \quad (1)$$

У співвідношенні (1)  $t(0,9999)$  та  $t(P)$  – значення функції Лапласа для імовірності  $P = 0,9999$  та  $P$  відповідно. Коефіцієнт  $K_A(P_{\kappa})$  визначається через складові параметри АІР. Умовою визначення є трактування параметру  $G$  як відхилення від ДР вимірюного значення активності. Відхилення має бути представлено у нормалізованих координатах як частка інтервальної або точкової оцінки похибки вимірювання, яка відповідає імовірності  $P = 1,0$ . Графіки залежностей параметрів оперативної характеристики, як частину АІР, наведено в [6]. Останнє посилання є основою МВК. В наближенні близького до нормального закону розподілу вимірюваних значень активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  та ряду інших припущень, які зазначені в МВК, нерівність, яка описує безпечний вміст  $^{137}\text{Cs}$ , запишеться як:

$${}^{C_s}K_{\text{Kon}} \cdot [\bar{A}_{C_s}/U_{C_s} + Z(P_{\kappa}, P) \cdot \Delta A_{C_s}(P)/U_{C_s}] \leq 1,0. \quad (2)$$

У співвідношенні (2) через  $U_{Cs}$  позначено ДР  $^{137}Cs$ , через  $^{Cs}K_{Kon}$  – коефіцієнт концентрування відібраного зразка води по масі або об'єму. Величина  $^{Cs}K_{Kon} \cdot \bar{A}_{Cs}$  – вимірне середнє значення питомої активності РН  $^{137}Cs$ ,  $^{Cs}K_{Kon} \cdot \Delta A_{Cs}(P)$  – абсолютна похибка вимірювання середнього значення, яка визначена за довірчої імовірності  $P$ . Аналогічна нерівність може бути записана і по відношенню до РН  $^{90}Sr$ . Позначимо через  $^{Sr}K_{Kon}$  – коефіцієнт концентрування, а  $U_{Sr}$  – ДР РН  $^{90}Sr$ . Через  $^{Sr}K_{Kon} \cdot \bar{A}_{Sr}$  позначимо вимірне середнє значення питомої активності, а через  $^{Sr}K_{Kon} \cdot \Delta A_{Sr}(P)$  – абсолютну похибку вимірювання. Тоді нерівність контролю безпечного вмісту у воді для РН  $^{90}Sr$  набуде вигляду:

$$^{Sr}K_{Kon} \cdot [\bar{A}_{Sr}/U_{Sr} + Z(P_{\kappa}, P) \cdot \Delta A_{Sr}(P)/U_{Sr}] \leq 1,0. \quad (3)$$

Нерівності (2) і (3) показують, що при односторонньому оцінюванні шляхом порівняння значень питомої активності  $^{137}Cs$  і  $^{90}Sr$  з їх ДР, на рішення щодо визначення категорії забрудненості води суттєво впливають метрологічні характеристики спектрометра. Невіддільною частиною МВВ є мінімальне та максимальне значення похибки вимірюваної величини. Загальновідомо, що похибка зростає при наближенні до нижньої межі вимірювання. Тому із зростанням похибки нерівності (2) і (3) можуть виконуватись лише при зменшенні значень добутку  $^{Cs}K_{Kon} \cdot \bar{A}_{Cs}$  та  $^{Sr}K_{Kon} \cdot \bar{A}_{Sr}$ . З цієї причини є актуальним розгляд трансформації критерію контролю при наближенні до межі вимірювання.

Однією з метрологічних характеристик, яка застосовується для прогнозування та опису процесу вимірювання, його коректності є мінімальна вимірювана активність (МВА) РН. Позначимо її через  $^BA$ . Значення  $^BA$  є розрахунковою величиною. Воно встановлюється при визначенні статистичної похибки вимірювання спектрометра. При розрахунку використовують дані про довірку відносну похибку вимірювання  $\delta$ , час вимірювання лічильного зразка  $t$ , ефективність  $\epsilon$  сприйняття детектором випромінювання РН у визначеному енергетичному інтервалі. Величина  $^BA$  залежить і від чинників умов вимірювання, які, як правило, задаються апіорі та величин, які визначаються за результатами експерименту. До останніх відносяться швидкість лічби фонового сигналу  $n_{\phi}$  та  $\epsilon$ . Інформація щодо величини  $^BA$  вноситься виробником спектрометра у технічну документацію. В ній зазначається і вид геометрії вимірювання та густина лічильного зразка. Для решти видів геометрії і густин, які передбачені калібруванням спектрометра, величина  $^BA$  визначається шляхом перерахунку спектру.

Позначимо через  $z(P)$  коефіцієнт узгодження результату з величиною імовірності  $P$ , а через  $D(n_{\phi})$  – дисперсію швидкості лічби фонового сигналу. Тоді для випадку тривалого часу  $t$  можна записати рівняння, яке встановлює зв'язок між величиною  $^BA$ , технологічними параметрами випробування, часом  $t$  та заданою статистичною похибкою  $\delta$ . Його аналітичний вираз має форму:

$$^BA = \{ z(P) \cdot [ \langle n_{\phi} + t \cdot D(n_{\phi}) \rangle ]^{0,5} \} / (\epsilon \cdot \delta \cdot t^{0,5}). \quad (4)$$

Рівняння (4) є основою для знаходження взаємозв'язку між величинами  $^BA$ , значення яких встановлено для одного спектрометра за різних час вимірювання, або при різних похибках  $\delta_n$  і  $\delta_N$ . Так, для двох значень  $^BA_N$  та  $^BA_n$ , які визначені при однакових умовах та часі, маємо:  $^BA_N = ^BA_n \cdot (\delta_n / \delta_N)$ . Це надає можливість розрахунку  $^BA_N$  для відносної похибки вимірювання  $\delta_N$ , коли відома величина  $^BA_n$  та її відносна похибка вимірювання  $\delta_n$ . Проведення розрахунку є необхідним у нестандартних випадках, коли значення  $\delta_n$  при атестації спектрометра не є тотожним значенню похибці, яка визначена, наприклад, в технічних умовах замовника випробування.

Похідну від  $^BA$  метрологічну характеристику спектрометра – мінімальну вимірювану питому активність (МВПА) позначимо через  $^mA$ . Вона, на відміну від  $^BA$ , характеризує вміст РН в одиниці маси чи об'єму. Величина  $^mA$  часто порівнюється з ДР забруднення води РН  $^{137}Cs$  та  $^{90}Sr$ . Значення МВПА при масі лічильного зразка  $m_{пр}$  та у випадку його густині  $\rho = 1,0 \text{ г/см}^3$  розраховується за співвідношенням  $^mA = ^BA/m_{пр}$ . Величина  $^mA$  є складовою частиною співвідношень, які поєднують граничні значення вмісту  $^{137}Cs$  та  $^{90}Sr$  з наявною у воді величиною їх питомої активності.

Важливим для практики випадком є встановлення величини  $^mA$  при зміні часу вимірювання. Припустимо незмінність в часі основних метрологічних та технічних характеристик спектрометра на протязі тривалого періоду. Позначимо через  $^mA_n$  і  $^mA_N$  МВПА, які відповідають часу вимірювання  $t_n$  і  $t_N$ . Підставимо ці величини послідовно у рівняння (4). Тоді отримаємо відоме співвідношення, яке дозволяє встановити значення МВПА для різного часу вимірювання. Його вигляд є наступним:

$$^mA_n / ^mA_N = (t_N / t_n)^{0,5}. \quad (5)$$

При розрахунку величин  ${}^B A$  та  $\delta_n$  використовуються, як експериментальні дані ( $n_\phi$  і  $\epsilon$ ), так і ряд припущень, наприклад, про функцію розподілу вимірюваних значень активності, закон якої, у більшості випадків, є невідомим. Тому результати розрахунку величин  ${}^B A$ ,  $\delta_n$  та  ${}^m A$  не можуть бути точними. Вони наближено характеризують реальну МВПА спектрометра. З цієї причини, нижня межа вимірюваної активності  ${}^n A$ , повинна визначатись з деяким запасом. Можна записати  ${}^n A = {}^m A \cdot {}^m Z$ , де  ${}^m Z$  – коефіцієнт, який враховує неточності розрахунку значення  ${}^m A$ . У фізико-хімічних дослідженнях значення  ${}^m Z$  вибирають для більшості випадків в межах 1,2–1,5. За фізичним змістом величина  ${}^n A$  може бути встановлена лише за виконання умови  ${}^m Z \cdot {}^m A \leq {}^n A$ .

При контролі РН  ${}^{137}\text{Cs}$  та  ${}^{90}\text{Sr}$  у поверхневих водах часто виникає ситуація, коли для кожного із РН наявна активність у воді менша за МВПА спектрометра. Введемо маркування індексами “Cs” належності величин до РН  ${}^{137}\text{Cs}$ , а “Sr” відповідно до РН  ${}^{90}\text{Sr}$ . Значення ДР тоді запишуться як  $U_{Cs}$  та  $U_{Sr}$ . Визначимо відношення МВПА до ДР, а саме  ${}^m A_{Cs}/U_{Cs}$  та  ${}^m A_{Sr}/U_{Sr}$ . В таких позначеннях для відносних похибок  $\delta_{Cs}$  і  $\delta_{Sr}$  та довірчої імовірності  $P$ , з припущенням щодо рівності коефіцієнту  ${}^m Z$  для обох РН, нерівності критерію контролю за безпечним вмістом РН запишуться у вигляді:

$${}^{Cs} K_{Kon} \cdot [{}^m Z \cdot {}^m A_{Cs}/U_{Cs} + {}^m Z \cdot Z(P_\kappa, P) \cdot K(P) \cdot \delta_{Cs} \cdot {}^m A_{Cs}/U_{Cs}] \leq 1,0, \quad (6)$$

$${}^{Sr} K_{Kon} \cdot [{}^m Z \cdot {}^m A_{Sr}/U_{Sr} + {}^m Z \cdot Z(P_\kappa, P) \cdot K(P) \cdot \delta_{Sr} \cdot {}^m A_{Sr}/U_{Sr}] \leq 1,0. \quad (7)$$

У нерівностях (6) та (7) множники  ${}^m Z \cdot K(P) \cdot \delta_{Cs} \cdot {}^m A_{Cs}$  та  ${}^m Z \cdot K(P) \cdot \delta_{Sr} \cdot {}^m A_{Sr}$  з точністю до постійної визначають абсолютну похибку вимірювання МВПА, по аналогії з  $\Delta A_{Cs}(P)$  і  $\Delta A_{Sr}(P)$  відповідно у нерівностях (2) та (3). Коефіцієнт  $K(P)$  вводиться для можливості врахування впливу закону розподілу вимірюваних значень активності РН на похибку вимірювання при зміні значення  $P$ .

Нерівності (2), (3) та (6) і (7) при величині коефіцієнта  ${}^{Cs} K_{Kon} = {}^{Sr} K_{Kon} = 1,0$  дають можливість для кожного із РН встановити співвідношення між максимальними середніми значенням активності, похибкою його вимірювання та величиною ДР. У випадку рівності їх правих та лівих частин легко розрахувати максимальні значення  $\bar{A}_{Cs}$ ,  $\bar{A}_{Sr}$  та  ${}^m A_{Cs}$  і  ${}^m A_{Sr}$ , за перевищення яких критерій безпечного вмісту не виконується. При цьому встановлюється зв'язок між величиною активності РН, МВПА, ДР і коефіцієнтами  ${}^m Z$ ,  $Z(P_\kappa, P)$ ,  $K(P)$  та відносними похибками вимірювання –  $\delta_{Cs}$  і  $\delta_{Sr}$ . Наприклад, для середнього значення  $P_\kappa = 0,95$ , коли  $Z(P_\kappa, P) = 1,21$ , а  $K(P) = 1,1$  [15] для стандартно зазначеної похибки спектрометра СЕБ 01–XX  $\Delta A_{Cs}(P) = \Delta A_{Sr}(P) = 0,25$  отримаємо  $\bar{A}_{Cs}/U_{Cs} = \bar{A}_{Sr}/U_{Sr} = 0,7677$ .

В якості орієнтира для величини допустимих похибок  $\delta_{Cs}$  і  $\delta_{Sr}$  при визначенні показників радіаційної дії для поверхневої води доцільно використати значення, яке прийняте в радіометрії продукції сільського господарства. В ній вміст РН  ${}^{137}\text{Cs}$  і  ${}^{90}\text{Sr}$  корелює з радіаційним навантаженням на довкілля. Похибка вимірювання в таких дослідженнях не перевищує 0,40. Тоді, виходячи з (2) і (3), отримаємо  $\bar{A}_{Cs}/U_{Cs} = \bar{A}_{Sr}/U_{Sr} = 0,6738 \approx 0,67$ . На межі чутливості МВВ, коли  $K(P) \cdot \delta_{Cs} = K(P) \cdot \delta_{Sr} = 0,40$ , при коефіцієнті запасу  ${}^m Z = 1,2$ , згідно (6) і (7) значення  ${}^m A_{Cs}/U_{Cs}$  та  ${}^m A_{Sr}/U_{Sr}$  дорівнюватимуть 0,5615. Збільшення коефіцієнту  ${}^m Z$  до 1,5 зменшує величини  ${}^m A_{Cs}/U_{Cs}$  та  ${}^m A_{Sr}/U_{Sr}$ . Їх значення становитиме 0,4492. Наведені оцінки вказують на придатність запропонованого підходу до оцінювання потенціалу можливостей бета-спектрометрії в задачі визначення ступеню забрудненості РН поверхневих вод.

Ставлення у відповідність категорії забруднення води експериментально отриманих значень питомої активності полягає в розрахунку лівої частини нерівностей (2), (3) або (6) та (7). За величину ДР при цьому послідовно, починаючи з найбільш забрудненої категорії, беруться відповідні нижні значення границі діапазону зміни показників. Категорія забрудненості визначається по найбільшому значенню, яке задовольняє зазначеним нерівностям. Співвідношення (6) і (7) служать також основою для вирішення зворотної задачі. Під нею слід розуміти знаходження коефіцієнтів  ${}^{Cs} K_{Kon}$  і  ${}^{Sr} K_{Kon}$ , при яких за відомих значень  $U_{Cs}$  та  $U_{Sr}$ , характеристик спектрометра –  ${}^m A_{Cs}$ ,  ${}^m A_{Sr}$  та  $\delta_{Cs}$  і  $\delta_{Sr}$ , імовірності  $P_\kappa$  та  $P$ , параметрів МВВ і МВК (коефіцієнти  ${}^m Z$ ,  $Z(P_\kappa, P)$ ,  $K(P)$ ), буде виконуватись рівність правих та лівих частин (6) і (7). Діапазон значень  $U_{Cs}$  та  $U_{Sr}$  вибирається з інтервалу змін питомої активності у відповідній категорії води. Вирішення задачі вимірювання активності  ${}^{137}\text{Cs}$  і  ${}^{90}\text{Sr}$  у всьому інтервалі її зміни в межах категорії забрудненості найбільш доцільне у випадку, коли величини  $U_{Cs}$  та  $U_{Sr}$  співпадатимуть з найменшими значеннями питомої активності з інтервалу її зміни у межах категорії.

Встановлення значення коефіцієнтів  ${}^{Cs} K_{Kon}$  і  ${}^{Sr} K_{Kon}$  дозволяють визначити мінімально необхідні об'єми води  ${}^{Cs} V_{II}$  для РН  ${}^{137}\text{Cs}$  і  ${}^{Sr} V_{II}$  для РН  ${}^{90}\text{Sr}$ , починаючи з яких стає можливим

визначення вмісту РН у вибраній категорії забрудненості. Запропонований підхід реалізовано в задачі співставлення величини питомої активності зазначених РН та ДР їх вмісту у поверхневій воді при екологічних дослідженнях гідроекосистем. При цьому використано класифікацію якості поверхневих прісних вод суші [8]. У ній 5 класів якості води, які поділяються ще на 7 категорій забрудненості. Інтервали змін питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у зазначеній класифікації наведено у табл. 1.

Таблиця 1

**Нижня та верхня межі діапазону зміни питомої активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  для різних класів якості та категорій забрудненості води у одиницях Ку/дм<sup>3</sup> та Бк/дм<sup>3</sup>**

Клас	I	II		III		IV	V
Категорія	1	2	3	4	5	6	7
$^{137}\text{Cs} \cdot 10^{12}$ , Ку/дм <sup>3</sup>	<0,12	0,12–0,25	0,26–0,50	0,51–5,0	5,1–150	160–1500	>1500
$^{137}\text{Cs}$ , Бк/дм <sup>3</sup>	<4,440 · 10 <sup>-3</sup>	(4,440–9,250) · 10 <sup>-3</sup>	(0,9620–1,850) · 10 <sup>-2</sup>	(1,887–18,50) · 10 <sup>-2</sup>	0,1887–5,550	5,920–55,50	>55,5
$^{90}\text{Sr} \cdot 10^{12}$ , Ку/дм <sup>3</sup>	<0,62	0,62–0,75	0,76–0,99	1,0–3,0	3,1–40,0	41,0–90,0	>90,0
$^{90}\text{Sr}$ , Бк/дм <sup>3</sup>	<22,94 · 10 <sup>-3</sup>	(22,94–27,75) · 10 <sup>-3</sup>	(2,812–3,663) · 10 <sup>-2</sup>	(3,700–11,10) · 10 <sup>-2</sup>	0,1147–1,480	1,517–3,330	>3,33

Представлені у табл. 1 в Бк/дм<sup>3</sup> величини питомої активності перераховані з наведених в одиницях Ку/дм<sup>3</sup> з точністю до 4-х значущих цифр. З тотожною або вищою точністю у подальших розрахунках повинні визначатись ДР та характеристики спектрометра. Отримані дані сумісно з інформацією про характеристики спектрометра використано для встановлення величин коефіцієнтів  $^{Cs}K_{Kon}$ ,  $^{Sr}K_{Kon}$  та об'ємів  $^{Cs}V_{II}$  і  $^{Sr}V_{II}$ . Значення  $^{m}A_{Cs}$  і  $^{m}A_{Sr}$  для спектрометра СЕБ 01–70 встановлено експериментально. За рівнянням (5) їх перераховано на час  $t = 21600$  с, який є в тричі більшим за той, який, зазвичай, використовується. Збільшення часу  $t$  забезпечує зменшення величин  $^{m}A_{Cs}$  і  $^{m}A_{Sr}$ . Активність в інтервалах між категоріями визначена як середнє між максимальним її значенням та мінімальним значенням у наступній категорії. У таблиці 2 представлено результати розрахунку коефіцієнтів та об'ємів, а також значення використаних параметрів МВВ і МВК. Дані отримані з врахуванням тієї обставини, що використана в якості ДР величина питомої активності на початку діапазону її зміни у межах відповідної категорії забрудненості визначає кінцеве значення питомої активності в кінці діапазону її зміни у попередній категорії. Це є наслідком запропонованого вище підходу до встановлення величин  $^{m}A_{Cs}$  і  $^{m}A_{Sr}$  виходячи з нерівностей (6) і (7), коли середнє значення величин та похибки їх визначення обмежується фіксованим значенням верхньої межі.

Таблиця 2

**Значення коефіцієнтів  $^{Cs}K_{Kon}$  і  $^{Sr}K_{Kon}$  та об'ємів  $^{Cs}V_{II}$  і  $^{Sr}V_{II}$  у випадку використання спектрометра СЕБ 01–70 для визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді різних категорій забрудненості**

Параметри МВВ і МВК	$m_{II} = 0,01$ кг, $t = 21600$ с, $^{m}A_{Cs} = 81,65$ Бк/дм <sup>3</sup> , $^{m}A_{Sr} = 40,82$ Бк/дм <sup>3</sup> , $^{m}Z = 1,20$ , $Z(P_K, P) = 1,21$ , $K(P) \cdot \delta_{Cs} = 0,40$ , $K(P) \cdot \delta_{Sr} = 0,40$						
Категорія	1	2	3	4	5	6	7
$^{Cs}K_{Kon}$	$3,054 \cdot 10^{-5}$	$6,489 \cdot 10^{-5}$	$1,285 \cdot 10^{-4}$	$1,285 \cdot 10^{-3}$	$3,944 \cdot 10^{-2}$	$3,817 \cdot 10^{-1}$	>0,3817
$^{Cs}V_{II}$ , дм <sup>3</sup>	327,5	154,1	77,82	7,782	0,2535	0,02620	<0,0262
$^{Sr}K_{Kon}$	$3,155 \cdot 10^{-4}$	$3,842 \cdot 10^{-4}$	$5,064 \cdot 10^{-4}$	$1,521 \cdot 10^{-3}$	$2,061 \cdot 10^{-2}$	$4,580 \cdot 10^{-2}$	>0,0458
$^{Sr}V_{II}$ , дм <sup>3</sup>	31,69	26,03	19,75	6,575	0,4852	0,2183	<0,2183
Параметри МВВ і МВК	$m_{II} = 0,03$ кг, $t = 21600$ с, $^{m}A_{Cs} = 76,98$ Бк/дм <sup>3</sup> , $^{m}A_{Sr} = 36,80$ Бк/дм <sup>3</sup> , $^{m}Z = 1,20$ , $Z(P_K, P) = 1,21$ , $K(P) \cdot \delta_{Cs} = 0,40$ , $K(P) \cdot \delta_{Sr} = 0,40$						
Категорія	1	2	3	4	5	6	7
$^{Cs}K_{Kon}$	$5,609 \cdot 10^{-5}$	$1,192 \cdot 10^{-4}$	$2,361 \cdot 10^{-4}$	$2,361 \cdot 10^{-3}$	$7,265 \cdot 10^{-2}$	$7,012 \cdot 10^{-1}$	>0,7012
$^{Cs}V_{II}$ , дм <sup>3</sup>	534,8	251,7	127,1	12,71	0,4129	0,0428	<0,0428
$^{Sr}K_{Kon}$	$6,062 \cdot 10^{-4}$	$7,383 \cdot 10^{-4}$	$9,730 \cdot 10^{-4}$	$2,983 \cdot 10^{-3}$	$3,961 \cdot 10^{-2}$	$8,801 \cdot 10^{-2}$	>0,0808
$^{Sr}V_{II}$ , дм <sup>3</sup>	49,49	40,63	30,83	10,06	0,7575	0,3409	<0,3409

Дані табл. 2 показують, що об'єми, які необхідно використовувати для проведення бета-спектрометричних досліджень РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді перших двох категорій забрудненості, тобто у класах дуже чистої та чистої води, є значно більшими аніж об'єми, які зазвичай використовуються при спектрометричних дослідженнях води, яка призначена для питного водокористування. Так, у

воді категорії 1 при використанні лічильного зразка, маса  $m_{\text{пр}} = 0,01$  кг та часі  $t = 21600$  с, значення  ${}^{137}\text{Cs}V_{\text{п}} = 327,5$  дм<sup>3</sup>, а  ${}^{90}\text{Sr}V_{\text{п}} = 31,69$  дм<sup>3</sup>. Використання зразка із збільшеною до 0,03 кг масою призводить до зростання об'єму  ${}^{137}\text{Cs}V_{\text{п}}$  до 534,8, а  ${}^{90}\text{Sr}V_{\text{п}}$  – до 49,49 дм<sup>3</sup>. З ростом забрудненості зростає величина коефіцієнтів  ${}^{137}\text{Cs}K_{\text{Кон}}$ ,  ${}^{90}\text{Sr}K_{\text{Кон}}$  та зменшується значення об'ємів. Для води категорії 2 ці значення становитимуть відповідно  ${}^{137}\text{Cs}V_{\text{п}} = 154,1$  дм<sup>3</sup>, а  ${}^{90}\text{Sr}V_{\text{п}} = 26,03$  дм<sup>3</sup> при масі лічильного зразка 0,01 кг. Для маси  $m_{\text{пр}} = 0,03$  кг об'єм у випадку РН  ${}^{137}\text{Cs}$  збільшиться до  ${}^{137}\text{Cs}V_{\text{п}} = 251,7$  дм<sup>3</sup>. Для РН  ${}^{90}\text{Sr}$  його значення зростає до  ${}^{90}\text{Sr}V_{\text{п}} = 40,63$  дм<sup>3</sup>. В той же час, згідно МВВ [1], для води, яка призначена для питного водокористування, об'єм при дослідженнях не перевищує 10,0 дм<sup>3</sup>.

У МВВ [1] також приділено увагу контролю за процесом поглинання іонітом поглинач (ІП) спектрометра катіонів  ${}^{137}\text{Cs}$  і  ${}^{90}\text{Sr}$  з досліджуваного об'єму води. Повнота поглинання пов'язана з коректністю визначення активності зазначених РН. Тому оцінимо процес поглинання у випадку спектрометра СЕБ 01–70 та об'ємів, які відповідають воді категорії 1. Обмежимо розгляд хімічного складу води основними катіонами, які за поширеною класифікацією О. Алекіна визначають її хімічні властивості. До них відносяться  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$  і  $\text{Na}^{+}$ . Вплив інших катіонів, як то рідкоземельних і важких металів, врахуємо через введення множника 1,03 у поточні значення концентрації катіонів.

Позначимо молярну концентрацію еквівалента катіонів  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$  і  $\text{Na}^{+}$  відповідно через  ${}^{\text{екв}}C(\text{Ca})$ ,  ${}^{\text{екв}}C(\text{Mg})$ ,  ${}^{\text{екв}}C(\text{K})$  і  ${}^{\text{екв}}C(\text{Na})$ , а через  ${}^{\text{нас}}S(\text{еф})$  – безрозмірний ефективний коефіцієнт насиченості ІП. Через  $\Pi_{\text{ст}}$  позначимо також повну статичну обмінну ємність іоніту, маса якого у ІП є  $m_{\text{пр}}$ . Тоді умова повного поглинання катіонів може бути записана у вигляді нерівності:

$$1,03 \cdot V_{\text{п}} \cdot [{}^{\text{екв}}C(\text{Ca}) + {}^{\text{екв}}C(\text{Mg}) + {}^{\text{екв}}C(\text{K}) + {}^{\text{екв}}C(\text{Na})] \leq {}^{\text{нас}}S(\text{еф}) \cdot \Pi_{\text{ст}} \cdot m_{\text{пр}} \quad (8)$$

Коефіцієнт  ${}^{\text{нас}}S(\text{еф})$  у нерівності (8) є характеристикою обміну. В стані насиченості ІП він відображає результат комбінованої дії сукупності катіонів природної води і водню. Інформація щодо коефіцієнту  ${}^{\text{нас}}S(\text{еф})$  є суттєво важливою при використанні ІП спектрометра у режимі селективного поглинання. Для оцінки ємності ІП знайдемо величину правої частини (8). Обмінна ємність  $\Pi_{\text{ст}}$  згідно результатів випробувань іоніту КУ 2–8 становить величину 4,95 мг-екв/г. Коефіцієнт  ${}^{\text{нас}}S(\text{еф})$  за даними експерименту на модельних розчинах [17] визначено для цього ж іоніту як  ${}^{\text{нас}}S(\text{еф}) = 0,68$ . Тоді для спектрометра СЕБ 01–70 при масі лічильного зразка  $m_{\text{пр}} = 0,01$  кг і  $m_{\text{пр}} = 0,03$  кг отримаємо відповідно значення ємності в 33,66 мг-екв та 100,98 мг-екв. Такими величинами буде обмежено ту кількість катіонів, яка може бути поглинутою ІП з досліджуваного об'єму природної води.

Оцінимо долю катіонів  $F(\text{еф})$ , які є поглинутими ІП. Розглянемо випадок РН  ${}^{137}\text{Cs}$ . Ліва частина нерівності (8) представляє функцію концентрації еквівалента катіонів та об'єму  $V_{\text{п}}$ . Її величина може бути значною. Так, при масі  $m_{\text{пр}} = 0,01$  кг та об'ємі 327,5 дм<sup>3</sup> для річок басейну р. Дунай у Східних Карпатах, вміст катіонів у воді яких вважається низьким, орієнтовно 2,0–4,6 мг-екв/дм<sup>3</sup>, (див. додаток 4 у [12]), навіть за мінімального значення концентрації ліва частина (8) дорівнюватиме 674,6 мг-екв. Позначимо через  ${}^{\text{екв}}C_{\Sigma}(\text{КтО})$  концентрацію еквівалента суми основних катіонів та визначимо  $F(\text{еф})$  як  $F(\text{еф}) = {}^{\text{нас}}S(\text{еф}) \cdot \Pi_{\text{ст}} \cdot m_{\text{пр}} / 1,03 \cdot V_{\text{п}} \cdot {}^{\text{екв}}C_{\Sigma}(\text{КтО})$ . Для зазначеного об'єму тоді отримаємо величину  $F(\text{еф}) = 0,04990$ . Для лічильного зразка масою 0,03 кг значення  $F(\text{еф})$  збільшується до 0,1497. Аналогічні зміни значення  $F(\text{еф})$  відбуватимуться і для інших величин об'єму. Таким чином при вимірюванні активності РН  ${}^{137}\text{Cs}$  є доцільним використання бета-спектрометра, лічильний зразок якого має значну масу ІП. З цієї причини проведено розрахунки коефіцієнтів  ${}^{137}\text{Cs}K_{\text{Кон}}$ ,  ${}^{90}\text{Sr}K_{\text{Кон}}$  та об'ємів  ${}^{137}\text{Cs}V_{\text{п}}$  і  ${}^{90}\text{Sr}V_{\text{п}}$  для іншої моделі спектрометра, а саме СЕБ 01–150. В ньому передбачено використання зразків масою, як  $m_{\text{пр}} = 0,01$  кг, так і  $m_{\text{пр}} = 0,16$  кг. Як і раніше, величини  ${}^m A_{\text{Cs}}$  і  ${}^m A_{\text{Sr}}$  визначені для часу  $t = 21600$  с за даними атестації спектрометра. Параметри розрахунку та отримані результати наведено у табл. 3.

З табл. 3 видно, що у випадку лічильного зразка, маса якого  $m_{\text{пр}} = 0,01$  кг, величина об'ємів  ${}^{137}\text{Cs}V_{\text{п}}$  та  ${}^{90}\text{Sr}V_{\text{п}}$  дещо більша за відповідні об'єми у тотожних категоріях, які наведені у табл. 2 для спектрометра СЕБ 01–70. При цьому, у випадку води категорії 1, значення  $F(\text{еф})$  зменшиться з 0,06045 до 0,04685. Це пов'язано з більшою величиною  ${}^m A_{\text{Cs}}$ . Іншу ситуацію будемо спостерігати при вимірюваннях із зразком масою  $m_{\text{пр}} = 0,16$  кг. Для води категорії 1 значення об'єму  ${}^{137}\text{Cs}V_{\text{п}}$  зростає до 773,6 дм<sup>3</sup>, а значення  $F(\text{еф})$  хоча і збільшується, але лише до  $F(\text{еф}) = 0,4095$ . Через необхідність використання значних об'ємів при аналізі вмісту  ${}^{137}\text{Cs}$  у водах категорій 1 та 2, отримані результати свідчать про неможливість визначення активності РН  ${}^{137}\text{Cs}$  за допомогою лише розглянутих моделей спектрометрів. Таке твердження стосується і застосування для

визначення РН  $^{137}\text{Cs}$  інших моделей бета-спектрометрів, які мають відповідне калібрування та подібні характеристики.

Ряд задач визначення вмісту РН  $^{137}\text{Cs}$  у поверхневих водах низької забрудненості можливо вирішувати методом гама-спектрометрії. Корисність методу в дослідженнях радіаційної безпечності водних об'єктів обґрунтовується, як значною масою лічильного зразка, так і високою чутливістю їх блока детектування до випромінювання гама-спектру  $^{137}\text{Cs}$ . Переважно в гама-спектрометрах допускається використання зразка масою в 1,0 кг. В перерахунку на час 21600 с, відповідно до [5], МВПА –  $^{137}\text{Cs}$  може досягати значення  $0,3674 \text{ Бк/дм}^3$ . Згідно розрахунку, за таких параметрів гама-спектрометра, зокрема СЕГ 001 “АКП–С”–150, та концентрування на іоніт КУ 2–8, у випадку води категорій 1 і 2 величина  $^{137}\text{Cs}K_{Kon}$  становитиме відповідно  $6,786 \cdot 10^{-3}$  та  $1,442 \cdot 10^{-2}$ . Значення об'ємів  $^{137}\text{Cs}V_{II}$  дорівнюватимуть 147,4 та 69,35  $\text{дм}^3$ . Величина  $F(\text{еф})$ , для цих же категорій води при  $^{137}\text{Cs}C_{\Sigma}(\text{КтО}) = 8,0 \text{ мг-екв/дм}^3$  становитиме відповідно 2,771 та 5,890. Представлені дані свідчать про резерви поглинача гама-спектрометра, основою якого є зазначений іоніт. За даними оцінок використання спектрометра зазначеної чутливості при масі іоніту КУ 2–8 у лічильному зразку  $m_{\text{пр}} = 1,0 \text{ кг}$ , забезпечує можливість повного поглинання з води катіонів РН  $^{137}\text{Cs}$  та дослідження їх вмісту у випадках, коли концентрація еквівалента  $^{137}\text{Cs}C_{\Sigma}(\text{КтО})$  у поверхневих прісних водах суші не перевищуватиме  $22 \text{ мг-екв/дм}^3$ .

Таблиця 3

**Значення коефіцієнтів  $^{137}\text{Cs}K_{Kon}$  і  $^{90}\text{Sr}K_{Kon}$  та об'ємів  $^{137}\text{Cs}V_{II}$  і  $^{90}\text{Sr}V_{II}$  у випадку використання спектрометра СЕБ 01–150 для визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у воді різних категорій забрудненості**

Параметри МВВ і МВК	$m_{\text{пр}} = 0,01 \text{ кг}, t = 21600 \text{ с}, ^{137}\text{Cs}A_{Cs} = 105,4 \text{ Бк/дм}^3, ^{90}\text{Sr}A_{Sr} = 49,65 \text{ Бк/дм}^3, ^{137}\text{Cs}Z = 1,20, Z(P_{\text{к}}, P) = 1,21, K(P) \cdot \delta_{Cs} = 0,40, K(P) \cdot \delta_{Sr} = 0,40$						
Категорія	1	2	3	4	5	6	7
$^{137}\text{Cs}K_{Kon}$	$2,366 \cdot 10^{-5}$	$5,028 \cdot 10^{-5}$	$9,958 \cdot 10^{-5}$	$9,958 \cdot 10^{-4}$	$3,056 \cdot 10^{-2}$	$2,958 \cdot 10^{-1}$	$>0,2958$
$^{137}\text{Cs}V_{II}, \text{дм}^3$	422,6	198,2	100,4	10,04	0,3272	0,0338	$<0,0338$
$^{90}\text{Sr}K_{Kon}$	$2,594 \cdot 10^{-4}$	$3,159 \cdot 10^{-4}$	$4,164 \cdot 10^{-4}$	$1,276 \cdot 10^{-3}$	$1,695 \cdot 10^{-2}$	$3,766 \cdot 10^{-2}$	$>0,0377$
$^{90}\text{Sr}V_{II}, \text{дм}^3$	38,55	31,65	24,02	7,835	0,5901	0,2655	$<0,2655$
Параметри МВВ і МВК	$m_{\text{пр}} = 0,16 \text{ кг}, t = 21600 \text{ с}, ^{137}\text{Cs}A_{Cs} = 12,05 \text{ Бк/дм}^3, ^{90}\text{Sr}A_{Sr} = 10,25 \text{ Бк/дм}^3, ^{137}\text{Cs}Z = 1,20, Z(P_{\text{к}}, P) = 1,21, K(P) \cdot \delta_{Cs} = 0,40, K(P) \cdot \delta_{Sr} = 0,40$						
Категорія	1	2	3	4	5	6	7
$^{137}\text{Cs}K_{Kon}$	$2,068 \cdot 10^{-4}$	$4,395 \cdot 10^{-4}$	$8,704 \cdot 10^{-4}$	$8,704 \cdot 10^{-3}$	$2,672 \cdot 10^{-1}$	$2,585 \cdot 10^0$	$>2,585$
$^{137}\text{Cs}V_{II}, \text{дм}^3$	773,6	364,1	183,8	18,38	0,5991	0,0619	$<0,0619$
$^{90}\text{Sr}K_{Kon}$	$1,257 \cdot 10^{-3}$	$1,531 \cdot 10^{-3}$	$2,018 \cdot 10^{-3}$	$6,184 \cdot 10^{-3}$	$8,212 \cdot 10^{-2}$	$1,825 \cdot 10^{-1}$	$>0,1825$
$^{90}\text{Sr}V_{II}, \text{дм}^3$	127,3	104,5	79,29	25,88	1,948	0,8764	$<0,8764$

Розглянемо можливості спектрометричного визначення РН  $^{90}\text{Sr}$  у водах першої та другої категорій забрудненості. Як і раніше, будемо припускати, що параметр  $^{137}\text{Cs}C_{\Sigma}(\text{КтО}) = 8,0 \text{ мг-екв/дм}^3$ . Згідно даних табл. 2 для спектрометра СЕБ 01–70 при  $m_{\text{пр}} = 0,03 \text{ кг}$  у випадку води категорії 1  $V_{II} = 49,49 \text{ дм}^3$ , а для категорії 2 –  $V_{II} = 40,63 \text{ дм}^3$ . По аналогії з проведеним вище розрахунком для води зазначених категорій отримаємо відповідно значення  $F(\text{еф}) = 0,2476$  та  $F(\text{еф}) = 0,3016$ . Використання спектрометра СЕБ 01–150 при  $m_{\text{пр}} = 0,16 \text{ кг}$  забезпечує величину  $F(\text{еф})$  відповідно у 0,5134 та 0,6255. Для води, молярна концентрація  $^{137}\text{Cs}C_{\Sigma}(\text{КтО})$  якої є більшою, значення  $F(\text{еф})$  зменшаться. Так, при  $^{137}\text{Cs}C_{\Sigma}(\text{КтО}) = 12 \text{ мг-екв/дм}^3$  величина  $F(\text{еф})$  дорівнюватиме 0,3420 та 0,4170. З представлених даних випливає, що при проходженні води зазначених вище об'ємів через ІІІ спектрометра частина катіонів не буде поглинута. За такої ситуації нами запропоновано при визначенні  $^{90}\text{Sr}$  спосіб використання ІІІ у режимі керованого обміну. На відміну від МВВ [1], коли повнота поглинання катіонів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  лише контролюється через величину активності додаткового РН  $^{40}\text{K}$ , нижче описується алгоритм застосування розрахункового способу визначення стадії заповнення ІІІ основними катіонами.

Позначимо молярну масу еквівалента суми основних катіонів через  $^{137}\text{Cs}n_{\Sigma}(\text{КтО})$ . Тоді за умови  $1,03 \cdot V_{II} \cdot ^{137}\text{Cs}C_{\Sigma}(\text{КтО}) \geq ^{137}\text{Cs}n_{\Sigma}(\text{КтО}) \cdot \Pi_{\text{ст}} \cdot m_{\text{пр}}$  її величину у воді, яка пропущена через ІІІ спектрометра, можна знайти за рівнянням [16]:

$$^{137}\text{Cs}n_{\Sigma}(\text{КтО}) = 1,03 \cdot V_{II} \cdot ^{137}\text{Cs}C_{\Sigma}(\text{КтО}) - ^{137}\text{Cs}n_{\Sigma}(\text{КтО}) \cdot \Pi_{\text{ст}} \cdot m_{\text{пр}} \quad (9)$$



Застосування рівняння (9) до розрахунку величини  ${}^{екв}\tilde{n}_\Sigma(KtO)$  у випадку різних об'ємів  $V_{II}$  повинно відображати факт заміщення еквівалентів катіонів у III згідно селективності в ряду їх поглинання. Типові зміни у молярних масах еквівалента, катіонному складі у III та воді після обміну, проілюстровано даними таблиці 4. Для їх отримання використано модель розрахунку, в основу якої покладено принцип збереження балансу молярних мас. В якості прикладу використано результати польових досліджень хімічного складу води р. Рось та р. Бутеня [12]. За результатами вимірювання у пункті спостереження м. Корсунь-Шевченківський середньорічна концентрація основних катіонів у р. Рось 2004 року становила:  ${}^{\circ}C(Ca) = 67,0$ ,  ${}^{\circ}C(Mg) = 28,0$ ,  ${}^{\circ}C(K) = 6,0$  і  ${}^{\circ}C(Na) = 27,0$  мг/дм<sup>3</sup> при загальній мінералізації 527 мг/дм<sup>3</sup>. У випадку більшої мінералізації, – води р. Бутеня (пункт спостереження м. Богуслав, Київська область), визначена із застосуванням відомого рівняння  ${}^{\circ}C(Na)/{}^{\circ}C(K) \approx 4,2$  у зимову межень 1996 року концентрація катіонів в мг/дм<sup>3</sup> була наступною:  ${}^{\circ}C(Ca) = 108,0$ ,  ${}^{\circ}C(Mg) = 46,1$ ,  ${}^{\circ}C(K) = 7,2$  і  ${}^{\circ}C(Na) = 30,2$  при величині мінералізації у 673 мг/дм<sup>3</sup>.

Таблиця 4

**Молярна маса еквівалента основних катіонів –  ${}^{екв}\tilde{n}(Kt)$ , їх сукупності –  ${}^{екв}\tilde{n}_\Sigma(KtO)$  у річковій воді, іоніті поглинач та у воді після обміну катіонів –  ${}^{екв}\tilde{n}_\Sigma(KtO-Kt)$  для води р. Рось та р. Бутеня при різних величинах  ${}^H L_v$**

Місце знаходження катіону	Молярна маса еквівалента катіону	р. Рось			р. Бутеня				
		${}^H L_v = 1,000$	${}^H L_v = 1,500$	${}^H L_v = 1,707$	${}^H L_v = 1,000$	${}^H L_v = 1,500$	${}^H L_v = 2,000$	${}^H L_v = 2,400$	${}^H L_v = 2,615$
Молярна маса еквівалента в мг-екв для відповідних значень ${}^H L_v$ .									
Вода з річки	${}^{екв}\tilde{n}(Ca)$	249,84	374,76	426,48	262,91	394,37	525,82	630,98	687,51
	${}^{екв}\tilde{n}(Mg)$	174,01	261,02	297,03	187,04	280,56	374,08	448,90	489,11
	${}^{екв}\tilde{n}(K)$	11,47	17,21	19,58	8,99	13,49	17,98	21,58	23,51
	${}^{екв}\tilde{n}(Na)$	87,55	131,33	149,45	63,93	95,89	127,86	153,43	167,18
	${}^{екв}\tilde{n}_\Sigma(KtO)$	522,87	784,32	892,54	522,87	784,31	1045,7	1254,9	1367,3
Поглинач	${}^{екв}\tilde{n}(Ca)$	249,84	374,76	426,48	262,91	394,37	522,87	522,87	522,87
	${}^{екв}\tilde{n}(Mg)$	174,01	148,11	96,39	187,04	128,50	0,00	0,00	0,00
	${}^{екв}\tilde{n}(K)$	11,47	0,00	0,00	8,99	0,00	0,00	0,00	0,00
	${}^{екв}\tilde{n}(Na)$	87,55	0,00	0,00	63,93	0,00	0,00	0,00	0,00
Вода після обміну катіонів	${}^{екв}\tilde{n}(Ca)$	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,95	108,11	164,64
	${}^{екв}\tilde{n}(Mg)$	0,00	112,91	200,64	0,00	152,36	374,08	448,90	489,11
	${}^{екв}\tilde{n}(K)$	0,00	17,21	19,58	0,00	13,49	17,98	21,58	23,51
	${}^{екв}\tilde{n}(Na)$	0,00	131,33	149,45	0,00	95,89	127,86	153,43	167,18
	${}^{екв}\tilde{n}_\Sigma(KtO-Kt)$	0,00	261,45	369,67	0,00	261,74	522,87	732,02	844,44

Дані табл. 4 отримані способом перетворення зазначених вагових концентрації у форму молярних концентрацій та визначення розрахункового об'єму  $V_v$  через частку від об'єму насичення  ${}^{нас}V_{II}$ . Використано для цього безрозмірний коефіцієнт  ${}^H L_v$  так, що  $V_v = {}^H L_v \cdot {}^{нас}V_{II}$ . Останній об'єм визначається із співвідношення (8) за умови рівності та відомих значень маси  $m_{II}$  та ємності іоніту  $\Pi_{ст.}$ . Далі, при збереженні послідовності катіонів в ряду селективності іоніту та величини суми їх молярних мас, для різних  ${}^H L_v$  розраховується маса еквівалента катіонів у III та воді після обміну.

Наведені в табл. 4 дані розрахунку молярної маси еквівалента основних катіонів та їх сукупності у різних середовищах віддзеркалюють їх значення при варіації об'єму пропущеної через III води. Результати відповідають випадку вимірювань на спектрометрі СЕБ 01–150 при  $m_{II} = 0,16$  кг. Як видно з табл. 4, збільшення об'єму пропущеної через III води, який перевищує об'єм насичення, змінює початкову структуру катіонного складу, як у III, так і у воді після його проходження. Селективність в поглинанні проявляється у витісненні з III в першу чергу катіонів  $Na^+$ , а за ним і  $K^+$  та інших можливих катіонів першої групи періодичної системи, зокрема і катіону  ${}^{137}Cs^+$ . З подальшим надходженням у III з водою нових кількостей катіонів, катіон  $Ca^{2+}$  починає заміщати у III катіони  $Mg^{2+}$ . Катіони  $Ca^{2+}$  потрапляють у воду на виході III лише після повного заміщення катіонів  $Mg^{2+}$ . Якщо процес надходження води у III буде продовжено, то катіон  ${}^{90}Sr^{2+}$  почне витіснятися з III наступним за катіоном  $Ca^{2+}$ . Його замінять катіони металів, які в ряду селективності мають більшу валентність. Таким чином, варіацією об'єму води в процесі

підготовки лічильного зразка до вимірювання активності  $^{90}\text{Sr}$ , можна здійснювати керування складом катіонів у П. При цьому, об'єм використаної води має не перевищувати об'єм, за якого у П ще є присутніми катіони  $\text{Ca}^{2+}$ .

Представлені у формі табл. 4 результати можна використати для попередньої оцінки величини молярної концентрації катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  та  $\text{Mg}^{2+}$ . Встановивши критерій достатньої наявності катіону  $\text{Ca}^{2+}$  у воді після обміну по відношенню до його кількості у досліджуваній воді, можна шляхом контролю за вмістом  $\text{Ca}^{2+}$  гарантувати наявність РН  $^{90}\text{Sr}^{2+}$  у лічильному зразку. Результати також визначають необхідний діапазон, чутливість та точність експериментального контролю за концентрацією катіонів  $\text{Ca}^{2+}$ . Згідно даних табл. 4 для випадку води р. Рось катіони  $\text{Ca}^{2+}$  не повинні бути присутні у воді після обміну на П спектрометра при двох використаних для розрахунку об'ємах –  $1,500 \cdot \text{нац}V_{\text{п}}$  та  $1,707 \cdot \text{нац}V_{\text{п}}$ . Молярна концентрація катіону  $\text{Ca}^{2+}$  у випадку р. Бутеня для об'ємів  $2,400 \cdot \text{нац}V_{\text{п}}$  та  $2,615 \cdot \text{нац}V_{\text{п}}$  становитиме відповідно 0,925 та 1,293 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Визначення зазначених концентрацій потребує застосування у випадку природних вод МВВ  $\text{Ca}^{2+}$  з підвищеною чутливістю визначення, наприклад тих, які використовуються при дослідженнях хімічного складу атмосферних опадів.

Проведений аналіз та представлені вище результати вказують на можливості застосування спектрометрів бета- та гама-випромінювання для визначення РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у прісних поверхневих водах суші. Недоліками при цьому можна вважати збільшення часу вимірювання та мінімально необхідних об'ємів води. Останні у 2–3 рази перевищують об'єми, які, зазвичай, використовуються у радіохімічному аналізі зазначених РН. Однак переваги спектрометричного визначення, в першу чергу простота підготовки лічильного зразка та можливість одночасного отримання інформації щодо інших природних РН, є очевидними. Тому розширення сфери застосування спектрометрів на дослідження водних об'єктів, показників радіаційної дії їх води, видається привабливим та перспективним.

**Висновки.** Представлені в роботі результати обґрунтовують наступні положення:

1. Використання теорії оперативної характеристики випробування та її практичного надбання дало можливість встановити аналітичні співвідношення для критерію належності забрудненої  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  поверхневої води до відповідної категорії. Складовою частиною співвідношень є параметри МВВ, МВК та метрологічні характеристики спектрометра. Визначено зв'язки між вимірними значеннями питомої активності зазначених РН та ДР їх активності. Використання класифікації екологічного стану поверхневих вод суші та значень метрологічних характеристик для трьох моделей спектрометрів (СЕБ 01–70, СЕБ 01–150 та СЕГ 001 “АКП–С”–150), дозволило визначити мінімальні об'єми води, які необхідні для аналізу вмісту РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у водах різних категорій забрудненості.

2. Аналіз обмежень на визначення активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у поверхневих водах показав, що однією з їх причин є властивості іоніту, які визначають характеристики П спектрометра. Зокрема коректне визначення величини ємності П потребує введення параметру – ефективного коефіцієнту насиченості іоніту. Отримані результати дозволяють оцінити вплив обмежень, які визначаються характеристиками іоніту КУ 2–8, на величину мінімально необхідного об'єму. Обґрунтовано неможливість визначення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у водах 1 та 2 категорій за використання лише розглянутих моделей бета-спектрометрів. Зроблено висновок про доцільність досліджень активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у поверхневих прісних водах двох перших категорій забрудненості шляхом сумісного застосування обох типів спектрометрів. Запропоновано у такому випадку при визначенні вмісту  $^{90}\text{Sr}$  на етапі підготовки лічильного зразка використання режиму керованого обміну катіонів.

3. Виконані дослідження та отримані на їх основі результати забезпечують можливості визначення технологічних параметрів процесу спектрометричного вимірювання активності РН  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . По встановленим в результаті атестації метрологічним характеристикам, за представленим в даній роботі алгоритмом оцінювання активності РН та її співставлення з величиною ДР можна встановити значення мінімально необхідних об'ємів, часу та виду геометрії вимірювання для реальних умов експлуатації спектрометрів. В залежності від поставленої мети дослідження у цьому випадку можна провести оптимізацію методів та засобів вимірювання.

4. Цінність для практики представлених результатів полягає не тільки у твердженні щодо можливостей застосування спектрометрів при встановленні показників радіаційної дії для прісних поверхневих вод суші. Вони торкаються і питань вдосконалення методів та засобів оцінювання якості води. Дослідження зорієнтовані на питання застосування вимірних величин питомої

активності. Запропонований підхід віднесення значень активності РН до відповідної категорії забрудненості може бути адаптований для ряду інших показників класифікації екологічного стану води. Особливий інтерес отримані результати становлять для моніторингу, експертизи, прогнозування, досліджень фонові забрудненості гідроекосистем, в першу чергу на територіях природно-заповідного фонду.

### Література

- 1 Активність бета-випромінних радіонуклідів у лічильних зразках водних об'єктів. Методика виконання вимірювань з використанням бета-спектрометрів і програмного забезпечення AKWin / В.В. Бабенко, А.Г. Ісаєв, О.Ф. Рудик, Ю.С. Христенко, М.Я. Циганков. – К.: НВП «АКП», 2003. – 36 с.
- 2 Амїразян С.А. Низькі дози радіації: наукова полеміка або конфронтація поглядів / С.А. Амїразян, Е.Б. Радзішевська, Н.О. Гордієнко // Український Радіологічний Журнал. – К.: Інститут медичної радіології. – 2016. – Том 24, Вип. 3. – С. 36–41.
- 3 Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС : Основні терміни та їх визначення (офіційний переклад). – К. : Консорціум компаній RODECOVERSeau–WRc, 2006. – 244 с.
- 4 Волкова Е. Н. Отмирание воздушно-водных растений как фактор миграции <sup>137</sup>Cs в водоемах. / Е.Н. Волкова, В.В. Беляев, С.П. Пришляк, А.А. Пархоменко // Ядерна фізика та енергетика. Науковий журнал.– 2018. – Том 19, № 1. – С. 56–62.
- 5 Все для измерения ионизирующего излучения. Каталог. – К.: НВП «АКП», 2004. – 100 с.
- 6 Государственная система обеспечения единства измерений. Результаты и характеристики погрешности измерений. Способы использования при испытаниях образцов продукции и контроле их параметров: МИ 1317–86.– М: Издательство стандартов, 1986. – 31 с
- 7 Гудков І. М., Гайченко В. А., Кашпаров В. О., Кутлахмедов Ю. О., Гудков Д. І., Лазарев М. М. Радіоекологія. Видання друге доповнене: навч. посібник. – Херсон: Олді Плюс, 2013. – 467 с.
- 8 Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / [А.В. Грищенко, О.Г. Масенко, Г.А. Вертиченко та ін.]. – Харків: Укр. НДІ ЕП. – 2012. – 37 с.
- 9 Методичні рекомендації для ведення спостережень за радіоактивним забрудненням навколишнього середовища / За ред. О.В. Войцеховича, В.В. Канівця. – К.: Укр НДГМІ, 2001. – 218 с.
- 10 Мирзоева Н.Ю. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской атомной станции для водоёмов Украины (от водоёма-охладителя ЧАЭС до Чорного моря в период 1986–2008 гг. / Н.Ю. Мирзоева // Наукові праці. Техногенна безпека. – 2010. – Вип. 126, Том 139. – С. 58-63.
- 11 Охорона навколишнього природного середовища та раціонального використання природних ресурсів. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод в системі Мінекоресурсів. Методика. КНД 211.1.1.106- 2003.– Затверджено наказом № 89-М від 04.06. 2003 р.
- 12 Польові та лабораторні дослідження хімічного складу води річки Рось: навчальний посібник / В.К. Хільчевський, В.М. Савицький, Л.А. Красова, О.М. Гончар; за ред. В.К. Хільчевського. – К.: Видавничо-поліграфічний центр “Київський університет”, 2012. – 143 с.
- 13 Радиационный контроль питьевой воды. Методические рекомендации. – М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2000. – 17 с.
- 14 Радіоекологія / [Ю.Г. Масікевич, В.П. Шапорев, В.Ф. Моїсєєв та ін.]. – Чернівці: Місто, 2018. – 450 с.
- 15 Сінченко В.Г. Про коефіцієнт корекції в критерії безпечності радіонуклідів Cs-137 і Sr-90 в контексті достовірності спектрометричного контролю за їх вмістом в сільськогосподарській і харчовій продукції та питній воді // Сучасні проблеми збалансованого природокористування: зб. наук. праць Подільського аграрно-техн. ун- ту за матеріалами VII наук.-практ. конф., листопад 20112. – Кам.-Подільський: Каліграф, 2012. – С. 97–101.
- 16 Сінченко В.Г. Деякі аспекти теорії інженерного розрахунку поглинача на основі іоніту КУ 2–8 для моніторингових досліджень показників якості та безпечності води з джерел локального водокористування / В.Г. Сінченко // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. – Івано-Франківськ: Видавництво ІФНТУНГ. – 2016. – № 2(14). – С. 73– 86.
- 17 Сінченко В.Г. Про ємність поглинача на основі іоніту КУ 2–8 для моніторингових досліджень складу катіонів у водних ресурсах оточуючого середовища / В.Г. Сінченко,

Г.П. Тарасенко, Л.В. Хрикова // Матеріали міжн. наук.-практ. конф. ЕКОГЕОФОРУМ–2017. «Актуальні проблеми та інновації» (Івано-Франківськ, 22–25 березня 2017 року); Мін.-во освіти і науки, Івано-Франківський нац. техн. ун-т нафти і газу. – Івано-Франківськ: вид. ІФНТУНГ, 2017. – С. 92–94.

18 Хомутинин Ю. В. Зависимость коэффициентов накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  рыбой от содержания калия и кальция в воде пресноводного водоема / Ю.В. Хомутинин, В.А. Кашпаров, А.В. Кузьменко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2011. Том 51, № 3. – С. 374–384.

19 Gudkov D. I., Shevtsova N. L., Pomortseva N. A., Dzyubenko E. V., Kaglyan A. E., Nazarov A. B. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 151, 2016. – P. 438–448.

20 Prishlyak S. P., Belyaev V. V., Volkova Ye. N., Parkhomenko A. A., Savittskiy A. L. Regularities of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation in above-ground and underground phytomass of helophytes. *Hydrobiological Journal*. – 2015. – Vol. 51, Iss. 6. – P. 68–74.

**V. Sinchenko**

*L.I. Medved's research center of preventive toxicology, food and chemical safety, Ministry of Health, Ukraine (State Enterprise), Kyiv*

## SPECTROMETRIC DETERMINATION OF Cs-137 AND Sr-90 CONTENT IN INLAND SURFACE FRESH WATERS IN TERMS OF THEIR QUALITY ASSESSMENT ACCORDING TO ECOLOGICAL CRITERIA

The analytical relations of rating water by pollution categories are presented. The case of water contamination with radioactive nuclides  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  was considered. The relations establish the functional relationships between the measured values of radionuclide specific activity and permissible radionuclide levels in the inland surface fresh waters. The parameters of measurement procedures (MP) and control procedures (CP) and metrological characteristics of the spectrometer were used as variables. The influence of MP and CP parameters and spectrometer characteristics on assigning water to the corresponding category was investigated.

The expected values of the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  were calculated. The case of SEB 01–70 and SEB 01–150 spectrometers was considered. The sensitivity of spectrometers to  $^{137}\text{Cs}$  was determined within the range of 0.817–2.310 Bq per sample. The minimum water quantity that can be used to analyze the radionuclide content was determined for each pollution category. The impossibility of determining the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  in waters of Categories 1 and 2 by using only these spectrometer models was substantiated. The activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in waters of Categories 1 and 2 can be determined by the combined use of beta and gamma spectrometers. To determine the activity of  $^{90}\text{Sr}$  in surface water with low radionuclide activity, it was proposed using the controlled cation exchange mode in the preparation of load. In this case, the saturation state of the absorber ionite is controlled by determining the concentration of Ca cations in the water that has passed through the absorber.

The obtained results are the basis for determining the technological parameters of spectrometric measurement of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  activity. The algorithm for assessing the measured values of radionuclide activity and comparing them with the permissible levels can be used for other spectrometers. In such a situation, the assessment and determination of technological parameters is carried out using the data of the metrological certification of spectrometers. Depending on the purpose of study, in cases of low activity levels of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$ , it is also advisable to optimize the methods and choice of measuring means.

**Key words:** surface fresh waters; ecological status criteria; indicators of the radiation effect of water; determining the radioactive nuclides  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$ ; beta and gamma spectrometry.

### References

1 Aktyvnist beta-vyprominnykh radionuklidiv u lichylnykh zrazkakh vodnykh obektiv. Metodyka vykonannya vymiriuvan z vykorystanniam beta-spektro-metriv i prohramnoho zabezpechennia AKWin / V.V. Babenko, A.H. Isaiev, O.F. Rudyk, Y.S. Khrystynko, M.Ia. Tsyhankov.– K.: NVP "AKP", 2003.– 36 s.

2 Amirazian S.A. Nyzki dozy radiatsii: naukova polemika abo konfrontatsiia pohliadiv / S.A. Amirazian, E.B. Radzishevskya, N.O. Hordiienko // Ukrainskyi Radiolohichniy Zhurnal. – K.: Instytut medychnoi radiolohii. – 2016. – Tom 24, Vyp. 3. – S. 36–41.

- 3 Vodna Ramkova Dyrektyva YeS 2000/60/IeC : Osnovni termyny ta yikh vyznachennia (ofitsiinyi pereklad). – K. : Konsortsium kompanii RODECOVERSeau–WRC, 2006. – 244 s.
- 4 Volkova E. N. Otmiranie vozdušno-vodnykh rastenii kak faktor mihratsii  $^{137}\text{Cs}$  v vodoemakh. / E.N. Volkova, V.V. Beliaev, S.P. Pryshliak, A.A. Parkhomenko // Yaderna fizyka ta enerhetyka. Naukovyi zhurnal. – 2018. – Tom 19, № 1. – S. 56–62.
- 5 Vse dlia izmereniia ioniziruiushcheho izluchenyia. Kataloh. – K.: NVP “AKP”, 2004. – 100 s.
- 6 Hosudarstvennaia sistema obespecheniia edinstva izmerenii. Rezultaty i kharakterystyki pohreshnosti izmerenii. Sposoby ispolzovaniia pri ispytaniakh obraztsov produktsii i kontrole yikh parametrov: MY 1317–86.– M: Izdatelstvo standartov, 1986. – 31 s.
- 7 Hudkov I. M., Haichenko V. A., Kashparov V. O., Kutlakhmedov Yu. O., Hudkov D. I., Lazariiev M. M. Radioekolohiia. Vydannia druhe dopovnene: navch. posibnyk. – Kherson: Oldi Plius, 2013. – 467 s.
- 8 Metodyka ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevyykh vod za vidpovidnymy katehoriiamy / [A.V. Hryshchenko, O.H. Masenko, H.A. Vertychenko ta in.]. – Kharkiv: Ukr. NDI EP, 2012. – 37 s.
- 9 Metodychni rekomendatsii dlia vedennia sposterezhen za radioaktyvnym zabrudnenniam navkolyshnoho seredovyscha / Red. O. Voitsekhovycha, V. Kanivtsia. – K.: Ukr NDHMI, 2001.– 218 s.
- 10 Mirzoeva N.Iu. Radioekologicheskie posledstviia avarii na Chernobylskoi atomnoi stantsii dlia vodoemov Ukrainy (ot vodoema-okhladitelia ChAES do Chornoho moria v period 1986 – 2008 hh. / N.Iu. Mirzoeva // Naukovi pratsi. Tekhnohenna bezpeka. – 2010. –Vyp. 126, Tom 139. – S. 58–63.
- 11 Okhrona navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha ta ratsionalnoho vykorystannia pryrodnykh resursiv. Orhanizatsiia ta zdiisnennia sposterezhen za zabrudnenniam poverkhnevyykh vod v systemi Minekoresursiv. Metodyka. KND 211.1.1.106- 2003.– Zatverdzheno nakazom № 89-M vid 04.06. 2003 r.
- 12 Poliovi ta laboratorni doslidzhennia khimichnoho skladu vody richky Ros: navchalnyi posibnyk / V.K. Khilchevskiy, V.M. Savytskyi, L.A. Krasova, O.M. Honchar; za red.. V.K. Khilchevskoho. – K.: Vydavnycho-polihrafichnyi tsentr “Kyivskiy universytet”, 2012. – 143 s.
- 13 Radiatsyonnyi kontrol pitievoi vody. Metodicheskie rekomendatsi. – M.: Federalnyi tsentr hossanepidnadzora Minzlrava Rosii, 2000. – 17 s.
- 14 Radioekolohiia / [Yu.H. Masikevych, V.P. Shaporiev, V.F. Moisieiev ta in.]. – Chernivtsi: Misto, 2018. – 450 s.
- 15 Sinchenko V.H. Pro koefitsient korektsii v kryterii bezpechnosti radionuklidiv Cs-137 i Sr-90 v konteksti dostovirnosti spektrometrychnoho kontroliu za yikh vmistom v silskohospodarskii i kharchovii produktsii ta pytnii vodi// Suchasni problemy zbalansovanoho pryrodokorystuvannia: zb. nauk. prats Podilskoho ahrarno-tekhn. Un- tu za materialamy VII nauk.-prakt. konf., lystopad 20112. – Kam.-Podilskiy: Kalihraf, 2012. – S. 97–101.
- 16 Sinchenko V.H. Deiaki aspekty teorii inzhenernoho rozrakhunku pohlynacha na osnovi ionitu KU 2–8 dlia monitorynhovykh doslidzhen pokaznykiv yakosti ta bezpechnosti vody z dzherel lokalnoho vodokorystuvannia / V.H. Sinchenko // Ekolohichna bezpeka ta zbalansovane resursokorystuvannia. Ivano-Frankivsk: Vydavnytstvo IFNTUNH, 2016. – № 2(14). – S. 73– 86.
- 17 Sinchenko V.H. Pro yemnist pohlynacha na osnovi ionitu KU 2–8 dlia monitorynhovykh doslidzhen skladu kationiv u vodnykh resursakh otochuiuchoho seredovyscha / V.H. Sinchenko, H.P. Tarasenko, L.V. Khrykova // Materialy mizhn. nauk.-prakt. konf. EKOHEOFORUM–2017. «Aktualni problemy ta innovatsii» (Ivano-Frankivsk, 22–25 bereznia 2017 roku); Min.-vo osvity i nauky, Ivano-Frankivskiy nats. tekhn. un-t nafty i hazu. – Ivano-Frankivsk: vyd. IFNTUNH, 2017. – S. 92–94.
- 18 Khomutinin Yu. V. Zavisymost koeffytsientov nakopleniia  $^{137}\text{Cs}$  y  $^{90}\text{Sr}$  ryboi ot sodержaniia kaliia i kaltsiia v vode presnovodnoho vodoema / Yu.V. Khomutinin, V.A. Kashparov, A.V. Kuzmenko // Radiatsyonnaia biologii. Radioekologii. – 2011. – Tom 51, № 3. – S. 374–384.
- 19 Gudkov D. I., Shevtsova N. L., Pomortseva N. A., Dzyubenko E. V., Kaglyan A. E., Nazarov A. B. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. Journal of Environmental Radioactivity. – 2016. – Vol. 151. – P. 438–448.
- 20 Prishlyak S. P., Belyaev V. V., Volkova Ye. N., Parkhomenko A. A., Savittskiy A. L. Regularities of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation in above-ground and underground phytomass of helophytes. Hydrobiological Journal. – 2015. – Vol. 51, Iss. 6. – P. 68–74.