

ЯДЕРНІ ТА РАДІАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ

Науково-виробничий журнал

NUCLEAR AND RADIATION TECHNOLOGIES

Scientific and Industrial Journal

Журнал засновано у квітні 2001 року

Том 6 (№ 3–4)

Київ 2006

Науковий, науково-виробничий журнал “Ядерні та радіаційні технології” публікує роботи з ядерної фізики, радіаційного матеріалознавства та радіаційної фізики.

У журналі публікуються статті, які є завершеними роботами, що містять нові результати теоретичних та експериментальних досліджень і становлять інтерес для наукових співробітників, службовців та працівників ядерно-енергетичної галузі.

Статті приймаються до друку українською, російською та англійською мовами.

Scientific and technical journal “Nuclear & Radiation Technologies” publishes original articles on nuclear physics, radiation materials testing and radiation physics.

Articles published in journal are completed ones containing new results of both theoretical and experimental studies and are of interest for scientific researchers and staff of nuclear energy industry.

Articles in Ukrainian, Russian and English are accepted.

ЗАСНОВНИКИ:

Державний науково-інженерний центр систем контролю та аварійного реагування (ДНІЦ СКАР) Мінпаливенерго України та Українське ядерне товариство

Редакційна колегія / Editorial Board

Головний редактор – Л.Л. Литвинський, д.ф.-м.н.

Заступник головного редактора – С.В. Барбашев, к.ф.-м.н.

Відповідальний секретар редколегії – Л.В. Горбиць

В.К. Бронніков	О.М. Масько	– к.х.н.
М.М. Давидов	Г.М. Новосьолов	– к.ф.-м.н.
Е.Я. Епік – к.т.н., професор	Є.М. Письменний	– д.т.н., професор
О.Ю. Зенюк	Г.І. Применко	– д.ф.-м.н., професор
І.М. Каденко – д.ф.-м.н., професор	Г.О. Прокопєць	– д.ф.-м.н., професор
Л.О. Коздоба – д.т.н., професор	О.А. Пуртов	– к.ф.-м.н.
І.О. Корж – д.ф.-м.н.	В.А. Пшеничний	– к.ф.-м.н.
В.М. Куц – к.ф.-м.н.	П.М. Русінко	
Т.С. Ласиця – к.м.н.	О.Є. Смишляєв	
А.С. Мазуренко – д.т.н., професор	В.В. Харченко	– д.т.н.

Друкується за постановою науково-технічної ради ДНІЦ СКАР (№ 14 від 18.10.07)

Журнал зареєстровано у Вищій атестаційній комісії України
постоною президії ВАК № 2-05/1 від 19 січня 2006 р.

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації
Сер. КВ № 5079 від 25 квітня 2001 р.

Адреса редакції: / Editor's address:

04213, м. Київ-213

пр-т Героїв Сталінграду, 64/56

Державний науково-інженерний центр
систем контролю та аварійного
реагування

Тел.: (044) 411-03-96

Факс: (044) 411-92-70

E-mail: nrt @dnic.kiev.ua

04213, Kyiv-213

Geroiv Stalalngradu, 64/56

State Scientific Engineering Center
of Control Systems and Emergency
Response

Tel.: (044) 411-03-96

Fax: (044) 411-92-70

E-mail: nrt @dnic.kiev.ua

ВИДАВЕЦЬ:

ДНІЦ СКАР Мінпаливенерго України

04213, м. Київ, пр-т Героїв Сталінграду, 64/56. Тираж 100. Ціна вільна.

Випуск віддруковано в друкарні ТОВ НТВ “Кийпрессервіс”

©“ДНІЦ СКАР”

©“Українське ядерне товариство”

ЗМІСТ

В.А. Пшеничний Особливості обробки результатів вимірів кутових розподілів розсіяння на фільтрованих нейтронних пучках	
В.А. Пшеничный Особенности обработки результатов измерений угловых распределений рассеяния на фильтрованных нейтронных пучках	
V.A. Pshenichniy The special feature of processing of the angular distribution of scattering neutrons for filtered beams.....	5
І.П. Дряпаченко, Л.П. Кацубо, Г.М. Козеряцка, Е.М. Можжухін Прискорення іонів азоту в тандемі ЕГП –10К	
И.П. Дряпаченко, Л.П. Кацубо, Г.Н. Козерацкая, Э.Н. Можжухин Ускорение ионов азота в тандеме ЭГП-10К	
I.P. Dryapachenko, L.P. Katsubo, G.M. Kozeryatska, E.M. Mozzhukhin Acceleration of nitrogen ions in EGP-10K tandem.....	21
А.П. Лашко, Т.М. Лашко Ефективність використання гамма-спектрометрії для реєстрації низьких питомих активностей америцію-241 в об'єктах радіологічного контролю	
А.П. Лашко, Т.Н. Лашко Эффективность использования гамма-спектрометрии для регистрации низких удельных активностей америция-241 в объектах радиологического контроля	
A.P. Lashko, T.N. Lashko Gamma-ray spectrometry efficiency for detection of low specific activity of americium-241 in objects under radiological monitoring.....	31
С.В.Барбашев Теоретичні підходи до забезпечення екологічної безпеки ядерних установок	
С.В.Барбашев Теоретические подходы к обеспечению экологической безопасности ядерных установок	
S.V.Barbashev Theoretical approach for provision of ecological safety of nuclear installations.....	47
Г.М. Пшинко, Л.М. Спасьонова, О.М. Масько Очистка гумусвісних радіоактивно забруднених вод	
Г.Н. Пшинко, Л.Н. Спасенова, А.Н. Масько Очистка гумуссодержащих радиоактивно загрязненных сточных вод	
G.N. Pshinko, L.N. Spasonova, O.N. Masko Purification of humic-contaminated radioactive sludge waters.....	52
І.А. Ковальчук, В.Ю. Тобілко, Л.М. Спасьонова, Б.Ю. Корнілович Оцінка екологічного стану природних водойм з використанням мікроорганізмів	
И.А. Ковальчук, В.Ю. Тобилко, Л.Н. Спасенова, Б.Ю. Корнилович Оценка экологического состояния природных водоемов с использованием микроорганизмов	
I.A. Kovalchuk, V.Yu. Tobilko, L.N. Spasonova, B.Yu. Kornilovych Estimation of the ecological state of natural reservoirs with the use of microorganisms.....	61

П.М. Ворона, І.Е. Ісакас, В.О. Шустов Оптимізація нейтронно-фізичних параметрів дослідницького реактора для експериментальних досліджень нейтронних перерізів радіоактивних ядер	
П.Н. Ворона, И.Э. Исакас, В.А. Шустов Оптимизация нейтронно-физических параметров исследовательского реактора для экспериментальных исследований нейтронных сечений радиоактивных ядер	
P. Vorona, I. Isakas, V. Shustov Optimization of the neutron-physical parameters of the research reactor for the experimental investigation of neutron cross section of radioactive nuclei.....	67
С.І. Азаров, Г.А. Сорокін Застосування імовірнісного методу для оцінки ризику вразливості АЕС при падінні літака	
С.И. Азаров, Г.А. Сорокин Применение вероятностного метода для оценки риска уязвимости АЭС при падении самолета	
S.I. Azarov, G.A. Sorokin Application of probabilistic method for estimation of risk of vulnerability of nuclear power-station at falling of airplane.....	73
М.О. Гущина, М.А. Прялін, О.Б. Торганова Застосування анкетування як елементу громадського аудиту соціальної відповідальності підприємств атомної енергетики	
М.О. Гущина, М.А. Прялин, О.Б. Торганова Применение анкетирования как элемента общественного аудита социальной ответственности предприятия атомной энергетики	
M.O. Guschina, M.A. Pryalin, O.B. Torganova Use of a Questionnaire Design as an element of Nuclear Energy Generating Enterprises Social Responsibility Public Audit.....	86
Реферати опублікованих статей.....	94

УДК 539.125.5

ОСОБЛИВОСТІ ОБРОБКИ РЕЗУЛЬТАТІВ ВИМІРІВ КУТОВИХ РОЗПОДІЛІВ РОЗСІЯННЯ НА ФІЛЬТРОВАНИХ НЕЙТРОННИХ ПУЧКАХ

В.А. Пшеничний (ДНІЦ СКАР, м. Київ)

В роботі узагальнені підходи в дослідженні та обробці результатів кутових вимірів розсіяних нейтронів з метою визначення вкладів різних орбітальних моментів в переріз розсіяння.

ВСТУП

На Київському дослідницькому атомному реакторі ВВР-М налаштовані нейтронні фільтри в діапазоні енергій від 2 кеВ до 144 кеВ. Останнім часом створено дві установки для вивчення кутових розподілів розсіяних нейтронів, на яких будуть використовуватися квазімонохроматичні нейтрони вказаного діапазону [1].

Виникла нагальна потреба осмислити та узагальнити підходи математичної моделі в обробці результатів вимірів кутових розподілів розсіяння нейтронів та трактування отриманих результатів. Такий напрямок роботи потрібен для відпрацювання раціональної методики вимірів на атомному реакторі з фільтрованими нейтронними пучками.

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Пропозиція щодо використання інтерференційних мінімумів між потенційним та резонансним розсіяннями в повному перерізі взаємодії нейтронів з ядрами для формування квазімонохроматичних пучків нейтронів виникла на початку 60-х років минулого століття [2]. Незабаром вже були апробовані фільтри зі Sc, Fe, Si, які дали можливість сформувати нейтронні пучки з енергіями 2, 25, 53, 144 кеВ. Різноманітні за енергіями та достатньої інтенсивності пучки для вимірювання перерізів розсіяння почали інтенсивно використовуватись в середині 70-х років як в Україні [3, 4], так і в США [5]. Ці роботи дали початковий досвід в постановці експерименту та обробці результатів вимірів кутових розподілів розсіяння нейтронів на квазімонохроматичних пучках. В Києві, під керівництвом професора Вадима Павловича Вертебного, визначались перерізи розсіяння ядер в рідкоземельній області та для урана-233, урана-238 та торія-232 [6, 7, 8, 9]. Спочатку квазімонохроматичні пучки нейтронів використовувались в 2л-геометриях для визначення перерізів розсіяння, потім – для кутової анізотропії, коли виміри проводились для 2-3 кутів розсіяння [10], та для диференційних перерізів розсіяння нейтронів. В подальшому розвиток та вдосконалення установок розсіяння із залученням нейтронних лічильників за протонами віддачі призводить до можливості виділення впливу непружно розсіяних нейтронів [5, 8].

Робота [5] була присвячена диференційним перерізам пружно та непружно розсіяних нейтронів на урані-238 для 144 кеВ-нейтронів на

кремнієвому фільтрі довжиною 2108 мм. Виміри проводились відносно кутових розподілів розсіяних нейтронів для природного свинцю. В роботах [8, 9] приведені результати вимірів диференційних перерізів пружного та непружного розсіяння нейтронів з енергією 144 кеВ для урану-238 та торію-232 на кремнієвому фільтрі довжиною 2300 мм, що проводились відносно кутових розподілів розсіяних нейтронів для природного свинцю. Фізики обох лабораторій спостерігали анізотропію кутового розподілу розсіяних нейтронів, що відповідає помітним вкладам в розсіяння нейтронів з орбітальними моментами $l = 1$ та $l = 2$.

Важливо знати порядок величини вкладу нейтронів в діапазоні енергій до 144 кеВ із орбітальними моментами $l > 0$ в розсіяння відносно перерізу для s-хвилі нейтронів. Оцінки дають можливість стверджувати, що вклад хвиль з орбітальним моментом $l > 0$ в повний переріз розсіяння для нейтронів з енергіями не більше 144 кеВ може складати величину до 10 %.

Таким чином, для всіх ядер, на яких будуть досліджуватися кутові розподіли розсіяних нейтронів з енергіями не більше 144 кеВ, достатньо розгляду орбітальних моментів менше 4. Цей розгляд повинен бути присвячений зв'язку параметрів кутового розподілу розсіяних нейтронів із параметрами, що визначають поперечний переріз розсіяння для орбітальних моментів $l = 0, 1, 2, 3$. Піонерська робота з встановлення такого зв'язку з'явилась ще в 1952 році [11]. Диференційний переріз розсіяння нейтронів описується формулою, подібною (10), що наведена в тексті нижче, в якій коефіцієнти при поліномах Лежандра обчислюються за допомогою коефіцієнтів Клебша-Жордана та фаз для кожної нейтронної хвилі з орбітальним моментом l . Слід відмітити, що цей зв'язок досить складний. Більш послідовний підхід в математичному описі диференційних перерізів розсіяння нейтронів опублікований в [12]. В подальшому викладі статті цьому підходу відповідають формули (7, 7а–7г).

Нижче побіжно наведемо витоки цих формул та пов'яжемо коефіцієнти при поліномах Лежандра в кутовому розподілі з повними поперечними перерізами розсіяння нейтронів для конкретних орбітальних моментів l .

Введемо наступні позначення:

σ_s – повний поперечний переріз розсіяння;

σ_0 – поперечний переріз розсіяння для s-хвилі нейтронів;

σ_l – поперечний переріз розсіяння для l -нейтронів;

$\dot{\sigma}(\theta) = \frac{d\sigma(\theta)}{d\Omega}$ – диференційний переріз розсіяння для кута θ , барн/стер.

Із теорії розсіяння нейтронів в нерелятивіському випадку амплітуда розсіяної нейтронної хвилі $f(\theta)$ являє собою суму:

$$f(\theta) = \sum_{l=0}^{l_{\max}} \frac{1}{k} \cdot e^{i\delta_l} \cdot \sin \delta_l \cdot (2l+1) \cdot P_l, \quad (1)$$

де k – хвильове число;

δ_l – фаза хвилі розсіяння з моментом l ;

P_l – сферична функція – поліном Лежандра порядку l .

Зазначимо, що

$$\lambda = \frac{1}{k}, \quad (2)$$

де λ – дебройлівська довжина хвилі нейтронів, поділена на 2π .

$$\lambda = \frac{4.55}{\sqrt{E_n}}, \quad (3)$$

де E_n – енергія нейтронів в МеВ;
 λ – в fm.

Тоді диференційний переріз розсіяння для кута θ визначається амплітудою розсіяної хвилі:

$$\dot{\sigma}(\theta) = |f(\theta)|^2, \quad (4)$$

а повний поперечний переріз розсіяння:

$$\sigma_s = 2\pi \cdot \int_0^\pi |f(\theta)|^2 \cdot \sin\theta d\theta. \quad (5)$$

Позначимо добуток перед P_l в формулі (1) через α_l та через α_l^* для комплексно-спряженої величини, які треба використати при розрахунках в формулах (4, 5).

Тоді для $l_{max} = 3$ можна записати:

$$\dot{\sigma}(\theta) = (\alpha_0 + \alpha_1 \cdot P_1 + \alpha_2 \cdot P_2 + \alpha_3 \cdot P_3) \cdot (\alpha_0^* + \alpha_1^* \cdot P_1 + \alpha_2^* \cdot P_2 + \alpha_3^* \cdot P_3). \quad (6)$$

Якщо в формулі (6) винести за дужки добуток $\alpha_0 \cdot \alpha_0^*$, отримаємо вираз для $\dot{\sigma}(\theta)$:

$$\dot{\sigma}(\theta) = \alpha_0 \cdot \alpha_0^* \cdot \left(1 + \sum_{l=1}^3 A_l \cdot P_l + \sum_{l=1}^3 B_l \cdot P_l^2 + \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^3 C_{ij} \cdot P_i \cdot P_j \right) \quad (7)$$

для подвійної суми $i \neq j$.

Згідно формули (1) запишемо позначення в формулі (7):

$$\alpha_0 \cdot \alpha_0^* = \frac{\sin^2 \delta_0}{k^2}; \quad (7a)$$

$$A_l = 2 \cdot (2l + 1) \cdot \frac{\sin \delta_l}{\sin \delta_0} \cdot \cos(\delta_0 - \delta_l); \quad (7b)$$

$$B_l = (2l + 1)^2 \cdot \frac{\sin^2 \delta_l}{\sin^2 \delta_0}; \quad (7b)$$

$$C_{ij} = 2 \cdot (2i + 1) \cdot (2j + 1) \cdot \frac{\sin \delta_i \cdot \sin \delta_j}{\sin \delta_0 \cdot \sin \delta_0} \cdot \cos(\delta_i - \delta_j), \quad (7g)$$

при умові, що $i \neq j$.

Якщо інтегрувати (7) по повному тілесному куту та врахувати ортогональність поліномів Лежандра, отримуємо наступне:

$$\sigma_s = 4\pi \cdot \alpha_0 \cdot \alpha_0^* \cdot \left(1 + \sum_{l=1}^3 \frac{B_l}{2l + 1} \right). \quad (8)$$

Повний переріз розсіяння нейтронів є сумою перерізів розсіяння з різними орбітальними моментами, тобто: $\sigma_s = \sigma_0 + \sum_{l=1}^3 \sigma_l$. Тоді в формулі (8) легко визначити фізичний зміст окремих виразів:

$$\frac{B_l}{2l + 1} = \frac{\sigma_l}{\sigma_0} \quad \text{та} \quad 4\pi \cdot \alpha_0 \cdot \alpha_0^* = \sigma_0.$$

Нагадаємо, що σ_0 є поперечний переріз розсіяння для s-нейтронної хвилі. Таким чином:

$$\alpha_0 \cdot \alpha_0^* = \frac{\sigma_0}{4\pi}. \quad (8a)$$

Для енергії нейтронів не більше 144 кеВ в розрахунках диференційного перерізу можна використати $\delta_0 \gg \delta_l$, тоді $\cos^2(\delta_0 - \delta_l) \approx \cos^2 \delta_0$, а $\cos(\delta_l - \delta_j) = 1$. При цьому інші коефіцієнти в (7) виглядають так:

$$A_l = a_l \sqrt{\frac{\sigma_l}{\sigma_0}}, \text{ де } a_l = \sqrt{4 \cdot \cos^2 \delta_0 \cdot (2l + 1)}, \quad (8б)$$

$$B_l = b_l \frac{\sigma_l}{\sigma_0}, \text{ де } b_l = (2l + 1), \quad (8в)$$

$$C_{ij} = c_{ij} \sqrt{\frac{\sigma_i \cdot \sigma_j}{\sigma_0 \cdot \sigma_0}}, \text{ де } c_{ij} = \sqrt{4 \cdot (2i + 1) \cdot (2j + 1)} \quad (8г)$$

при умові, що $i \neq j$.

Для розрахунків a_l в формулі (8б) $\cos^2 \delta_0 = 1 - \frac{R^2}{\lambda^2}$, де R – амплітуда потенційного розсіяння.

В формулу (7) зручно ввести повний поперечний переріз розсіяння σ_s , що зв'язаний із σ_0 наступним чином:

$$\sigma_0 = \frac{\sigma_s}{1 + \sum_{l=1}^3 \frac{\sigma_l}{\sigma_0}}. \quad (8д)$$

Якщо в формулі (7) знехтувати величинами сум, в яких присутній добуток двох поліномів Лежандра, тоді наближений вираз розрахунку диференційного перерізу розсіяння буде виглядати наступним чином:

$$\dot{\sigma}(\theta) \approx \frac{\sigma_0}{4\pi} (1 + A_1 \cdot P_1 + A_2 \cdot P_2 + A_3 \cdot P_3). \quad (9)$$

Недоліком цього наближення є невідповідність, яка виникає при інтегруванні по повному тілесному куту лівої частини та правої частини формули (9): $\sigma_s \approx \sigma_0$. Такий недолік ліквідується за допомогою заміни σ_0 на σ_s в формулі (9), тоді при інтегруванні по повному тілесному куту ліва та права частини рівні одна одній. Формула (9) буде мати такий вигляд:

$$\dot{\sigma}(\theta) = \frac{\sigma_s}{4\pi} (1 + A_1 \cdot P_1 + A_2 \cdot P_2 + A_3 \cdot P_3). \quad (10)$$

Виникає питання: на скільки відрізняються обчислення $\dot{\sigma}(\theta)$ за формулами (10) та (7) одне від одного. На Рис. 1 наведено відношення наближеного виразу (10) до точного (7), при 10 %, 5 % та 2,5 % вкладів суми перерізів розсіяння із $l = 1, 2, 3$ до величини σ_0 (переріз для $l = 0$). Співвідношення між перерізами із різними l постійне для трьох розрахунків:

$$\sigma_1 : \sigma_2 : \sigma_3 = 6 : 3 : 1.$$

Для кутів $45^\circ \div 150^\circ$ та $\sum_{l=1}^3 \frac{\sigma_l}{\sigma_0} = 0,1$ спостерігається майже постійна величина відношення розрахунків згідно формул (10) та (7), середнє значення та відхилення відношень для конкретного кута знаходиться в межах $1,06 \pm 0,03$. Для $\sum_{l=1}^3 \frac{\sigma_l}{\sigma_0} = 0,05$ в зазначеному діапазоні кутів відношення знаходиться в межах $1,03 \pm 0,02$, а для $\sum_{l=1}^3 \frac{\sigma_l}{\sigma_0} = 0,025$ – в межах $1,02 \pm 0,01$.

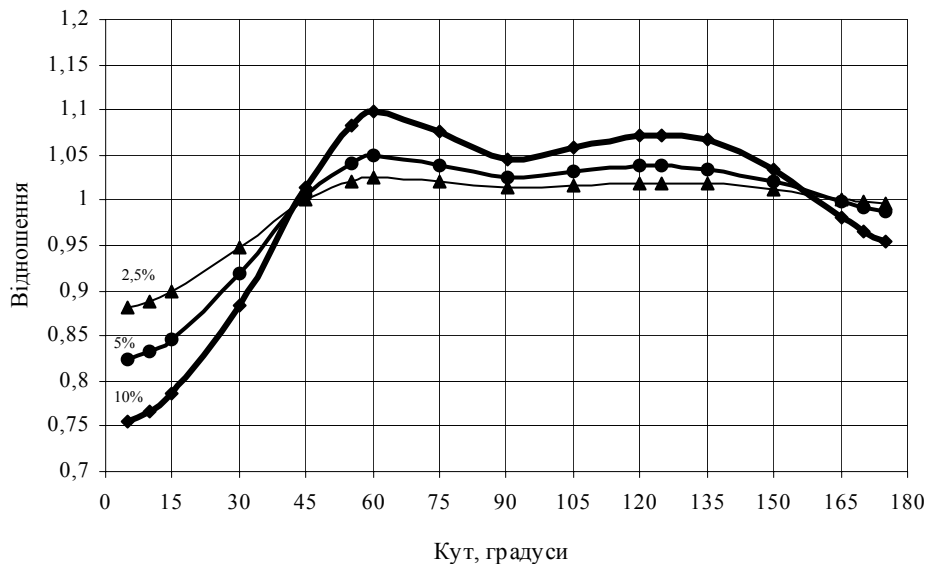


Рис.1. Кутова залежність відношення розрахунків за формулою (10) до формули (7) при $(s_1+s_2+s_3)/s_0 = 2,5\%, 5\%, 10\%$

Якщо врахувати, що експериментальні кутові розподіли визначаються з похибкою 2–3 %, що відповідає відхиленню відношень розрахунків згідно формул (10) та (7) від постійної величини в межах кутів $45^\circ \div 150^\circ$, можна використовувати формулу (10) для оцінки перших наближень σ_l/σ_0 . Формула (10) за рахунок особливостей в поведінці функцій Лежандра P_n, P_2, P_3 від кута θ має певні переваги при обробці кутових розподілів та особливостей нормування експериментальних вимірів, про що буде йти мова далі.

СХЕМА ПОСТАНОВКИ ЕКСПЕРИМЕНТІВ ІЗ КУТОВИХ РОЗПОДІЛІВ ТА ОБРОБКА РЕЗУЛЬТАТІВ

Відмітимо основні особливості схеми вимірів кутових розподілів нейтронів: зразок товщиною $n \cdot \sigma_s < 0,1$ циліндричної форми розміщується своєю площиною перпендикулярно нейтронному пучку, діаметр якого менше ніж

розмір зразка. В центр зразка направлена вісь детектора та його захисної системи. Таким чином визначається кут розсіяння в лабораторній системі координат (ЛСК) – це кут між осями нейтронного пучка та детектора; відстань до детектора відраховується по його осі від центра зразка.

Така постановка досліду призводить до використання двох зразків: стандарту – еталона та дослідного зразка. Із порівняння відгуків детектора на розсіяні нейтрони для цих двох зразків визначається диференційний переріз розсіяння в ЛСК для даного кута розсіяння.

Вимоги для еталона: по-перше, переріз розсіяння ядер еталона домінує над перерізами реакцій з вильотом заряджених частинок, радіаційного захоплення нейтронів та непружного розсіяння, а саме $\sigma_{tot} \approx \sigma_s$; по-друге, еталон повинен

мати роздільну структуру нейтронних резонансів в області енергій квазімонохроматичних нейтронів; по-третє, атомний номер ядер еталона повинен бути більше 50. Остання вимога пов'язана з тим, що для таких ядер кути розсіяння в ЛСК практично однакові з кутами в системі центра мас (СЦМ) (Додаток 3). Цим вимогам відповідають ядра, що знаходяться в двічімагічній області, наприклад, ^{208}Pb .

Задля конкретності будемо вважати, що нейтронний фільтр виділяє квазімонохроматичну лінію з середньою енергією E , щільністю потоку нейтронів Φ та ефективною площею нейтронного пучка S . Дослідний зразок має кількість ядер n_z на 1 cm^2 , а еталон ^{208}Pb – n_e . Ефективність реєстрації нейтронів, розсіяних під кутом θ , у випадку зразка визначається ε_z , а еталона – ε_e ; відповідно диференційні перерізи розсіяння для зразка та еталона – $\dot{\sigma}_z$, $\dot{\sigma}_e$; а σ_z та σ_e – повні перерізи розсіяння для зразка та еталона.

У випадку зразка швидкість лічби N_z для кута θ визначається:

$$N_z = \Phi \cdot S \cdot n_z \cdot \dot{\sigma}_z \cdot \varepsilon_z. \quad (11)$$

У випадку еталона ^{208}Pb швидкість лічби N_e для кута θ визначається подібно формулі (11).

$$N_e = \Phi \cdot S \cdot n_e \cdot \dot{\sigma}_e \cdot \varepsilon_e. \quad (12)$$

Якщо геометрії вимірів зі зразком та еталонам ідентичні одна одній, тоді спільними для обох вимірів є $\Phi \cdot S$. Відношення швидкості лічби детектора для зразка та для еталона дорівнює:

$$\frac{N_z}{N_e} = \frac{n_z \cdot \dot{\sigma}_z \cdot \varepsilon_z}{n_e \cdot \dot{\sigma}_e \cdot \varepsilon_e}. \quad (13)$$

Якщо величина $\dot{\sigma}_e$ відома, то у виразі (13) всі величини, окрім $\dot{\sigma}_z$, відомі або їх можна розрахувати. Цим співвідношенням визначається диференційний переріз розсіяння зразка для кута θ в ЛСК у відносних вимірах.

В області енергій нейтронів до 200 кеВ кутовий розподіл нейтронів для ^{208}Pb далекий від ізотропного. Це пов'язано із впливом на розсіяння нейтронів із орбітальними моментами $l > 0$.

Будемо вважати, що диференційний переріз розсіяння нейтронів для ^{208}Pb описується моментами $l = 0, 1, 2, 3$ згідно формули (10).

Нагадаємо вирази поліномів Лежандра та кути, при яких вони дорівнюють нулю:

$$P_1 = \cos\theta. \text{ При } \theta = 90^\circ, P_1 = 0$$

$$P_2 = 1/2(3\cos^2\theta - 1). \text{ При } \theta = 54,74^\circ, \theta = 125,26^\circ, P_2 = 0$$

$$P_3 = 1/2(5\cos^3\theta - 3\cos\theta). \text{ При } \theta = 90^\circ, \theta = 39,23^\circ, \theta = 140,77^\circ, P_3 = 0.$$

Коли $A_1, A_2, A_3 = 0$, розподіл розсіяних нейтронів є ізотропним.

Функції P_1 та P_3 антисиметричні відносно кута 90° , тобто значення цих функцій для кутів $\theta_1 = (90^\circ - \alpha)$ та $\theta_2 = (90^\circ + \alpha)$, де $\alpha < 90^\circ$, однакові за величиною та протилежні за знаками. Використовуючи формулу (10), при $A_2 = 0$, а $A_1 \neq 0, A_3 \neq 0$ напівсума перерізів розсіяння для кутів θ_1 та θ_2 визначається через експериментальне значення σ_s для еталона:

$$\frac{\dot{\sigma}(\theta_1) + \dot{\sigma}(\theta_2)}{2} = \frac{\sigma_s}{4\pi} \cdot W. \quad (14)$$

При використанні формули (10) коефіцієнт $W = 1$, а для формули (7) він близький до 1 і залежить від відношень $\sigma_1/\sigma_0, \sigma_2/\sigma_0$ та σ_3/σ_0 (детально про це – в Додатку 1).

При $A_2 \neq 0$ співвідношення (14) буде істинним для кутів $\theta_1 = 55^\circ$ та $\theta_2 = 125^\circ$, коли $P_2 = 0$.

Якщо $W = 1$ при довільних значеннях A_1, A_2, A_3 та кутах $\theta_1 = 55^\circ$ і $\theta_2 = 125^\circ$, сума ефектів розсіяння нейтронів від ^{208}Pb , використовуючи співвідношення (12) та (14), дорівнює:

$$\frac{N_e(55^\circ)}{\varepsilon_e} + \frac{N_e(125^\circ)}{\varepsilon_e} = 2 \cdot \Phi \cdot S \cdot n_e \cdot \frac{\sigma_e}{4\pi}, \quad (15)$$

де ε_e – ефективність детектора для відповідного кута;

σ_e – повний переріз розсіяння нейтронів ^{208}Pb .

Співвідношення (15) дозволяє визначити найбільш важкодосяжну величину $\Phi \cdot S$. Тоді для довільного θ диференційний переріз розсіяння ^{208}Pb визначається співвідношенням (виміри проводяться одним і тим же детектором):

$$\dot{\sigma}_e(\theta) = \frac{2 \cdot \frac{N_e(\theta)}{\varepsilon_e}}{\frac{N_e(55^\circ)}{\varepsilon_e} + \frac{N_e(125^\circ)}{\varepsilon_e}} \cdot \frac{\sigma_e}{4\pi}. \quad (16)$$

Для дослідного зразка, який вимірюється в одному циклі з еталонам, диференційний переріз розсіяння зразка в ЛСК виглядає (виміри проводяться одним і тим же детектором):

$$\dot{\sigma}_z(\theta) = \frac{2 \cdot \frac{N_z(\theta)}{\varepsilon_z}}{\frac{N_e(55^\circ)}{\varepsilon_e} + \frac{N_e(125^\circ)}{\varepsilon_e}} \cdot \frac{\sigma_e}{4\pi} \cdot \frac{n_e}{n_z}. \quad (17)$$

Формулою (17) визначається диференційний переріз розсіяння зразка, коли не визначається величина диференційного перерізу еталона. Якщо відома величина диференційного перерізу еталона, тоді використовується формула (13). У випадку відносних вимірювань еталона та зразка багатодетекторною системою, коли кожний детектор розміщується під певним кутом, диференційний переріз зразка для кута θ визначається також формулою (13).

Відмітимо, що багатодетекторним вимірам повинні передувати копінки виміри $\dot{\sigma}_e$ для еталона з допомогою одного детектора.

Вищенаведені викладки вказують на особливу важливість розрахунку величин ε_3 та ε_e – ефективностей реєстрації детектором розсіяних нейтронів для зразка та еталона. В модель розрахунку цих величин потрібно включити: геометричні розміри зразка, розмір пучка нейтронів, величини поглинання розсіяних нейтронів, значення поперечних перерізів та залежність ефективності від зміни енергії нейтронів при розсіянні на кут θ . Математична модель таких розрахунків описана в [13].

ЗАКЛЮЧЕННЯ

Основний висновок роботи полягає в тому, що розглянуті особливості обробки результатів вимірів кутових розподілів на квазімонохроматичних фільтрованих нейтронних пучках з енергією не більше 144 кеВ дають можливість визначення параметрів розсіяння у випадку, коли кутовий розподіл розсіяних нейтронів зразком-еталоном є анізотропним із вкладками в розсіяння орбітальних моментів менше 4.

Формули (14) та (15) дають можливість пронормувати за допомогою зразка-еталона основний параметр фільтрованого нейтронного пучка, на якому проходять виміри: це – величина потоку нейтронів на зразок розсіяння. З цієї причини в методику вимірів кутових розподілів необхідно ввести виміри при кутах 55° та 125° .

Із кутових розподілів розсіяння нейтронів кінцеві значення параметрів розсіяння повинні визначатися з допомогою формули (7) методом МНК (Додаток 1).

Для кутів неменше 45° кутовий розподіл розсіяних нейтронів наближено описується формулою (10), яка дає можливість для оцінок параметрів $\sigma_s, \sigma_1, \sigma_2, \sigma_3$, що можна використовувати як початкові параметри для методу МНК (Додаток 2).

В Додатку 3 наводяться співвідношення диференціальних перерізів в системах ЛКС та СЦМ та відповідність кутів в цих системах для вуглецю-12 та свинцю-208.

В додатках більш детально наведені підходи для визначення параметрів розсіяння, а також порівнюються результати двох підходів згідно формул (7) та (10). Порівняння визначених параметрів розсіяння нейтронів вказує на життєспроможність запропонованих підходів для обробки результатів вимірів кутових розподілів розсіяних нейтронів на фільтрованих нейтронних пучках з енергіями не більше 144 кеВ.

Автор висловлює щире подяку Л.Л.Литвинському та В.В.Колотому за ознайомлення з роботою та конструктивні зауваження.

Додаток 1

**Основні формули для обробки результатів з допомогою
метода найменших квадратів**

Зазвичай кутовий розподіл розсіяних нейтронів вимірюється для 4–10 кутів. В загальному випадку формула (7) потребує чотирьох параметрів, а саме: $\sigma_0, \sigma_1, \sigma_2, \sigma_3$, де індекс означає величину орбітального момента. Якщо використовувати додаткові виміри повного перерізу розсіяння σ_s , то можна σ_0 перевизначити через σ_s та $\sigma_1, \sigma_2, \sigma_3$. Тоді формула (7) в позначеннях (8а)–(8д) виглядає:

$$\frac{\dot{\sigma}(\theta)}{\sigma_s/4\pi} = \frac{1}{1+x_1+x_2+x_3} \cdot \left(1 + \sum_{l=1}^3 a_l \cdot P_l \cdot \sqrt{x_l} + \sum_{l=1}^3 b_l \cdot P_l^2 \cdot x_l + c_{12} \cdot P_1 \cdot P_2 \cdot \sqrt{x_1 \cdot x_2} + c_{13} \cdot P_1 \cdot P_3 \cdot \sqrt{x_1 \cdot x_3} + c_{23} \cdot P_2 \cdot P_3 \cdot \sqrt{x_2 \cdot x_3} \right) \quad (1.1)$$

де $x_l = \frac{\sigma_l}{\sigma_0}$.

При такому підході можна використовувати метод найменших квадратів навіть для чотирьох точок.

Формула (1.1) не є лінійною відносно x_l , тому використовується лініалізація її з допомогою диференціювання по x_l , і ведеться пошук прирощувань Δx_l до початкових параметрів x_l^{st} : $x_l = x_l^{st} + \Delta x_l$ (див., наприклад, [14]).

Якщо записати формулу (1.1) в вигляді:

$$\frac{\dot{\sigma}(\theta)}{\sigma_s/4\pi} = \frac{1}{1+x_1+x_2+x_3} \cdot f(\sqrt{x_l}, x_l), \quad (1.2)$$

де

$$f(\sqrt{x_l}, x_l) = \left(1 + \sum_{l=1}^3 a_l \cdot P_l \cdot \sqrt{x_l} + \sum_{l=1}^3 b_l \cdot P_l^2 \cdot x_l + c_{12} \cdot P_1 \cdot P_2 \cdot \sqrt{x_1 \cdot x_2} + c_{13} \cdot P_1 \cdot P_3 \cdot \sqrt{x_1 \cdot x_3} + c_{23} \cdot P_2 \cdot P_3 \cdot \sqrt{x_2 \cdot x_3} \right),$$

то похідні по x_l виглядають:

$$\frac{d}{dx_l} \left(\frac{\dot{\sigma}(\theta)}{\sigma_s/4\pi} \right) = \frac{-1/2}{(1+x_1+x_2+x_3)^{3/2}} \cdot f(\sqrt{x_l}, x_l) + \frac{1}{1+x_1+x_2+x_3} \cdot \left(\frac{a_l \cdot P_l}{2\sqrt{x_l}} + b_l \cdot P_l^2 + \frac{c_{12} \cdot P_1 \cdot P_2 \cdot \sqrt{x_2}}{2\sqrt{x_l}} + \frac{c_{13} \cdot P_1 \cdot P_3 \cdot \sqrt{x_3}}{2\sqrt{x_l}} \right), \quad (1.3)$$

$$\frac{d}{dx_2} \left(\frac{\dot{\sigma}(\theta)}{\sigma_3/4\pi} \right) = \frac{-1/2}{(1+x_1+x_2+x_3)^{3/2}} \cdot f(\sqrt{x_1}, x_1) +$$

$$+ \frac{1}{1+x_1+x_2+x_3} \cdot \left(\frac{a_2 \cdot P_2}{2\sqrt{x_2}} + b_2 \cdot P_2^2 + \frac{c_{12} \cdot P_1 \cdot P_2 \cdot \sqrt{x_1}}{2\sqrt{x_2}} + \frac{c_{23} \cdot P_2 \cdot P_3 \cdot \sqrt{x_3}}{2\sqrt{x_2}} \right), \quad (1.4)$$

$$\frac{d}{dx_3} \left(\frac{\dot{\sigma}(\theta)}{\sigma_3/4\pi} \right) = \frac{-1/2}{(1+x_1+x_2+x_3)^{3/2}} \cdot f(\sqrt{x_1}, x_1) +$$

$$+ \frac{1}{1+x_1+x_2+x_3} \cdot \left(\frac{a_3 \cdot P_3}{2\sqrt{x_3}} + b_3 \cdot P_3^2 + \frac{c_{13} \cdot P_1 \cdot P_3 \cdot \sqrt{x_1}}{2\sqrt{x_3}} + \frac{c_{23} \cdot P_2 \cdot P_3 \cdot \sqrt{x_2}}{2\sqrt{x_3}} \right). \quad (1.5)$$

Сходимість пошукованих параметрів x_i до деякого граничного значення, який визначається як кінцевий результат обчислень, залежить від початкових значень x_i^{st} ; тому в розроблену обчислювальну програму варто вводити реалістичні початкові оцінки цих параметрів, які ми пропонуємо визначати за допомогою формули (10) (Додаток 2).

Якщо використати розрахунки за формулою (7) з вкладами $\frac{\sigma_1}{\sigma_0} = 0,06$,

$\frac{\sigma_2}{\sigma_0} = 0,03$ та $\frac{\sigma_3}{\sigma_0} = 0,01$ для 11-ти кутів в межах $30^\circ \div 150^\circ$, вважаючи їх рівноточними, метод МНК дає значення σ_i/σ_0 , які наведені в Таблиці 1.1. В останньому стовпчику таблиці наведені результати розрахунків σ_i/σ_0 , коли розрахункові точки розкидано почергово в бік зменшення або збільшення на величину до 2,6 %. Таким чином, при похибці експериментальних значень до ~ 3 %, визначені величини σ_i/σ_0 не відрізняються від точних значень на ± 10 %. Причому, точність визначених похибок методом МНК приблизно відповідає цьому відхиленню (до ~ 15 %).

Таблиця 1.1. Результати визначення σ_i/σ_0 методом МНК для 11-ти точок ($30^\circ \div 150^\circ$) для $\sum_1 \sigma_i/\sigma_0 = 0,1$

σ_i/σ_0	Рівноточні значення	Значення з відхиленням до 2,6%
σ_1/σ_0	$0,0605 \pm 0,0016$	$0,0597 \pm 0,0029$
σ_2/σ_0	$0,0305 \pm 0,0015$	$0,0294 \pm 0,0026$
σ_3/σ_0	$0,0099 \pm 0,0008$	$0,0091 \pm 0,0014$
$\sum_1 \sigma_i/\sigma_0$	0,1009	0,0982

Для спрощення викладок в основному тексті статті у формулах (16) та (17) використано коефіцієнт $W = 1$. Саме в коефіцієнті W присутнє нормування

диференційного перерізу розсіяння нейтронів еталоном при використанні формули (7). Формула (16) виглядає в цьому випадку наступним чином:

$$\dot{\sigma}_e(\theta) = \frac{2 \cdot \frac{N_e(\theta)}{\varepsilon_e}}{\frac{N_e(55^\circ)}{\varepsilon_e} + \frac{N_e(125^\circ)}{\varepsilon_e}} \cdot \frac{\sigma_e}{4\pi} \cdot W, \quad (1.6)$$

де

$$W = \frac{1 + 0,9871 \cdot x_1 + 1,0571 \cdot x_3 - 2,0429 \cdot \sqrt{x_1 \cdot x_3}}{1 + x_1 + x_2 + x_3}, \quad (1.7)$$

а $x_1 = \sigma_1/\sigma_0$, $x_2 = \sigma_2/\sigma_0$, $x_3 = \sigma_3/\sigma_0$.

W вираховується з допомогою формули (15), в яку підставляються теоретичні вирази згідно формули (1.1) для кутів 55° та 125° .

Таким чином процедура нормування диференційного перерізу розсіяння нейтронів еталоном полягає на першому етапі у визначенні методом МНК величин x_i при $W = 1$. Другий етап – визначається W за формулою (1.7) та проводиться перенормування вхідних експериментальних даних за формулою (1.6) і визначаються нові значення x_i . При потребі така процедура повторюється.

Додаток 2

Методика оцінки вкладів $l = 1, 2, 3$ із кутових розподілів розсіяних нейтронів

Для використання методу МНК в пошуці вкладів σ_l/σ_0 необхідно вводити в програму реалістичні початкові значення цих величин. Ми пропонуємо використовувати формулу (10), яка дає змогу оцінити параметри σ_l/σ_0 із кутових розподілів розсіяних нейтронів в межах кутів $45^\circ \div 150^\circ$. Підкреслимо, що нижче наведені викладки стосуються зразків важких елементів (наприклад, еталона ^{208}Pb) згідно зауважень, наведених в основному тексті статті.

Для зручності наведення формул оцінки параметрів σ_l/σ_0 пропонуємо ввести позначення $S(\theta)$ – відносного диференційного перерізу розсіяних нейтронів:

$$S(\theta) = \frac{\dot{\sigma}(\theta)}{\sigma_s/4\pi}.$$

Використовуючи формули (10) та (14), легко показати, з допомогою яких співвідношень можна оцінити параметри σ_l/σ_0 .

Оцінка σ_2/σ_0 із експериментальних даних для пари кутів α та $(\pi - \alpha)$ можна визначити за допомогою співвідношення:

$$\frac{S(\alpha) + S(\pi - \alpha)}{2} - \frac{S(55^\circ) + S(125^\circ)}{2} = a_2 \cdot P_2(\alpha) \cdot \sqrt{\frac{\sigma_2}{\sigma_0}}. \quad (2.1)$$

Якщо існують результати вимірювань для кута 90° , для оцінки σ_2/σ_0 можна використовувати інше співвідношення:

$$S(90^\circ) - \frac{S(55^\circ) + S(125^\circ)}{2} = a_2 \cdot P_2(90^\circ) \cdot \sqrt{\frac{\sigma_2}{\sigma_0}}. \quad (2.2)$$

В залежності від величин вкладів σ_1 в повний переріз розсіяння σ_s , оцінки σ_2/σ_0 згідно формул (2.1) та (2.2) через наближеність формули (10) можуть значно розрізнятися, тому рекомендуємо за оцінку σ_2/σ_0 приймати їх середнє значення.

Оцінки σ_1/σ_0 та σ_3/σ_0 із експериментальних даних для двох пар кутів α_1 і $(\pi - \alpha_1)$ та α_2 і $(\pi - \alpha_2)$ визначаються за допомогою співвідношення:

$$\frac{S(\alpha) - S(\pi - \alpha)}{2} = a_1 \cdot P_1(\alpha) \cdot \sqrt{\frac{\sigma_1}{\sigma_0}} + a_3 \cdot P_3(\alpha) \cdot \sqrt{\frac{\sigma_3}{\sigma_0}}. \quad (2.3)$$

В результаті отримуємо систему рівнянь з двома невідомими $\sqrt{\sigma_1/\sigma_0}$ та $\sqrt{\sigma_3/\sigma_0}$.

Наведемо значення коефіцієнтів a_i для ^{208}Pb :

$$a_1 = 2,4167; \quad a_2 = 3,1199; \quad a_3 = 3,6916.$$

Інші коефіцієнти b_i та c_j не залежать від маси ядра розсіяння:

$$\begin{array}{lll} b_1 = 3; & b_2 = 5; & b_3 = 7; \\ c_{12} = 7,746; & c_{13} = 9,1652; & c_{23} = 11,8322. \end{array}$$

Наведемо величини P_i для деяких кутів, які часто використовуються для оцінок:

$$\begin{array}{lll} P_1(45^\circ) = 0,7071; & P_1(55^\circ) = 0,5736; & P_1(60^\circ) = 0,5; \\ P_2(45^\circ) = 0,25; & P_2(55^\circ) = -0,0065; & P_2(90^\circ) = -0,5; \\ P_3(45^\circ) = -0,1768; & P_3(55^\circ) = -0,3886; & P_3(60^\circ) = -0,4375. \end{array}$$

Для перевірки формул (2.1) та (2.2) були використані розрахунки за формулою (7) з вкладами $\frac{\sigma_1}{\sigma_0} = 0,06$, $\frac{\sigma_2}{\sigma_0} = 0,03$ та $\frac{\sigma_3}{\sigma_0} = 0,01$. Формула (2.1) для кутів 45° та 135° дає оцінку $\sigma_2/\sigma_0 = 0,049$, а для кута 90° – $\sigma_2/\sigma_0 = 0,021$; середнє значення складає $\sigma_2/\sigma_0 = 0,035$.

За допомогою формули (2.3) оцінки σ_1/σ_0 та σ_3/σ_0 для пар кутів 45° і 135° та 60° і 120° наступні: $\sigma_1/\sigma_0 = 0,068$ та $\sigma_3/\sigma_0 = 0,015$.

Таким чином, за допомогою формул (2.1), (2.2) та (2.3) ми отримуємо оцінки, які в межах $\sim 60\%$ відповідають точним значенням.

Проведемо оцінку вкладів σ_i/σ_0 з експериментальних результатів кутових розподілів розсіяних нейтронів для природного свинцю [8] та порівняємо їх з визначенням за допомогою метода МНК – Таблиця 2.1.

Таблиця 2.1. Порівняння значень σ_i/σ_0 , визначених за методом МНК для 9-ти точок ($30^\circ \pm 150^\circ$), з оцінками за формулами (2.1), (2.2) та (2.3)

σ_i/σ_0	Формули (2.1), (2.2), (2.3)	МНК
σ_1/σ_0	0,028	$0,0215 \pm 0,0018$
σ_2/σ_0	0,001	$0,0016 \pm 0,0006$
σ_3/σ_0	0,0006	$(2 \pm 80) \cdot 10^{-6} < 0,0001$
$\sum_i \sigma_i/\sigma_0$	0,030	0,0232

На закінчення наведемо оцінку повного перерізу розсіяння нейтронів для природного свинцю із даних [8], використовуючи формулу (14) для кутів 55° і 125° , для яких $P_2 = 0$, отримуємо:

$$\frac{\dot{\sigma}(55^\circ) + \dot{\sigma}(125^\circ)}{2} = \frac{\sigma_s}{4\pi} \quad (2.4)$$

Експериментальні дані [8] вказують, що

$$\frac{\dot{\sigma}(55^\circ) + \dot{\sigma}(125^\circ)}{2} = 0,750 \text{ б/смер.}$$

Використовуючи (2.4), отримуємо $\sigma_s = 9,42 \text{ б}$, що не суперечить експериментальним визначенням повного перерізу розсіяння нейтронів з енергією 144 кеВ для природного свинцю $\sigma_s = (9,344 \pm 0,027) \text{ б}$ [8]. Якщо визначити коефіцієнт W , то узгодження буде кращим.

Таким чином, оцінки параметрів σ_s , σ_1 , σ_2 та σ_3 за допомогою формул (2.1), (2.2), (2.3) та (2.4) не суперечать експериментальній величині σ_s , а також визначенням σ_i/σ_0 методом МНК.

Додаток 3

Співвідношення диференційних перерізів в системах ЛКС та СЦМ

В нерелятивістському випадку σ_s – повний поперечний переріз розсіяння в ЛКС та СЦМ – є інваріантом. При $M_2 > M_1$ можна записати:

$$\int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} \dot{\sigma}_\psi d(-\cos\psi) d\varphi_\psi = \int_0^{2\pi} \int_0^{2\pi} \dot{\sigma}_\theta d(-\cos\theta) d\varphi_\theta, \quad (3.1)$$

де θ – кут розсіяння в цій системі, а ψ – кут розсіяння в системі СЦМ.

Диференціюючи (3.1) та враховуючи відсутність поляризації при пружному розсіянні нейтронів, а саме: $d\varphi_\psi = d\varphi_\theta$, отримуємо зв'язок між $\dot{\sigma}_\psi$ в СЦМ та $\dot{\sigma}_\theta$ в ЛСК:

$$\dot{\sigma}_\psi = \dot{\sigma}_\theta \cdot F, \quad (3.2)$$

де

$$F = \frac{\sin\theta}{\sin\psi} \cdot \frac{d\theta}{d\psi}. \quad (3.3)$$

Для обрахування F скористаємось зв'язком між кутами θ та ψ , який впливає з кінематики пружного розсіяння частинок з масами M_1 та M_2 (для цього зручно ввести $\gamma = \frac{M_1}{M_2}$):

$$\cos\theta = \frac{\gamma + \cos\psi}{(1 + \gamma^2 + 2\gamma \cos\psi)^{1/2}}, \quad (3.3)$$

$$\sin\theta = \frac{\sin\psi}{(1 + \gamma^2 + 2\gamma \cos\psi)^{1/2}}, \quad (3.3a)$$

$$\operatorname{tg}\theta = \frac{\sin\psi}{\gamma + \cos\psi}. \quad (3.3б)$$

Задля повноти наведемо визначення ψ через θ :

$$\cos\psi = -\gamma \sin^2\theta + \cos\theta \cdot (1 - \gamma^2 \sin^2\theta)^{1/2}, \quad (3.4)$$

$$\sin\psi = \sin\theta \cdot \left\{ 1 - \gamma^2 + 2 \cdot \gamma^2 \cdot \cos^2\theta + 2 \cdot \gamma \cdot \cos\theta \cdot [1 - \gamma^2 \cdot \sin^2\theta]^{1/2} \right\}^{1/2}. \quad (3.4a)$$

Величину $\frac{d\theta}{d\psi}$ легко обчислити, використовуючи (3.3):

$$\theta = \arccos\left(\frac{\gamma + \cos\psi}{(1 + \gamma^2 + 2\gamma \cos\psi)^{1/2}}\right), \quad (3.5)$$

отримуємо

$$\frac{d\theta}{d\psi} = \frac{1 + \gamma \cos\psi}{1 + \gamma^2 + 2\gamma \cos\psi}. \quad (3.6)$$

Таким чином:

$$F = \frac{1 + \gamma \cdot \cos\psi}{[1 + \gamma^2 + 2 \cdot \gamma \cdot \cos\psi]^{3/2}}. \quad (3.8)$$

У випадку відносних вимірів, коли вимірюються експериментальні значення $\dot{\sigma}_\theta^e$ для еталона та $\dot{\sigma}_\theta^3$ для зразка, можна записати:

$$\dot{\sigma}_\psi^e = \dot{\sigma}_\theta^e \cdot F_e, \quad \dot{\sigma}_\psi^3 = \dot{\sigma}_\theta^3 \cdot F_3.$$

Зважаючи, що $\psi_3 \neq \psi_e$, а $\theta_3 = \theta_e$, виходить:

$$\dot{\sigma}_\psi^3 = \dot{\sigma}_\psi^e \cdot \frac{\dot{\sigma}_\theta^3}{\dot{\sigma}_\theta^e} \cdot \frac{F_3}{F_e}. \quad (3.9)$$

Величини F_3/F_e наведені в Таблиці 3.1, там також наведена відповідність кутів θ та ψ^3 для вуглецю-12 і ψ^e – для свинцю-208, а також самі величини F_3 і F_e .

Таблиця 3.1. Відповідність кутів ЛСК до СЦМ для ^{12}C , ^{208}Pb та величини F_a та F_e .

θ , град	ψ^a , град	F_a	ψ^e , град	F_e	F_a/F_e
5	5,42	0,8526	5,02	0,9905	0,8608
10	10,83	0,8541	10,05	0,9906	0,8622
15	16,24	0,8567	15,07	0,9908	0,8648
30	32,39	0,8706	30,14	0,9917	0,8779
45	48,38	0,8932	45,20	0,9932	0,8993
55	58,91	0,9128	55,23	0,9945	0,9178
60	64,14	0,9238	60,24	0,9952	0,9283
75	79,62	0,9612	75,27	0,9975	0,9636
90	94,78	1,0035	90,28	1,0000	1,0035
105	109,62	1,0481	105,27	1,0025	1,0455
120	124,14	1,0919	120,24	1,0048	1,0867
125	128,91	1,1058	125,23	1,0055	1,0998
135	138,38	1,1314	135,19	1,0068	1,1238
150	152,39	1,1628	150,14	1,0084	1,1531
165	166,24	1,1831	165,07	1,0094	1,1721
170	170,83	1,1869	170,05	1,0095	1,1757
175	175,42	1,1893	175,02	1,0096	1,1780

ЛІТЕРАТУРА

1. Грицай О.О., Архипов В.М., Венедиктов В.М., Кислицький А.І., Клімова Н.А., Колотий В.В., Лібман В.А., Пшеничний В.А. Експериментальні установки для дослідження кутових розподілів квазімоноенергетичних нейтронів. Актуальні проблеми ядерної фізики та ядерної енергетики // Міжнародна конференція 29 травня–3 червня 2006 р. Абстракти доповідей. – Київ, Україна. – С. 125–126.
2. Simpson O.D., Miller L.G. Nucl. Instr. and Meth. – V. 61. – 1963. – 245 p.
3. Вертебный В.П., Кирилюк А.Л., Гнидак Н.Л., Трофимова Н.А., Гребнев А.В. Полные и парциальные нейтронные сечения некоторых лантанидов и делящихся ядер, измеренные с помощью скандиевого фильтра // Нейтронная физика (Материалы 3-й Всесоюзной конференции по нейтронной физике, Киев, 9–13 июня 1975 г.). – Часть 3. – М. – 1976. – С. 151–155.
4. Трофимова Н.А., Кирилюк А.Л., Вертебный В.П., Новоселов Г.М., Гнидак Н.Л., Павленко Е.А., Гребнев А.В. Определение S_0 -силовых функций и оптических длин рассеяния R' из усредненных нейтронных сечений с помощью скандиевого фильтра // Нейтронная физика (Материалы 4-й Всесоюзной конференции по нейтронной физике, Киев, 18–22 апреля 1977 г.). – Часть 2. – М. – 1977. – С. 227–231.
5. Tsang F.Y., Brugger R.M. The differential neutron scattering cross sections of uranium-238 at 144 keV // NSE. – V. 65. – 1978. – P. 70–75.
6. Вертебный В.П., Гнидак Н.Л., Гребнев А.В., Кирилюк А.Л., Новоселов Г.М., Павленко Е.А., Трофимова Н.А. Определение нейтронных силовых

- функций и оптических длин рассеяния тяжелых ядер с помощью изучения самоэкранирования резонансных нейтронов // Нейтронная физика (Материалы 5-й Всесоюзной конференции по нейтронной физике, Киев, 15–19 сентября 1980 г.). – Часть 2. – М. – 1980. – С. 249–253.
7. Вертебный В.П., Гнидак Н.Л., Гребнев А.В., Кирилюк А.Л., Павленко Е.А., Трофимова Н.А. Определение полного сечения и сечения рассеяния урана-235 для нейтронов с энергией 2 и 24,4 кэВ // Нейтронная физика (Материалы 5-й Всесоюзной конференции по нейтронной физике, Киев, 15–19 сентября 1980 г.). – Часть 2. – М. – 1980. – С. 254–256.
 8. Литвинский Л.Л., Лиман В.А., Мурзин А.В. Установка для определения угловых распределений упруго и неупруго рассеянных нейтронов с помощью нейтронных фильтров / Препринт КИЯИ-85-35. – Киев. – 1985.
 9. Литвинский Л.Л., Вертебный В.П., Лиман В.А., Мурзин А.В. Неупругое рассеяние нейтронов с энергией 144 кеВ торием-232 / Препринт КИЯИ-87-9. – Киев. – 1987.
 10. Гребнев А.В., Кирилюк А.Л., Николенко В.Г., Попов А.Б., Самосват Г.С. Изучение анизотропии килоэлектронвольтовых нейтронов, упруго рассеиваемых ядрами / Препринт ОИЯИ Р3-82-514. – Дубна. – 1982.
 11. Blatt J.M., Biedenharn L.C. The angular distribution scattering and reaction cross sections // *Rev. Mod. Phys.* – V. 24. – 1952. – P. 258–271.
 12. Маляров В.В. Основы теории атомного ядра. – Москва. – 1959. – 110 с.
 13. Пшеничный В.А. Математична модель вимірів кутових розподілів розсіяння нейтронів // Ядерні та радіаційні технології. – т.5 (№3–4). – Київ. – 2006. – С. 5–11.
 14. Пшеничный В.А. Программы обработки нейтронных резонансов “методом формы” / Препринт КИЯИ-74-16. – Киев. – 1974.

УДК 539.1.076

ПРИСКОРЕННЯ ІОНІВ АЗОТУ В ТАНДЕМІ ЕГП-10К*І.П. Дряпаченко, Л.П. Кацубо, Г.М. Козеряцка, Е.М. Можжухін
(ІЯД НАН України, м. Київ)*

В роботі наведені результати пошуку можливостей розширення «паспортних» характеристик електростатичного перезарядного прискорювача (тандема) ЕГП-10К з метою отримання та прискорення важких іонів. На сьогодні низькоенергетичні пучки різноманітних ядер (атомів, елементів) є підґрунтям цілих галузей високотехнологічного пошуку нових матеріалів, їх модифікації та різноманітних застосувань.

Вступ

Електростатичний перезарядний прискорювач (тандем) ЕГП-10К [1] став до ладу в Інституті ядерних досліджень НАНУ у 1989 р. і є єдиною прискорювальною установкою свого класу в Україні – з енергіями прискорених частинок в інтервалі 2–9 МеВ для однозарядних іонів. Робота такого прискорювача тільки з легкими іонами дещо звужує його можливості та, відповідно, експериментальні роботи, які проводяться на пучках. Тому була поставлена задача одержати прискорені пучки більш важких газових іонів, використовуючи наявне робоче джерело негативних іонів (дуоплазмотрон зі зміщеним анодом) та перевірити роботу прискорювача при проходженні важких іонів по тракту прискорення та перезарядки. Також треба було вивчити можливості ідентифікації та вимірювання прискорених важких іонів. Для початкового технологічного та методичного пошуку був обраний азот ^{14}N за рекомендаціями використання газових сумішей з воднем ^2H в плазмі джерела іонів. Після незначних технологічних доробок та модернізації вдалося отримати можливість роботи з такою газовою сумішшю – «азот-водень» – за різних пропорцій її складових. В результаті великого об'єму вимірювань та пошуку була доведена наявність іонів азоту у прискореному пучку в суміші з протонами (іонами водню ^1H) у відповідності із очікуваними при плануванні роботи інтенсивностями для подібної методики отримання іонів у джерелі прискорювача.

1 Стан проблеми

Однією з переваг електростатичних прискорювачів, як однокінцевих так і тандемів з перезарядкою, є можливість прискорення іонів у широкому діапазоні мас. При наявності відповідних джерел іонів (позитивних для однокінцевих та негативних для тандемів) на електростатичних прискорювачах можна одержувати високоенергетичні пучки іонів практично всієї періодичної системи (від водню до урану) як стабільних так і радіоактивних ізотопів. За різних величин енергії спорідненості до електронів для отримання різних негативних іонів з одного джерела (особливо для елементів із «критично» низькою енергією спорідненості) доцільно примусово змінювати енергетичний розподіл електронів в області відбору, для утворення в розряді підвищеної концентрації даного виду негативних іонів, наприклад, використовуючи суміші газів [2]. Робота джерела

негативних іонів на газових сумішах дозволяє варіювати густиною плазми та функцією розподілу електронів за енергією (за рахунок непружної взаємодії іонів із домішковим газом), що у деяких випадках сприяє збільшенню виходу негативних іонів. Так у роботі [3] за цією методикою було запропоновано отримання широкого спектру важких іонів достатньої технологічної інтенсивності (див. таблицю 1).

Оскільки в середовищі хімічно активних газів проблемою стають термін роботи підігрівного катоду та всього джерела негативних іонів (цей термін скорочується до декількох годин), було вирішено відмовитися від роботи із O, Cl, F та іншими газами з великими енергіями спорідненості до електронів, а значить й великими виходами негативних іонів.

Таблиця 1. Параметри газових сумішей та отриманих пучків іонів

Тип іону	Газова суміш	Струм пучка (мкА)
H ⁻	H ₂	80
(CH) ⁻	10% CH ₄ + H ₂	0,26 – ¹² C
(NH) ⁻	20% N ₂ + H ₂	2,0 – ¹⁴ N
O ⁻		5,0
F ⁻	2% Freon + H ₂	2,0
S ⁻	2% SF ₆ + H ₂	2,8
³⁵ Cl ⁻	2% Freon + H ₂	35
I ⁻	H ₂ + Iodine Crystals	5,0

В якості домішкового (баластного) газу було вирішено використовувати водень, хоча добре себе зарекомендували в цій якості аргон чи гелій. Дійсно, для аргону енергія електронів у дуговому розряді значно нижча ніж в розрядах на інших газах за рахунок малого потенціалу іонізації аргону. Як наслідок буде вище вірогідність дисоціативного захвату електронів молекулою азоту, а також утворення N⁻ в процесах потрійних зіткнень й т. ін. Однак термін роботи джерела негативних іонів на сумішах газів з важкими компонентами (Ar, Ne ...) обмежується (приблизно 10–20 годин) суттєвим розпиленням накаливающего катоду важкими позитивними іонами. Що стосується використання у якості баластного газу гелію, то з-за високого потенціалу іонізації $E \sim 25$ eV гелій не може ефективно знизити середню температуру електронів у дуговому розряді. Знов-таки, пучок іонів He⁽⁺⁾ з-за низької енергії спорідненості $E \sim 0,08$ eV не може слугувати «реперною» складовою багатокомпонентного іонного пучка, на якій можна було б стабілізувати режими роботи прискорювача ЕПП-10К.

Використання у цій роботі в якості баластного газу водню обумовлено технологічною необхідністю введення тандема ЕПП-10К у робочий режим та його підтримання. Насамперед, щодо незмінності положення прискорених іонних пучків на фізичній мішені під час експозиції за рахунок прив'язки до сильнотримої компоненти – пучку H⁻. Априорі мається на увазі, що траєкторії пучків H⁽⁺⁾ та N⁽⁺⁾ в електростатичних пристроях ідентичні. З а використання наведеної нижче методики вони легко ідентифікуються, й крім того баластний

пучок N^+ при необхідності прибирався з фізичної мішені (при фактично незмінному положенні пучка N^+) невеликим магнітним полем аналізуючого магніту СП-88 (його додаткової обмотки).

На виході перезарядних електростатичних прискорювачів можливо отримати пучки іонів з енергією $E = e \cdot U_k(1+Z)$, де e – заряд електрону, U_k – потенціал кондуктору, Z – зарядовий стан іонів після проходження перезарядної мішені. Тому дуже цікаві у цьому випадку важкі негативні іони, оскільки їх зарядовий стан Z може бути доволі високим. Нами були розраховані величини середніх зарядів q та розподіл по зарядовим станам F_q для іонів азоту в діапазоні енергій 1–5 MeV при їх проходженні крізь перезарядну вуглецеву мішень завтовшки 5–15 мкг/см², яка уявляє собою тонку, фактично прозору плівку напиленого вуглецю. Результати розрахунків наведені гістограмами на рисунку 1. Перезарядна мішень дає внесок в енергетичний розкид, який в основному залежить від товщини перезарядної мішені (стріпера).

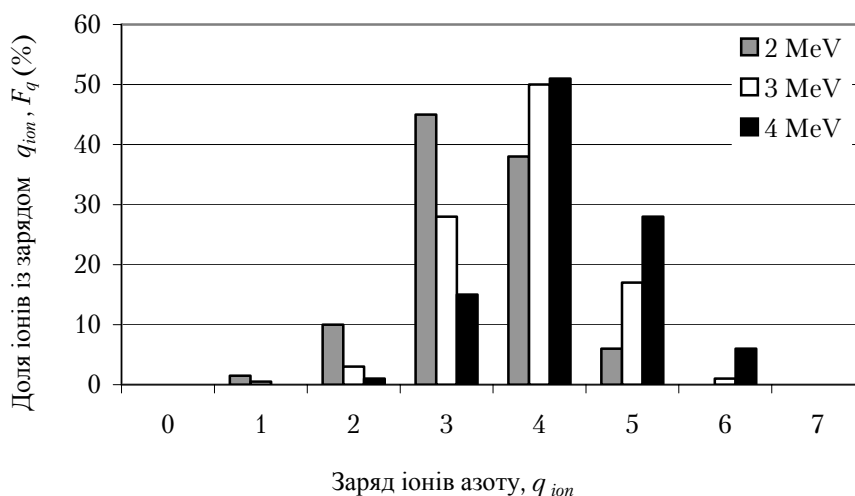


Рис. 1. Розподіл F_q по зарядовим станам для іонів азоту в діапазоні енергій 1–5 MeV

Проходження іонів через стріпер супроводжується втратою енергії, збільшенням енергетичного розкиду, розсіюванням, нагріванням та розпиленням речовини стріпера.

2 Експериментальна частина

2.1 Інжектор джерела негативних іонів

Робота виконана на існуючому інжекторному комплексі електростатичного перезарядного прискорювача ЕПП-10К, який у деталях презентовано у роботах [4, 5]. Нами використовувався дуоплазмотрон із фіксованим зміщенням емісійного отвору, який був розроблений в НІЕФА ім. Єфремова для електростатичних перезарядних прискорювачів. Радіальне

зміщення (неспіввісність) проміжного електроду відносно емісійного отвору у конструкції джерела негативних іонів складало $\sim 1,2$ мм. В газовий проміжок джерела подається звичайний водень. Напуск робочого газу чи суміші газів здійснюється у джерелі крізь анодний фланець за використання діелектричного капіляру від двоканального натікача СНА-2. У якості емітера первинних електронів в джерелі негативних іонів використовується вольфрамовий катаний дріт діаметром 0,9 мм. За ініціації розряду в плазмі утворюються голі ядра водню, позитивні молекулярні іони H_2^+ , а на периферії плазми – негативні іони атомарного водню H^- . Саме тільки вони й витягуються із газового проміжку екстрагуючим електродом для подальшого двокаскадного прискорення у тандемі. Корегування положення ділянки із високим вмістом негативних іонів (та мінімальним виходом супутніх електронів) відносно емісійного отвору відбувається шляхом зміни струму крізь обмотку електромагніту джерела.

Оскільки основний внесок у процес руйнації негативних іонів вносять їх зіткнення із «швидкими» електронами з енергією $E_i \geq 5 \div 10$ eV, то для ефективного виводу із джерела утворених іонів необхідно звести до мінімуму час їх знаходження у плазмі, наблизити місце генерації негативних іонів до отвору відбору іонів із джерела. З цією метою було встановлено оптимальну відстань між анодною вставкою та проміжним електродом $\sim 0,8$ мм та обрано оптимального діаметра емісійного отвору в анодній танталовій вставці $\sim 0,6$ мм. При цьому газові витрати у джерелі негативних іонів не перевищували $5 \div 10$ см³/год. У цих умовах (оптимальних витрат робочого газу) на виході інжектора були отримані пучки іонів H^- з енергією іонів $15 \div 17$ кВ та струмом $5 \div 10$ мкА (за струму супутніх електронів менш за 0,5 мА) із задовільними оптичними (фазовими) характеристиками. Так діаметр пучка у першому кросовері (на відстані ~ 1 м від джерела іонів) не перевищував $2 \div 3$ мм.

2.2 Ідентифікація іонів азоту у прискореному пучку тандему ЕПП-10К

Задля ідентифікації змісту прискореного пучка було вирішено використати результати вимірювань продуктів пружного розсіяння його на бомбардованих мішенях різного елементного складу у відповідних кінематичних умовах. На рисунку 2 відтворена схема вимірювань в камері під прискорювачем за використання існуючої методики реєстрації продуктів ядерних реакцій, яка вже традиційно використовується на тандемі ЕПП-10К [6–10]. Треба зауважити про неможливість проведення очікуваних прискорених важких іонів з використанням аналізуючого магніту тандему у робочий експериментальний бокс за малого «штатного» магнітного поля. Було використане обладнання прямо під прискорювачем (див. вставку на рис. 2).

Вимірювання проводились для двох фіксованих значень (35° та 150°) кутів реєстрації заряджених частинок, які вилітають із бомбардованою пучком мішені. Треба зразу зауважити, що вимірювання проводились в декілька етапів з більшими чи меншими часовими перервами, які були обумовлені або «виробничими» умовами використання пучка прискорювача, або необхідністю чи бажанням методичних змін в роботі за темою. В таблиці 2 наведені результати кінематичних обрахунків енергії очікуваних продуктів пружного розсіяння на ці кути протонів та іонів азоту (^{14}N) на різних мішенях та для відповідних енергій прискорення. Наявність в таблиці значної кількості ядер-мішеней обумовлена бажанням та необхідністю врахування можливих процесів взаємодії пучка з

мішенню, які могли б замаскувати чи сфальшувати ідентифікацію наявності в пучку важких іонів.

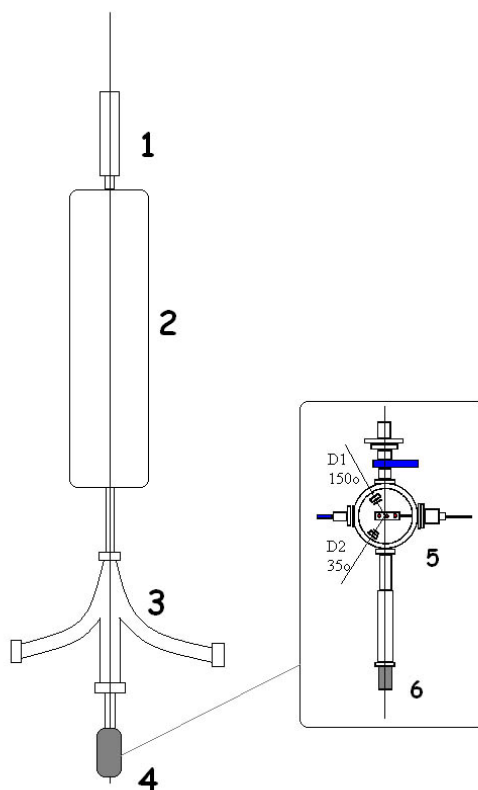


Рис. 2. Схема розташування обладнання та проведення вимірювань: 1 – інжектор та джерело іонів, 2 – бак прискорювача, 3 – аналізуючий магніт, 4 – вакуумна камера з детекторами та мішенню (див. вставку), 5 – камера для розміщення досліджуваних мішеней та детекторів, 6 – циліндр Фарадея

Як і передбачалось, для ідентифікації складу пучка іонів довелось використовувати більш важку мішень (наприклад, ^{192}Au), бо пошукувані іони азоту не розсіюються вуглецем на кут більший ніж $\theta = 59^\circ$ за даних кінематичних умов (див. табл.2).

Було також збільшено енергію пучка до 4,2 MeV ($Z = 1$), що надало додаткову перевірку енергетичної калібровки спектрів, а за більшої зміни енергії повинне суттєво збільшитися значення ефективного заряду, а відповідно і енергії іонів ($Z > 1$). Додаткові можливості ідентифікації та аналізу складу прискореного пучка надавала наявність корегуючої обмотки штатного аналізуючого магніту СП-88 з можливістю малої крокової зміни струму в ній від 0 до 300 мА, чого вистачало для повного відхилення пучка протонів з енергією 4÷5 MeV від оптимальної траєкторії бомбардування мішені.

Таблиця 2. Результати розрахунків кінематики енергії продуктів взаємодії прискореного пучка із бомбардованою мішенню

Енергія пучка	Досліджувана взаємодія	$\theta = 35^\circ$	$\theta = 150^\circ$
4 MeV	H(p,p)H	2,68 MeV	Max 90°!
	$^{12}\text{C}(p,p)^{12}\text{C}$	3,879 MeV	2,92 MeV
	$^{16}\text{O}(p,p)^{16}\text{O}$	3,91 MeV	3,16 MeV
	$^{58}\text{Ni}(p,p)^{58}\text{Ni}$	3,974 MeV	3,747 MeV
	$^{192}\text{Au}(p,p)^{192}\text{Au}$	3,992 MeV	3,922 MeV
	$^{12}\text{C}(^{14}\text{N}, ^{14}\text{N})^{12}\text{C}$	2,456 MeV	Max 59°!
	$^{16}\text{O}(^{14}\text{N}, ^{14}\text{N})^{16}\text{O}$	2,842 MeV	0,023 MeV
	$^{58}\text{Ni}(^{14}\text{N}, ^{14}\text{N})^{58}\text{Ni}$	3,664 MeV	1,592 MeV
	$^{192}\text{Au}(^{14}\text{N}, ^{14}\text{N})^{192}\text{Au}$	3,896 MeV	3,045 MeV
4,52 MeV	H(p,p)H	3,031 MeV	Max 90°!
	$^{12}\text{C}(p,p)^{12}\text{C}$	4,394 MeV	3,30 MeV
	$^{16}\text{O}(p,p)^{16}\text{O}$	4,41 MeV	3,57 MeV
	$^{192}\text{Au}(p,p)^{192}\text{Au}$	4,511 MeV	4,432 MeV
	$^{192}\text{Au}(^{14}\text{N}^+, ^{14}\text{N})^{192}\text{Au}$	4,402 MeV	3,441 MeV
$E(^{14}\text{N}^{++}) = 6,78 \text{ MeV}$	$^{192}\text{Au}(^{14}\text{N}^{++}, ^{14}\text{N})^{192}\text{Au}$	6,603 MeV	5,162 MeV
$E(^{14}\text{N}^{+++}) = 9,04 \text{ MeV}$	$^{192}\text{Au}(^{14}\text{N}^{+++}, ^{14}\text{N})^{192}\text{Au}$	8,766 MeV	6,85 MeV

Не стільки очікувані, скільки отримані інтенсивності можливого пошукуваного ефекту від прискорених іонів газів (азоту) обумовили роботу з детектором заряджених частинок під кутом 35° . Детектор під великим кутом (150°) використовувався за необхідності контрольних вимірювань. З досить великої кількості накопичених даних для різних технологічних умов прискорення та виведення пучка нижче наведені результати, які були отримані при напрузі на високовольтному електроді 2,25 Мв, що відповідає енергії одностарядних іонів на мішені 4,5 MeV. Підсилення спектрометричного тракту не змінювалося й постійна ціна каналу в наведених нижче спектрах дорівнює 11 кеВ.

3 Результати вимірювань та висновки

На рисунку 3 наведені спектри заряджених частинок, які вилітають під кутом 35° із золотої мішені (^{192}Au), бомбардованої пучком газової суміші ($^1\text{H} + ^{14}\text{N}$) з вимкненою (спектр 28) та включеною додатковою обмоткою з максимальним струмом 280 мА (спектр 29). Кількісний склад газової суміші визначався по вакууму в об'ємі інжектора. Наприклад, із газовою сумішшю вакуум був $2,7 \cdot 10^{-6}$, а з перекритим воднем – $1,4 \cdot 10^{-6}$ мм рт.ст. Піки біля 390 каналу в обох спектрах відповідають пружному розсіянню протонів,

прискорених до енергії 4,5 МеВ, які логічно «зникають» за увімкненого магнітного поля (спектр 29). Оскільки мішень бомбардується «прямим» пучком із прискорювача, то в ньому можуть бути домішки різних частинок від нейтральних атомів до молекулярних пучків, пучків природних ізотопів водню й т. ін., які не відхиляються полем аналізуючого магніту. За малого магнітного поля «не зникатимуть» набагато важчі іони азоту, прояв яких ми очікуємо при більших енергіях (430, 600, 750 канали), що відповідає енергіям іонів азоту із $Z=2$ (6,75 МеВ) та $Z=3$ (9 МеВ). Невеличкий зсув груп в спектрах може бути викликаний малими змінами траєкторії пучка та кінематикою взаємодії при цьому.

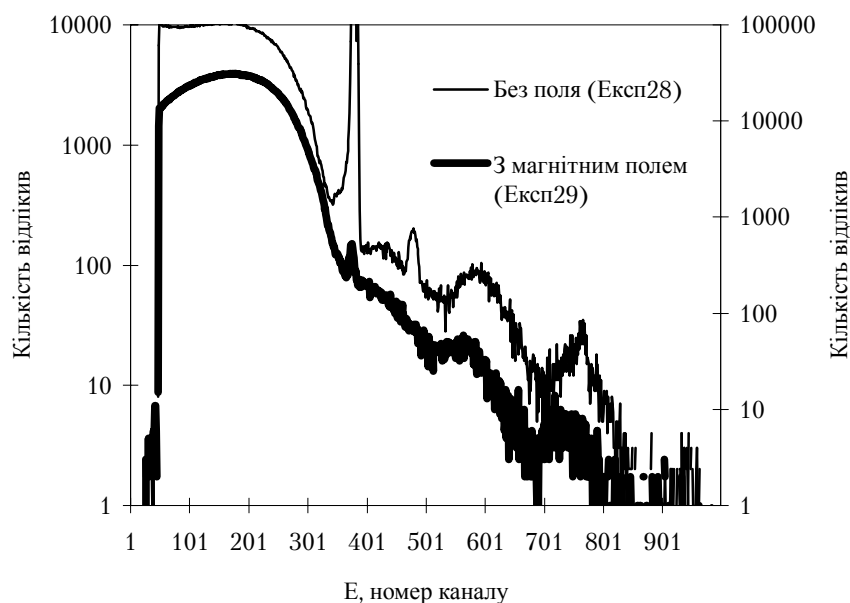


Рис. 3. Спектри пружного розсіяння заряджених частинок прискореного пучка. Мішень – ^{192}Au . Напруга на кондукторі – 2,5 МВ. Кут реєстрації – 35° . «Без поля» – спектр 28 (ліва вісь для кількості відліків) й «з магнітним полем» – спектр 29 (права вісь для кількості відліків)

Нарешті, на рисунку 4 наведені спектри «з азотом» (за напуску азоту в джерело вакуум змінився із 1,5 до $2,7 \cdot 10^{-6}$ мм рт.ст.) – спектр 32 й «без азоту» – спектр 33. Напуск азоту призводить до зменшення загального струму пучка на діагностичних пристроях. Мабуть, це не дивно, бо вище наводилися (див. табл.1) дані про 80 мкА протонів та 2 мкА іонів азоту в пучку для їхньої суміші в джерелі.

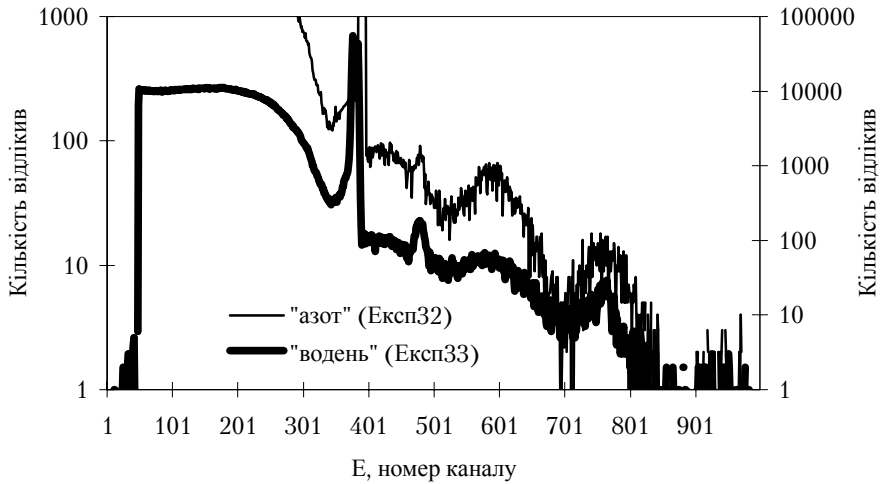


Рис. 4. Спектри розсіяних заряджених частинок за різного складу газової суміші в інжекторі: «з азотом» – спектр 32 (ліва вісь для кількості відліків) й «водень» (без азоту) – спектр 33 (права вісь для кількості відліків)

Це й проявляється у відносних інтенсивностях водневих пічків пружного розсіяння (380 канал).

Але, якщо розглянути саме ці ділянки двох спектрів (вище 400 каналу) з нормуванням по «пружному водню» (див. на рис. 5 ті ж спектри із лінійною шкалою), то стає наявною суттєва різниця інтенсивності у ділянках спектрів, які відповідають енергії двозарядних іонів азоту у 6,75 MeV (600 канал) та тризарядних іонів у 9 MeV (750 канал). Треба враховувати те, що газове середовище у джерелі не змінюється миттєво при напуску чи перекритті відповідного газу (цим й пояснюються лапки – «з азотом» чи «без азоту»). А тому й структура спектрів (треба пам'ятати про логарифмічну шкалу щодо інтенсивності) обумовлюється незначними змінами за малих виходів продуктів у тривалі проміжки часу. Що стосується кількісної оцінки отриманої інтенсивності ідентифікованих важких іонів, то вона відповідає проектним значенням роботи [3]: співвідношення струмів для іонів $H / {}^{14}N$ (80 мкА/2 мкА) як 40:1. За висхідної інтенсивності пучка протонів (водню) у наших експериментах у $\sim 1,5$ мкА було зафіксоване співвідношення сум в означених вище відповідних ділянках («водневій» та «азотній») спектрів як 17:1, що відповідає струму пучка негативних іонів азоту ~ 100 нА.

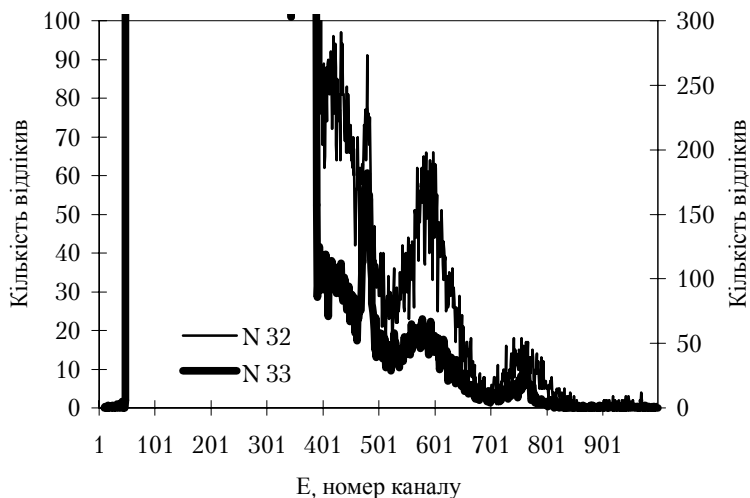


Рис. 5. Ділянки спектрів розсіяних заряджених частинок за різного складу газової суміші в інжекторі: «з азотом» – спектр 32 (ліва вісь для кількості відліків) й «без азоту» – спектр 33 (права вісь)

Таким чином, в роботі підтверджена можливість прискорення іонів азоту з використанням газової суміші «водень + азот» в джерелі негативних іонів інжектора тандемного прискорювача ЕПП-10К. Однак досягнуті «слідові» інтенсивності прискорених іонів не доводять можливості використання існуючого джерела негативних іонів для отримання пучків важких (газових) іонів для технологічних та експериментальних цілей. Тому надалі планується використати в інжекторі прискорювача ЕПП-10К джерело негативних іонів із «холодним» катодом з відповідною системою живлення, охолодження та діагностики.

ЛІТЕРАТУРА

1. Иванов А.С., Киршин Г.Ф., Латманизов В.М., Лысов А.В., Михайлов В.Д., Рашаль Г.Я., Субботкин С.А. Электростатический ускоритель с перезарядкой типа ЭПП-10К-1 // Атомная энергия – т. 34, вып. 5 – 1973. – С. 401–403.
2. J.P.Martin, R.J.Leveague // Nucl.Instr.&Meth. – 80, 2. – 1970. – P. 229.
3. Proposal for 14 MV Tandem Facility // High Voltage Engineering Corporation Technical Report. – 1975.
4. Кацубо Л.П., Тоцкий Ю.И., Бойко Я.И., Руденко А.Я. Инжекторный комплекс электростатического перезарядного ускорителя ЭПП-10К // Материалы конференции ИЯИ НАН Украины. – Киев. – 1995. – С. 83–88.
5. Кацубо Л.П., Тоцкий Ю.И., Можжухин Э.Н., Худенко А.Я. Инжекторный комплекс ионов тандем-генератора ЭПП-10К // Труды XI Совещания по Электростатическим ускорителям. – Обнинск. – 1995. – С. 209–214.

6. Дряпаченко І.П., Жук В.В., Кацубо Л.П., Можжухін Е.М., Шведов А.А. Про можливість кінематично повних вимірювань взаємодії двох продуктів у кінцевому стані з розщеплення дейтрона протонами з енергією 5,5 МеВ // Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень. – №1(7). – 2002. – С. 40–45.
7. Горюнов О.Ю., Дряпаченко І.П., Можжухін Е.М., Ніколаєв В.І., Стрильчук М.В. Визначення абсолютного значення енергії частинок виведеного пучка тандема ЕПП-10К за допомогою γ -спектрометрії // Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень. – №1(9). – 2003. – С. 135–139.
8. Дряпаченко І.П., Можжухін Е.М. Розсіяння та реакції пучків протонів та дейтронів з енергією 1,6–7,3 МеВ Київського тандему ЕПП-10К // Ядерні та радіаційні технології. – т. 4, №2. – 2004. – С. 76–89.
9. Дряпаченко І.П., Жук В.В., Кацубо Л.П., Козерацька Г.М., Можжухін Е.М. Розширення діапазону параметрів пучка прискорених іонів ЕПП-10К // Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень. – №1(12). – 2004. – С. 138–142.
10. Дряпаченко І.П., Кацубо Л.П., Можжухін Е.М. Нейтральні частинки в пучку тандема ЕПП-10К // Щорічна наукова конференція ІЯД (Київ, 25–28 січня 2005 р.). – Київ. – 2005.

УДК 621.039.665

ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ ГАММА-СПЕКТРОМЕТРІЇ ДЛЯ РЕЄСТРАЦІЇ НИЗЬКИХ ПИТОМИХ АКТИВНОСТЕЙ АМЕРИЦІЮ-241 В ОБ'ЄКТАХ РАДІОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ

А.П. Лашко, Т.М. Лашко (ІЯД НАН України, м. Київ)

Описані методики та напівпровідникові гамма-детектори для спектрометрії гамма-випромінюючих радіонуклідів. Визначені нижні рівні детектування ^{241}Am у пробах ґрунту, повітря, води та біологічних об'єктах із зони аварії на ЧАЕС. Подані рекомендації щодо доцільності використання методів гамма-спектрометрії в залежності від рівнів та ізотопного складу забруднення.

1 ВСТУП

Забруднення довкілля радіоактивними елементами зумовило необхідність розробки ефективних методів їх моніторингу. Особливу увагу тривалим впливом на навколишнє середовище внаслідок великих періодів напіврозпаду і активною міграцією в біологічних ланцюгах привертають актиноїди – трансуранові і трансплутонієві елементи. Традиційно для їх моніторингу використовують радіохімічний метод, який на сьогоднішній день залишається найбільш чутливим, але високі трудомісткість та вартість робіт лімітують масштаби радіохімічних досліджень. Необхідність моніторингу величезних територій після аварії на Чорнобильській АЕС змістила акценти в бік гамма-спектрометричного методу, який базується на реєстрації гамма- і рентгенівських квантів [1]. На жаль ^{241}Am – єдиний з довгоіснуючих актиноїдів, який має зручну для вимірювання та достатньо інтенсивну гамма-лінію.

На допомогу приходить метод ізотопних кореляцій, який можна використовувати, якщо між концентраціями радіонуклідів існують постійні співвідношення. На відміну від радіонуклідів легких елементів (йоду, телуру та цезію) забруднення природного середовища ближньої зони ЧАЕС трансурановими і трансплутонієвими елементами обумовлено їх перебуванням в складі паливних частинок. Характерною особливістю проб ґрунту чи інших складових навколишнього середовища, що містять переважно паливні частинки, є близькість експериментальних до розрахованих для 4-го блоку ЧАЕС радіонуклідних співвідношень “нелетючих” елементів. Іншими словами, такого роду проби можна вважати репрезентативними для передаварійного палива.

В перші роки після аварії на ЧАЕС концентрацію плутонію в зоні відчуження оцінювали за коефіцієнтом кореляції $^{144}\text{Ce}/\text{Pu}$ [2]. В даний час, внаслідок розпаду ^{144}Ce , здійснити це неможливо. Тому сьогодні більш перспективним вважається визначення вмісту трансуранових елементів за результатами вимірювання інтенсивності гамма-випромінювання ^{241}Am . Коефіцієнт кореляції можна отримати або за даними радіохімічних аналізів, або, як пропонується в роботі [3], за даними рентгено-спектрометрії.

Незважаючи на оперативність і порівняно низьку собівартість гамма-спектрометричного методу детектування ^{241}Am , успіх його безпосереднього застосування залежить від ряду чинників. Виконана робота присвячена з'ясуванню можливості визначення вмісту ^{241}Am в зразках об'єктів

навколишнього середовища, відібраних у зоні відчуження ЧАЕС, в залежності від реально існуючих рівнів та ізотопного складу забруднення, а також наявної напівпровідникової гамма-спектрометричної апаратури.

2 МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Термінологія

Межа детектування – це термін, який використовується для визначення детектуючих можливостей вимірювальної системи за певних умов [5, 6]. Оцінка найменшої активності гамма-випромінюючого радіонукліда, яка може бути зареєстрована за час вимірів, може бути розрахована кількома різними способами. Найбільш поширений вираз для оцінки межі детектування, яку часто називають нижнім рівнем детектування (Lower limit detection – LLD) і який містить 5 % ризику помилкового твердження, що активність є, та 95 % імовірності детектування наявної активності, наступний [7]:

$$LLD = \frac{4,66 \cdot S_b}{\varepsilon \cdot P_\gamma}, \quad (1)$$

де $S_b = \sqrt{S_f / t}$ – оцінена середньоквадратична похибка швидкості лічби імпульсів в фотопіці, S_f – площа фону в області фотопіка, t – тривалість експозиції;

ε – ефективність реєстрації спектрометра при даній енергії;

P_γ – абсолютна інтенсивність γ -лінії.

Другий термін, зазвичай пов'язаний з межею детектування, мінімальна детектована концентрація (MDC), може бути записаний у вигляді:

$$MDC = \frac{4,66 S_b}{\varepsilon \cdot P_\gamma \cdot W}, \quad (2)$$

де W – маса зразка (кг).

Як видно з виразів (1) та (2), факторами, що впливають на рівні детектування, є ефективність реєстрації спектрометра, кількість речовини в пробі (маса або об'єм), тривалість експозиції (пов'язана з S_b) та величина фону. Для отримання низького рівня детектування ефективність реєстрації повинна бути високою, маса зразка достатньо великою, тривалість експозиції має бути якомога довшою, а фон якомога нижчим. Геометрія вимірів дуже впливає на ефективність реєстрації. Вона зменшується, коли зростає об'єм проби (а отже і відстань від детектора). Таким чином, щоб досягти низьких рівнів детектування, потрібно використовувати оптимальні розміри проб і геометрію вимірів. Подвоєння тривалості експозиції покращує рівні детектування лише в $\sqrt{2}$ раз, тому для їх зменшення вдвічі час вимірів треба збільшити в 4 рази. Власний фон спектрометра потрібно зробити настільки низьким, наскільки це можливо. Кількість і тип радіонуклідів у γ -спектрі суттєво впливають на рівень фону в області комптонівського розсіяння. Тому рівні детектування для радіонуклідів з більш низько-енергетичними γ -лініями (які знаходяться на комптонівському розподілі) будуть вищими.

2.2 Апаратура

Особливість гамма-спектрів проб із зони аварії на ЧАЕС полягає в тому, що питома активність ^{137}Cs на два порядки (а в районах цезієвих плям на чотири порядки) більша за питому активність інших ізотопів. Найбільш інтенсивні гамма-лінії у них до того ж мають енергію, меншу за 661 кеВ, і тому знаходяться на комптонівському фоні від $\gamma 661$ кеВ ^{137}Cs . Ця обставина змушує висувати підвищені вимоги до спектрометричної апаратури, такі як роздільна здатність, ефективність реєстрації, відношення фотопик/комптон тощо.

Сьогодні в світі виготовляють велику кількість напівпровідникових гамма-детекторів, різноманітних за своїм призначенням та характеристиками. Так, лише компанія ORTEC випускає понад 100 типів детекторів, які можна об'єднати в шість основних серій [4]. Їх характеристики подано в табл. 1. Аналогічні за своїми характеристиками типи напівпровідникових гамма-детекторів можна знайти і в каталозі компанії CANBERRA. В останньому рядку таблиці подано характеристики коаксіальних Ge(Li)-детекторів серії ДГДК виробництва СРСР, які ще досить поширені.

Таблиця 1. Характеристики основних типів напівпровідникових детекторів виробництва компанії ORTEC

Тип детектора	Геометрія	Товщина вхідного вікна, мкм	Робочий діапазон енергій, кеВ	Матеріал	Розмір кристала	Роздільна здатність
HPGe Coax (GEM Series)	Коаксіальний з закритим кінцем	600	40–10 000	HPGe P-типу	Ефективність (10–100) %	1,75–2,30 кеВ на $\gamma 1332$ кеВ ^{60}Co
GAMMA-X (GMX Series)	Коаксіальний з тонким вхідним вікном	0,3	3–10 000	HPGe N-типу	Ефективність (10–80) %	1,80–2,40 кеВ на $\gamma 1332$ кеВ ^{60}Co 665–1200 еВ на $\gamma 5,9$ кеВ ^{55}Fe
HPGe Well (GWL Series)	Типу «колодязь»	0,3	10–10 000	HPGe P-типу	Активний об'єм до 400 см ³	2,10–2,30 кеВ на $\gamma 1332$ кеВ ^{60}Co 1,20–1,40 кеВ на $\gamma 122$ кеВ ^{57}Co
HPGe LEPS (GLP Series)	Планарний	0,3	3–600	HPGe P-типу	Діаметр (6–36) мм	165–365 еВ на $\gamma 5,9$ кеВ ^{55}Fe 480–595 еВ на $\gamma 122$ кеВ ^{57}Co
LO-AX	Короткий коаксіальний з тонким вхідним вікном	0,3	3–1 000	HPGe N-типу	Діаметр (36–60) мм	300–495 еВ на $\gamma 5,9$ кеВ ^{55}Fe 585–720 еВ на $\gamma 122$ кеВ ^{57}Co
Si(Li) LEPS (SLP Series)	Планарний	0,1	1–30	Si(Li)	Діаметр (4–16) мм	160–250 еВ на $\gamma 5,9$ кеВ ^{55}Fe
ДГДК	Коаксіальний з закритим кінцем	600	40–10 000	Ge(Li)	Ефективність (2–16) %	2,0–5,0 кеВ на $\gamma 1332$ кеВ ^{60}Co

Детектори серій GEM, GMX, GLP та LO-AX за своїми технічними характеристиками можуть бути використані для детектування ^{241}Am . Si(Li)-детектори серії SLP призначені для спектроскопії рентгенівського випромінювання в низькоенергетичній області (до 30 кеВ). HPGe-детектори серії GWL застосовуються для аналізу невеликих за розміром ($\varnothing 1,45 \times 4,0$ см) низькоактивних проб у 4 π -геометрії і малоприсади для вимірювання вмісту ^{241}Am в зразках об'єктів навколишнього середовища, відібраних у зоні відчуження ЧАЕС.

Автори мали можливість провести дослідження на детекторах серій GMX, GEM, GLP, ДГДК та антикомтонівському гамма-спектрометрі фірми CANBERRA (модель GR-1519), характеристики яких наведено в табл. 2.

Таблиця 2. Напівпровідникові детектори на яких були проведені дані дослідження

Тип детектора	Розмір	Роздільна здатність
GMX-30190	Ефективність 32,5 %	1,89 кеВ на 1,33 МеВ ^{60}Co
GEM-40195	Ефективність 43,0 %	1,73 кеВ на 1,33 МеВ ^{60}Co
GLP-36360/13	$\varnothing 36$ мм	580 еВ на 122 кеВ ^{57}Co
ДГДК-80	Ефективність 8,7 %	2,55 кеВ на 1,33 МеВ ^{60}Co
GR-1519	Ефективність 15 %	1,9 кеВ на 1,33 МеВ ^{60}Co

Для вимірів гамма-спектрів було використано гамма-спектрометр на базі вищезгаданих напівпровідникових детекторів та багатоканального буфера 919 SPECTRUM MASTER, до складу якого входить амплітудо-цифровий перетворювач (АЦП) з фіксованим часом перетворення 7 мкс. Всі детектори мали стандартний пасивний захист (10 см Pb + Cd + Cu + Al). В антикомтонівському гамма-спектрометрі GR-1519 використовується АЦП з фіксованим часом перетворення 0,8 мкс. Для цього гамма-спектрометра коефіцієнт зменшення комптонівського фону від ^{137}Cs сягає 8.

2.3 Вибір оптимальної геометрії вимірів

При визначенні вмісту гамма-випромінюючих радіонуклідів, гамма-лінії яких знаходяться в низькоенергетичній області спектру, особливе значення для низькоактивних зразків має вибір оптимальної геометрії вимірів та оптимальної товщини проби. Очевидно, що для коаксіального детектору оптимальною буде 4 π -геометрія, а для планарного детектора – 2 π -геометрія, тобто щось подібне до посудини Марінеля з мінімальним об'ємом у першому випадку та точкового джерела впритул до детектора – у другому випадку. Але на практиці ці вимоги здебільшого неможливо виконати, оскільки завжди доводиться знаходити оптимальний варіант між збільшенням кількості речовини та погіршенням геометрії експерименту. Тілесний кут геометрії вимірювання прямо пропорційно залежить від площі кристалу, тому бажано використовувати детектори з великою площею поверхні.

При визначенні вмісту ^{241}Am в об'ємних пробах об'єктів навколишнього середовища з районів, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС, було досліджено різні геометрії. Для характеристики геометрії вимірів у випадку об'ємного джерела випромінювання зручно ввести термін “коефіцієнт ефективності геометрії” (k_{eff}), що дорівнює відношенню ефективностей реєстрації спектрометра для об'ємного та точкового джерел.

В табл. 3 наведені експериментальні значення коефіцієнта ефективності геометрії (k_{eff}) для γ 59 кеВ ^{241}Am для різних типів детекторів та різних за товщиною джерел випромінювання.

Таблиця 3. Експериментальні значення коефіцієнта ефективності геометрії (k_{eff}) для γ 59 кеВ ^{241}Am для різних типів детекторів та різних за товщиною джерел випромінювання

Тип детектора	Діаметр кристала, мм	k_{eff} для γ 59 кеВ ^{241}Am	
		Джерело \varnothing 70×20 мм; m = 100 г	Джерело \varnothing 70×40 мм; m = 200 г
GMX-30190	55	0,51 ± 0,04	0,28 ± 0,03
GEM-40195	60	0,35 ± 0,03	0,21 ± 0,03
GLP-36360/13	36	0,37 ± 0,03	0,21 ± 0,03
ДГДК-80	40	0,32 ± 0,10	0,18 ± 0,06

Видно, що значення коефіцієнту ефективності геометрії для різних типів детекторів майже однакові. Деякі розбіжності обумовлені конструктивними особливостями, такими як відстань від кристала до корпусу детектора тощо. Оскільки детектори мали різні розміри кристалів, можна зробити висновок, що варіювання діаметру проби в розумних межах (близьких до розмірів кристалів) мало впливає на коефіцієнт ефективності геометрії. Збільшення товщини проби в два рази (від ~ 3 до ~ 6 г/см²) призводить до погіршення коефіцієнта ефективності геометрії в 1,7–1,8 рази внаслідок зменшення тілесного кута та збільшення самопоглинання в пробі. Це означає, що площа піку повного поглинання γ 59 кеВ ^{241}Am при збільшенні маси проби в два рази збільшується лише на 10–20 %, тоді як фон зростає майже прямо пропорційно активності проби і, таким чином, погіршується відношення фотопік/фон.

3 ВИЗНАЧЕННЯ НИЖНІХ РІВНІВ ДЕТЕКТУВАННЯ ^{241}Am НАПІВПРОВІДНИКОВИМИ ДЕТЕКТОРАМИ РІЗНИХ СЕРІЙ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД СПІВВІДНОШЕННЯ Cs/Am В ПРОБАХ

3.1 Визначення нижніх рівнів детектування ^{241}Am для об'ємних джерел випромінювання

Для визначення нижніх рівнів детектування ^{241}Am в пробах об'єктів навколишнього середовища гамма-спектрометрами на базі напівпровідникових детекторів різних типів були використані калібрувальні об'ємні джерела випромінювання, а також 23 проби ґрунту, відібрані в напрямках південного, південно-західного, західного, північно-західного та північно-східного слідів викиду радіонуклідів з рівнями забруднення місцевості ^{137}Cs від 4 до 1200 Ки/км² та співвідношеннями Cs/Am від 60 до 7000 [8]. Їх характеристики подано в табл. 4.

На рис. 1–4 для гамма-спектрометрів з напівпровідниковими детекторами GMX-30190, GEM-40195, GLP-36360/13 та для антикомptonівського гамма-спектрометра GR-1519 наведено експериментальні значення нижніх рівнів детектування ^{241}Am в оптимальній геометрії для об'ємних джерел

випромінювання (тривалість експозиції 10000 с) в залежності від співвідношення Cs/Am та апроксимацію цієї залежності за методом найменших квадратів прямою лінією. Там, де експериментальні похибки не приведені, вони не перевищують розмірів точок.

Таблиця 4. Ізотопний склад калібровочних об'ємних джерел випромінювання

№ проби	¹³⁷ Cs, Бк	²⁴¹ Am, Бк	Cs/Am
1	0	12,0 ± 0,5	0
2	478 ± 11	12,0 ± 0,5	39,8 ± 1,9
3	17500 ± 500	333 ± 10	53 ± 2
4	238 ± 6	3,8 ± 0,3	63 ± 5
5	956 ± 21	12,0 ± 0,5	80 ± 4
6	4810 ± 120	48,2 ± 2,2	100 ± 5
7	208 ± 6	2,01 ± 0,24	103 ± 12
8	339 ± 8	3,13 ± 0,28	108 ± 10
9	41100 ± 1000	293 ± 16	140 ± 7
10	54900 ± 1400	356 ± 11	154 ± 5
11	6450 ± 160	39,3 ± 1,6	164 ± 7
12	1410 ± 40	5,4 ± 0,7	260 ± 30
13	7730 ± 190	28,5 ± 1,4	271 ± 14
14	1950 ± 50	6,5 ± 0,6	300 ± 30
15	1910 ± 50	6,2 ± 0,6	310 ± 30
16	15400 ± 400	38,3 ± 1,9	400 ± 20
17	22500 ± 600	53,9 ± 2,4	420 ± 20
18	25400 ± 600	54,3 ± 2,8	470 ± 20
19	46500 ± 1200	74 ± 3	630 ± 30
20	3090 ± 80	3,6 ± 0,6	860 ± 150
21	73200 ± 1800	49 ± 3	1490 ± 100
22	44000 ± 1100	28,2 ± 2,2	1560 ± 130
23	18300 ± 500	8,8 ± 1,4	2100 ± 300
24	8200 ± 210	3,0 ± 1,0	2700 ± 900
25	22100 ± 600	4,5 ± 1,6	4900 ± 1800
26	35000 ± 900	4,7 ± 2,0	7000 ± 3000

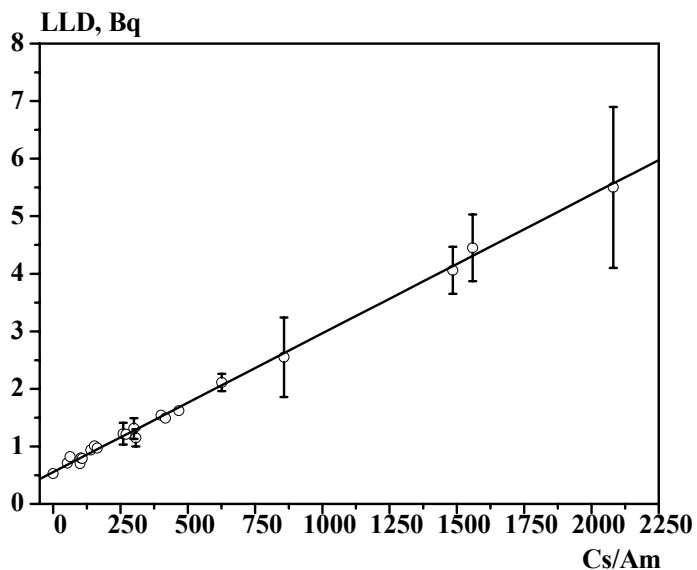


Рис. 1. Експериментальні значення нижніх рівнів детектування (LLD) ^{241}Am напівпровідниковим детектором типу GMX-30190

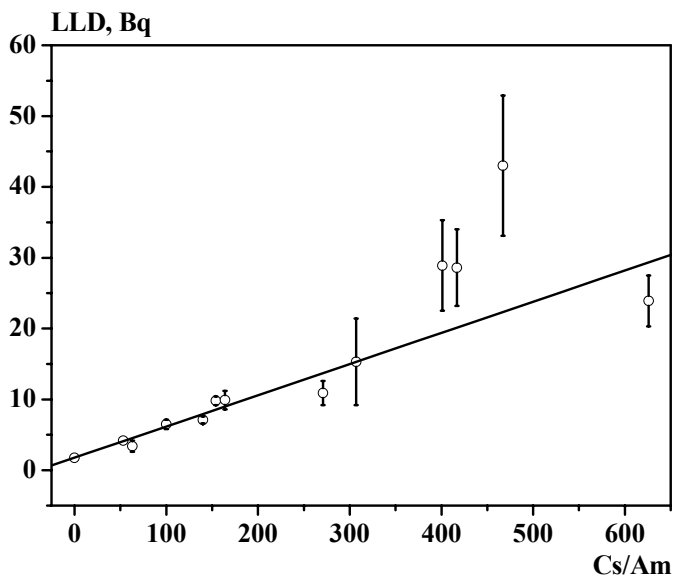


Рис. 2. Експериментальні значення нижніх рівнів детектування (LLD) ^{241}Am напівпровідниковим детектором типу GEM-40195

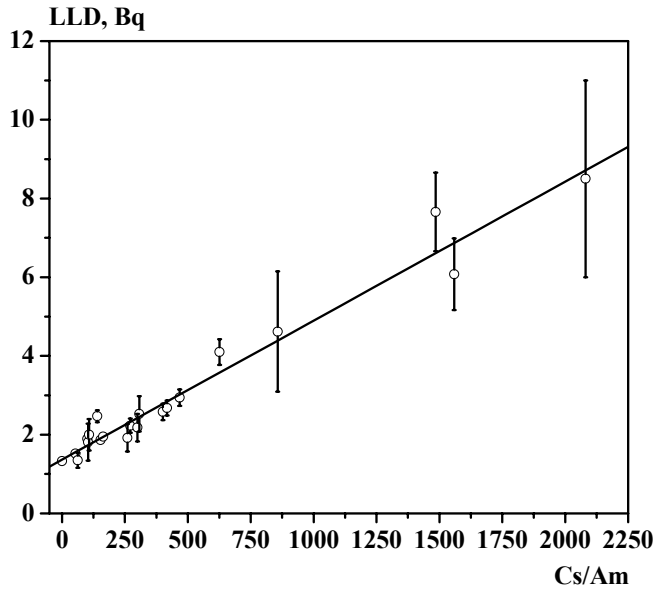


Рис. 3. Експериментальні значення нижніх рівнів детектування (LLD) ^{241}Am напівпровідниковим детектором типу GLP-36360/13

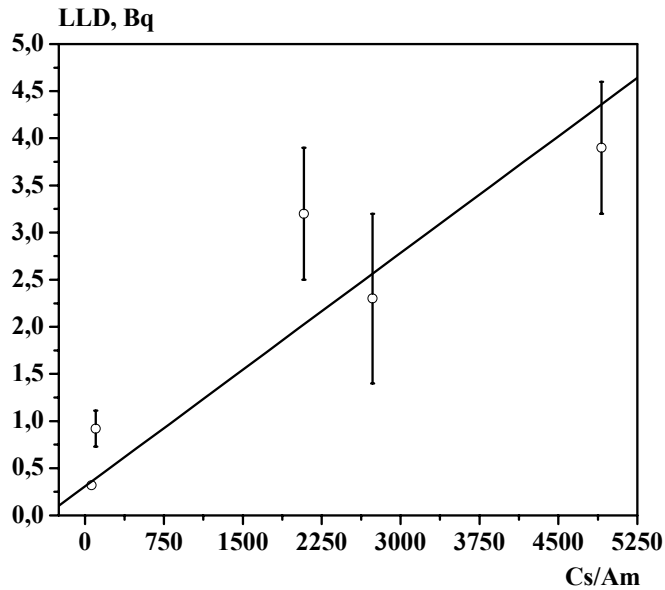


Рис. 4. Експериментальні значення нижніх рівнів детектування (LLD) ^{241}Am антикомptonівським гамма-спектрометром GR-1519

В результаті проведених досліджень було встановлено:

1. Детектори серії ДГДК внаслідок низького співвідношення фотопик/компон не придатні для визначення вмісту ^{241}Am в пробах об'єктів навколишнього середовища з району аварії на ЧАЕС навіть з "паливним" співвідношенням Cs/Am. Підвищення питомої активності проби не покращує ситуації, оскільки внаслідок великої загрози детектора вимірювання стає неможливим.
2. Детектори серії GEM можна використовувати при співвідношенні Cs/Am < 800, але внаслідок наявності достатньо товстого поглинаючого шару (~ 600 мкм) вони за величиною нижніх порогових рівнів детектування ^{241}Am приблизно на порядок програють детекторам серії GMX та GLP, які до того ж можуть використовуватися і при більш широких (≤ 2000) співвідношеннях Cs/Am.
3. Антикмптонівський гамма-спектрометр GR-1519 можна успішно використовувати при співвідношеннях Cs/Am < 5000. Беззаперечно, він має перевагу перед усіма розглянутими раніше типами гамма-спектрометрів, але достатньо висока вартість (~ \$ 200000) обмежує його застосування, до того ж чутливість традиційного радіохімічного методу залишається майже на два порядки вищою – близько 0,005 Бк.

3.2 Дискусія

Як видно з рис. 1–4, експериментальні значення нижніх рівнів детектування ^{241}Am залежно від співвідношення Cs/Am добре апроксимуються прямою лінією. Цей факт легко пояснити виходячи з наступних міркувань.

Дійсно, фон в області фотопіка $\gamma 59$ кеВ ^{241}Am при вимірюванні проб, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС, можна подати у вигляді

$$F = F_{sp} + F_{am} + F_{cs}, \quad (3)$$

де F_{sp} – власний фон гамма-спектрометра;

F_{am} – фон від ^{241}Am , ^{154}Eu та ^{155}Eu ;

F_{cs} – фон, обумовлений комптонівським розсіянням $\gamma 661$ кеВ ^{137}Cs у детекторі.

Введемо коефіцієнт α , який дорівнює відношенню активності ^{137}Cs до активності ^{241}Am в пробі. В цьому випадку фон, обумовлений ^{137}Cs можна записати у вигляді

$$F_{cs} = k \cdot \alpha \cdot F_{am}, \quad (4)$$

де k – коефіцієнт пропорційності.

В області достатньо високих відношень Cs/Am (~100) першими двома складовими частинами фону в (3) можна знехтувати.

Нехай маємо дві проби, одна із співвідношенням Cs/Am = α_1 , а друга – α_2 ($\alpha_2 > \alpha_1$). Активність ^{241}Am у першій пробі відповідає нижньому рівню детектування. Потрібно знайти, яка активність ^{241}Am у другій пробі відповідає нижньому рівню детектування якщо Cs/Am = α_2 .

Позначимо через S_{am} – площу фотопіка $\gamma 59$ кеВ ^{241}Am , а через $S_f = F_{cs}$ – площу фону під піком. Оскільки $S_f \gg S_{am}$ в області достатньо високих значень α , то відносна похибка визначення площі піка $\gamma 59$ кеВ ^{241}Am для проби 1 становить:

$$\frac{dS_{am}(1)}{S_{am}(1)} = \frac{\sqrt{S_f(1) + S_{am}(1)}}{S_{am}(1)} \approx \frac{\sqrt{S_f(1)}}{S_{am}(1)} = \frac{\sqrt{k\alpha_1 F_{am}(1)}}{S_{am}(1)}. \quad (5)$$

Згідно з визначенням нижнього рівня детектування потрібно отримати таку ж відносну похибку визначення площі і для проби із співвідношенням α_2 та активністю ^{241}Am , що відрізняється в β разів.

$$\frac{dS_{am}(2)}{S_{am}(2)} \approx \frac{\sqrt{S_f(2)}}{S_{am}(2)} = \frac{\sqrt{k\alpha_2\beta F_{am}(1)}}{\beta S_{am}(1)}. \quad (6)$$

Порівнюючи вирази (5) та (6) маємо:

$$\beta = \frac{\alpha_2}{\alpha_1}, \quad (7)$$

тобто активність ^{241}Am (нижній рівень детектування) збільшиться пропорційно зміні співвідношення Cs/Am, що і спостерігається в умовах експерименту.

4 КРИТЕРІЙ ДОЦІЛЬНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧНОГО МЕТОДУ ВИЗНАЧЕННЯ ВМІСТУ ^{241}Am В ПРОБАХ ОБ'ЄКТІВ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД РІВНІВ ТА ІЗОТОПНОГО СКЛАДУ ЇХ ЗАБРУДНЕННЯ

4.1 Визначення щільності забруднення територій ^{241}Am

Відомо, що щільність забруднення територій внаслідок Чорнобильської катастрофи коливається в досить широких межах – від майже фонових рівнів до (740000–1110000) Бк/м² поблизу ЧАЕС. При цьому співвідношення активностей Cs/Am може змінюватись, починаючи від “паливних” значень ~ 50–60 (за станом на 1997 р.), до ~ 10⁵ в місцях окремих “цезієвих плям”. Застосування гамма-спектрометричного методу визначення вмісту ^{241}Am у ґрунтах в усій області змін зазначених характеристик забруднення, звісно, не виявляється можливим.

При дослідженні щільності забруднення місцевості відбір проб здійснюється на циліндричних ділянках за допомогою циліндричних пробовідбірників діаметром 14 см на глибину до 5–20 см в залежності від інтенсивності міграції радіонуклідів у типових ґрунтах. Проте, на не порушених ділянках ближньої зони ЧАЕС більше ніж 90 % ^{241}Am поки що знаходиться у верхньому п'ятисантиметровому шарі ґрунту. Зважаючи на цей факт, легко розрахувати, що при щільності забруднення, наприклад, 3700 Бк/м² в аліквотах ґрунту вагою 100 г міститься ~ 5 Бк ^{241}Am . Зауважимо, що саме такі маси об'ємних калібровочних джерел було використано при визначенні оптимальної геометрії та нижніх порогових рівнів детектування ^{241}Am (див. табл. 3 та рис. 1–4).

В такий спосіб, спираючись на отримані раніше залежності нижніх рівнів детектування ^{241}Am від співвідношення Cs/Am (див. рис. 1–4), були розраховані області доцільності (робочі області) застосування гамма-спектрометричного методу для дослідження щільності забруднення території ^{241}Am [9]. Результати розрахунків для різних типів напівпровідникових детекторів подано на рис. 5–6.

Як бачимо, використання гамма-спектрометричного методу визначення щільності забруднення території ^{241}Am можливе при наявності відповідної апаратури, починаючи з забруднень 500 Бк/м² при “паливному” співвідношенні

Cs/Am, до співвідношень $Cs/Am \leq 5000$, якщо щільності забруднення ≥ 3000 Бк/м². При більш низьких рівнях забруднення або більш високих співвідношеннях Cs/Am необхідно використовувати традиційні радіохімічні методи.

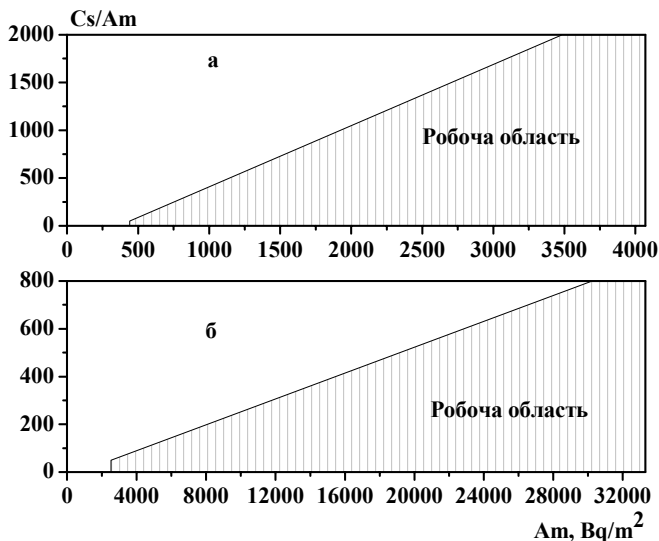


Рис. 5. Области доцільності використання гамма-спектрометрів з детекторами: а – GMX-30190 та б – GEM-40195 для визначення щільності забруднення території ²⁴¹Am

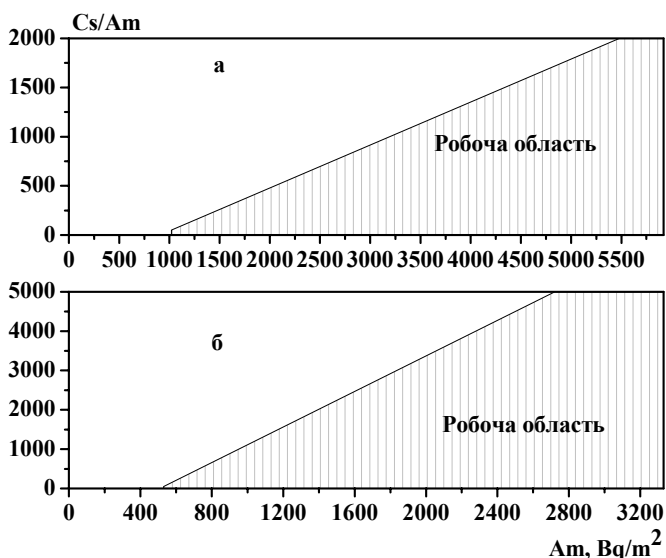


Рис. 6. Области доцільності використання гамма-спектрометрів з детекторами: а – GLP-36360/13 та б – GR-1519 для визначення щільності забруднення території ²⁴¹Am

4.2 Визначення вмісту ^{241}Am в повітрі

При визначенні забруднення повітряних мас радіоактивними елементами відбір проб проводиться за допомогою фільтровентиляційних установок. Оскільки концентрація радіонуклідів в повітрі невисока, необхідно прокачувати достатньо великі об'єми повітря – близько 50000 м^3 . Після закінчення прокачки фільтри пресуються в циліндри розмірами $\varnothing 45 \times 10 \text{ мм}$. Ця геометрія близька до оптимальної геометрії, розробленої для вимірювання вмісту ^{241}Am в об'ємних пробах. Тому, якщо відомі співвідношення Cs/Am у пробах повітря, то можна визначити нижні рівні детектування ^{241}Am різними типами гамма-спектрометрів користуючись безпосередньо рис. 1–4.

З метою отримання оперативної інформації щодо існуючих концентрацій радіоактивних елементів в повітрі було проведено вимірювання гамма-спектрів та виконано радіохімічний аналіз фільтрів після прокачки повітря на полігоні “Запілля” (шифр – ТЗФП), та на полігоні “Прип'ять” (шифр – ТЧФП), розташованому на відстані 1,5 км від об'єкта “Укриття” [8]. Для вимірів гамма-спектрів було використано гамма-спектрометр на базі напівпровідникового детектора GMX-30190. Результати досліджень наведено в табл. 5.

Таблиця 5. Вміст ^{241}Am в повітряних фільтрах

Шифр проби	Об'єм прокачаного повітря, м^3	^{241}Am , Бк/фільтр		Cs/Am
		Радіохімія	Гамма-спектрометрія	
55ТЧФП	50123	$1,5 \pm 0,1$	$2,0 \pm 0,5$	88 ± 8
59ТЧФП	40478	$0,26 \pm 0,03$	$0,5 \pm 0,3$	115 ± 15
109ТЧФП	44354	$0,95 \pm 0,04$	$1,1 \pm 0,4$	92 ± 6
111ТЧФП	40831	$1,4 \pm 0,1$	$1,6 \pm 0,4$	89 ± 8
175ТЧФП	51353	$0,23 \pm 0,02$	$0,5 \pm 0,3$	94 ± 10
139ТЗФП	36247	$0,017 \pm 0,002$	–	210 ± 30
153ТЗФП	54908	$0,024 \pm 0,002$	–	200 ± 30
161ТЗФП	36404	$0,016 \pm 0,003$	–	210 ± 50
221ТЗФП	39651	$0,045 \pm 0,004$	–	350 ± 40
249ТЗФП	9590	$0,033 \pm 0,003$	–	220 ± 30

Як видно з таблиці, в районі об'єкту “Укриття” маємо приблизно “паливне” відношення Cs/Am, в той же час на полігоні “Запілля” це відношення становить 200–300. Концентрації ^{241}Am у повітрі біля об'єкту “Укриття” достатні, щоб при об'ємах прокачки повітря близько 50000 м^3 застосовувати методи гамма-спектрометрії. Найбільш придатний для цього антикомptonівський гамма-спектрометр GR-1519. Гамма-спектрометр на базі напівпровідникового детектора GMX-30190 також можна використовувати, але похибки визначення ^{241}Am зростають. При збільшенні об'ємів прокачки повітря в півтора-два рази стає можливим також використання гамма-спектрометру з напівпровідниковим детектором GLP-36360/13. Для визначення вмісту ^{241}Am в фільтрах з полігону “Запілля” необхідно застосовувати радіохімічні методи.

4.3 Визначення вмісту ^{241}Am в пробах води та біологічних об'єктах

Області доцільності використання гамма-спектрометричного методу визначення вмісту ^{241}Am у воді та біологічних об'єктах розраховувались на підставі одержаних раніше даних про нижні порогові рівні детектування ^{241}Am (див.рис. 1–4). Області можливого застосування методу для різних типів детекторів зображені на рис. 7–8. Як видно з рисунків, використання гамма-спектрометричного методу визначення вмісту ^{241}Am можливе, починаючи з концентрацій близько 10 Бк/кг при “паливному” співвідношенні Cs/Am, до співвідношення Cs/Am < 5000 при більших концентраціях і наявності відповідної апаратури.

Для з'ясування реально існуючих на сьогоднішній день концентрацій ^{241}Am були відібрані проби ґрунтових вод, яблук, березового соку тощо. Відбір проб проводився як на найбільш забруднених місцях у зоні відчуження ЧАЕС, так і на територіях з низькими рівнями забруднення [8]. Відомо, що концентрації ^{241}Am в ґрунтових водах, а також у воді відкритих водоймищ поки що не перевищують $\sim 10^{-3}$ Бк/л. Тому проби ґрунтових вод було відібрано із свердловин на проммайданчику ЧАЕС. Гілки дерев і березового соку відбирали з району “Рудого лісу”, де забруднення ^{241}Am досягає (300000–400000) Бк/м², та у с. Машево і смт. Димер, де рівні забруднення становлять ~ 15000 Бк/м² та ~ 100 Бк/м² відповідно. Результати радіохімічних аналізів проб подано в табл. 6.

Таблиця 6. Вміст ^{241}Am у воді та біологічних об'єктах

Вид проби	Місце відбору проби	Шифр проби	^{241}Am , Бк/кг	Cs/Am
Вода із свердловин	Проммайданчик	В76/14-1А	$8,5 \pm 0,7$	64 ± 6
—”—	ЧАЕС	В77/К-2	$0,22 \pm 0,03$	1500 ± 200
—”—	—”—	В72/10-1А	$0,023 \pm 0,004$	7700 ± 1300
—”—	—”—	В73/11-1А	$0,052 \pm 0,007$	19000 ± 3000
Гілки дерев	“Рудий” ліс	Д/РЛ-12	$0,017 \pm 0,002$	2000000 ± 300000
—”—	“Рудий” ліс	Д/РЛ-14	$0,17 \pm 0,01$	800000 ± 100000
—”—	с. Машево	Д/МАШ-1	$0,030 \pm 0,004$	8400 ± 1200
—”—	сmt. Димер	Д/ДИМ-15	< 0,004	> 10000
Сік березовий	“Рудий” ліс	С/РЛ-6	$0,056 \pm 0,007$	340000 ± 50000
—”—	“Рудий” ліс	С/РЛ-7	$0,078 \pm 0,007$	45000 ± 4000
—”—	с. Машево	С/МАШ-1	$0,005 \pm 0,002$	22000 ± 9000
—”—	сmt. Димер	С/ДИМ-10	$0,003 \pm 0,001$	4600 ± 1600
Яблука	с. Машево	Я/МАШ-1	$0,035 \pm 0,007$	36000 ± 9000
—”—	сmt. Димер	Я/ДИМ-1	$0,019 \pm 0,006$	16000 ± 6000

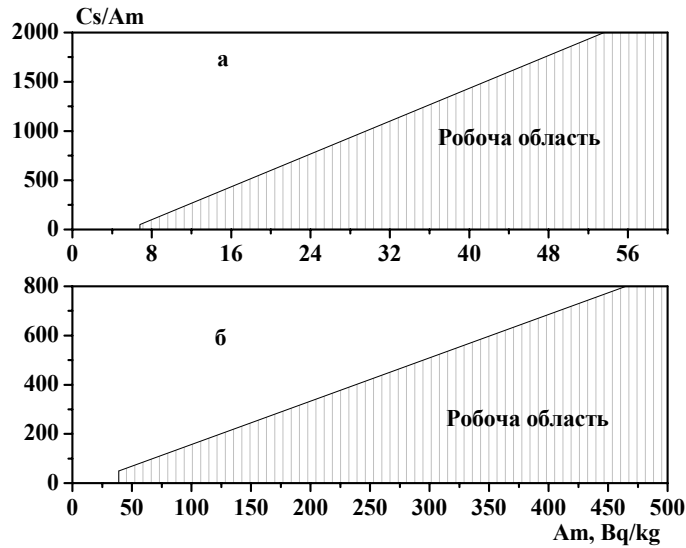


Рис. 7. Области доцільності використання гамма-спектрометрів з детекторами: а – GMX-30190 та б – GEM-40195 для визначення вмісту ^{241}Am в пробах води та біологічних об'єктах

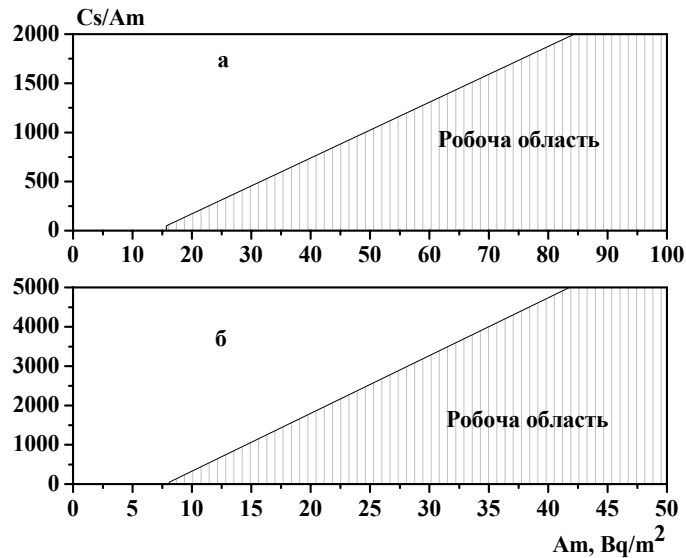


Рис. 8. Области доцільності використання гамма-спектрометрів з детекторами: а – GLP-36360/13 та б – GR-1519 для визначення вмісту ^{241}Am в пробах води та біологічних об'єктах

Як видно з табл. 6 та рис. 7–8, за винятком проб води з деяких свердловин на проммайданчику ЧАЕС визначення вмісту ^{241}Am методами гамма-спектрометрії в ґрунтових водах та біологічних об'єктах у зоні відчуження ЧАЕС неможливе як через низьку концентрацію ^{241}Am , так і через високі співвідношення Cs/Am , які можуть сягати до 10^6 . Тому в цьому випадку можливе використання лише радіохімічних методів.

5 ВИСНОВКИ

Проведені вимірювання і розрахунки свідчать про те, що на сьогоднішній день використання гамма-спектрометричного методу детектування ^{241}Am найбільш перспективне при дослідженні забруднення територій, оскільки ефективно у більш широкому діапазоні реально існуючих співвідношень Cs/Am та рівнів забруднення. Щодо прогнозу на майбутнє, то, як відомо, увесь ^{241}Am є продуктом β^- -розпаду ^{241}Pu ($T_{1/2} = 14$ років), напрацьованого за час кампанії до моменту аварії на 4-му енергоблоці ЧАЕС. Згідно з розрахунками [10], максимум активності ^{241}Am буде досягнуто в середині 2058 р. при умові “паливного” співвідношення $^{241}\text{Am}/^{241}\text{Pu}$. Порівняно з 2007 роком його активність збільшиться в 1,5 рази. До цього ж часу внаслідок розпаду активність ^{137}Cs зменшиться в 3 рази. Таким чином співвідношення Cs/Am зменшиться в 4,5 рази. Створяться найбільш сприятливі умови щодо визначення вмісту ^{241}Am в пробах об'єктів навколишнього середовища методами гамма-спектрометрії, якщо не враховувати, звичайно, процеси міграції радіонуклідів та вважати, що ядерно-фізична апаратура не зазнає суттєвих змін. Кількість об'єктів, доступних вимірюванню ^{241}Am методами гамма-спектрометрії, значно розшириться, але якісно (перелік об'єктів доступних для цього методу) залишиться практично без змін. Проте відзначимо, що перебіг процесів міграції радіонуклідів може істотно вплинути на придатність методу щодо визначення вмісту ^{241}Am у деяких компонентах природного середовища.

ЛІТЕРАТУРА

1. Strauss M.G., Sherman I.S., Pehl R.H. X/gamma-ray measurements of total activity in environmental samples without prior knowledge of isotopic abundance // Nucl. Instr. Meth. – 1982. – Vol. 193. – P. 203–208.
2. Беляев С.Т., Боровой А.А., Добрынин Ю.Л. Информационная система “Проба”: контроль радиоактивных загрязнений территории после аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. – 1990. – Т. 68, вып. 3. – С. 197–201.
3. Бушуев А.В., Зубарев В.И., Петрова Е.В. и др. Развитие γ /рентгено-спектрометрической методики контроля загрязнения почвы ^{241}Am и Pu // Атомная энергия. – 1997. – Т. 82, вып. 2. – С. 117–125.
4. Instruments and systems for nuclear spectroscopy. EG&G ORTEC catalog. – Oak Ridge: EG&G ORTEC. – 1994.
5. Pasternack B.S. and Harley N.H. Detection limits for radionuclides in the analysis of multi-component gamma ray spectrometer data // Nucl. Instr. Meth. – 1971. – Vol. 91. – P. 533–540.

6. Head J.H. Minimum detectable photopeak areas in Ge(Li) spectra // Nucl. Instr. Meth. – 1972. – Vol. 98. – P. 419–428.
7. Measurement of radionuclides in food and the environment // Technical reports series No. 295. – IAEA, Vienna. – 1989.
8. Агеев В.А., Вирічек С.Л., Лашко А.П. та ін.. Нижні порогові рівні детектування ^{241}Am напівпровідниковими спектрометрами в пробах, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС // Препр. НАН України, Міжгалуз. наук.-техн. центр “Укриття”, Чорнобиль, 98-2. – 1998. – 27 с.
9. Лашко А.П., Лашко Т.Н. Границы применимости полупроводниковых детекторов при определении содержания ^{241}Am в объектах окружающей среды // В кн. Междунар. конф. “Свойства возбужд. сост. атомных ядер и механизмы ядерных реакций” (LI Совещ. по ядерн. спектр. и структ. атом. яд.) Тез. докл. Саров. – 2001. – С. 262.
10. Пазухин Э.М., Дрозд И.П., Токаревский В.В. Авария на ЧАЭС и проблема америция-241 // Радиохимия. – 1994. – Т. 36, вып. 6. – С. 533–539.

УДК 621.039

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОБЕСПЕЧЕНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ЯДЕРНЫХ УСТАНОВОК

С.В.Барбашев (ГНИЦ СКАР, г. Киев)

Сформулированы основные принципы экологической безопасности ядерных установок, в т.ч. АЭС, определяющие условия и мероприятия, необходимые для обеспечения их экологической безопасности.

ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ЯДЕРНЫХ УСТАНОВОК

В работах [1,2] было показано, что для обеспечения экологической безопасности ядерных установок, в т.ч. АЭС, одних принципов радиационной безопасности, на основе которых в настоящее время построена система контроля радиационной обстановки окружающей АЭС среды и осуществляется планирование мероприятий по охране окружающей среды и здоровья населения, недостаточно. Для создания системы экологической безопасности ядерных установок необходимо исходить из других принципов – принципов экологической безопасности. Однако их строгая формулировка, такая, как в случае радиационной безопасности, в настоящее время отсутствует. Поэтому в настоящей статье, проанализировав нормативно-правовые документы по радиационной безопасности [3–5] и материалы в области охраны окружающей среды и рационального природопользования [6–9], автор сформулировал следующие основные принципы экологической безопасности ядерных установок, в т.ч. АЭС:

Принцип оправданности

Любая совокупность действий, состояний и процессов, связанных с использованием ядерных установок и технологий, прямо или косвенно не должна осуществляться, если она не приносит больше пользы по сравнению с вредом (или угрозой такого вреда), наносимым природной среде и человеку, т.е. риск от их использования должен быть приемлемым.

Принцип оптимизации

Уровни воздействия (радиационного, химического, теплового и т.д.) ядерных установок на окружающую среду и человека должны быть такими, чтобы при большой длительности воздействия не наносить вреда будущим поколениям, при этом затраты на поддержание этого состояния должны быть оптимизированы с соотношением «польза-вред» и уровнем приемлемого риска.

Принцип коэволюции

Общество, развивая ядерную энергетику, должно лимитировать рост мощностей с учетом естественного хода эволюции природы.

Принцип равновесия

Весь цикл существования объекта ядерной энергетики – от строительства до снятия с эксплуатации и захоронения РАО и ОЯТ – не должен нарушать такой экологический баланс территории его расположения, к которому физически, социально, экономически и политически может без допустимого вреда адаптироваться окружающая среда и человек.

Принцип управления

Уровни радиационного, химического, теплового и др. воздействия ядерных установок на окружающую среду и человека должны находиться в пределах норм и требований, ограничивающих их вредное воздействие на окружающую среду и природные ресурсы, допуская их использование, восстановление и воспроизводство.

Принцип естественности

Применяемые для управления окружающей средой формы, методы и способы должны быть основаны на законах природы.

Принцип обманчивого благополучия

Объективные выводы о влиянии ядерных установок на окружающую среду можно сделать лишь после выяснения хода и результатов природных цепных реакций в пределах естественного природного цикла.

Принцип неопределенности

Для уменьшения степени неопределенности выводов и заключений, экологическую экспертизу проектов в области ядерной энергетики и промышленности, моделирование различных экологических процессов следует дополнять непосредственными исследованиями в природе, натурными экспериментами и изучением естественной динамики природных процессов.

Таким образом, ядерные установки можно считать экологически безопасными только в том случае, если посредством комплекса научно-технических, экономических, организационных, государственно-правовых, социальных мероприятий выполняется соблюдение условий, вытекающих из принципов экологической безопасности.

УСЛОВИЯ, НЕОБХОДИМЫЕ ДЛЯ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ЯДЕРНЫХ УСТАНОВОК

Приведенные выше принципы экологической безопасности ядерных установок обуславливают выполнение ряда условий, которые обеспечивают управление, защиту и охрану окружающей среды и здоровья человека и предупреждают ухудшение экологической обстановки в районах их расположения.

Так, **принцип оправданности** учитывает тот факт, что ядерная установка, в т.ч. АЭС, является не только источником радиоактивного загрязнения, но и химического и теплового загрязнения, а также изменений, связанных с урбанизацией района ее размещения. Данный принцип является аналогом одноименного принципа радиационной безопасности.

Из принципа оправданности следует необходимость учета комплексного воздействия ядерной установки на природную среду и человека, т.е. проведения контроля не только радиоактивного, но и химического, теплового, электромагнитного и др. видов загрязнений, свойственных ей, а также изучения нарушений, связанных с изменениями местности, которые произошли в результате строительства и эксплуатации установки. Кроме того, этот принцип требует четкого определения, в т.ч. количественного, таких понятий как вред, польза, риск.

Принцип оптимизации требует оптимизации воздействия ядерной установки с учетом экономических, социальных и др. факторов. Из него следует необходимость проведения как санитарно-гигиенического, так и экологического нормирования, с помощью которого возможно установление зависимости между пользой, вредом и затратами на поддержание соответствующего состояния (уровня) риска. Кроме того, соблюдение принципа оптимизации определяет

возможность экономического и социального развития региона расположения ядерной установки без нанесения вреда природной среде. Является аналогом одноименного принципа радиационной безопасности.

Принцип коэволюции. Смысл принципа – неразрывное единство частей системы «человеческое общество – природа». Нарушение этого принципа чревато экологической катастрофой. Применительно к ядерной энергетике принцип коэволюции говорит о необходимости постоянного и непрерывного, т.е. системного мониторинга воздействия объектов ядерной энергетике на окружающую среду, начиная с зоны наблюдения и заканчивая глобальными масштабами. К сожалению, принцип коэволюции был проигнорирован при разработке стратегии развития украинской энергетике.

Условия, вытекающие из **принципа равновесия**, связаны с изучением экологического баланса районов расположения ядерных установок, например, на основе учения о биогеоценозах и законов сохранения энергии и вещества. Из этого следует, что мониторинг окружающей среды в этих районах должен носить комплексный характер, охватывать все виды загрязнений, все элементы биосферы, т.е. быть экологическим по сути, но радиационным по методологии.

Принцип управления аналогичен принципу неперевышения, который входит в число принципов радиационной безопасности, но шире его по смыслу, т.к. кроме соблюдения условий неперевышения норм требует еще и наличия системы управления окружающей средой, которая направлена на: соблюдение гигиенически и экологически обоснованных требований к производству электроэнергии и тепла; рациональное использование или расход природных ресурсов, в т.ч. предотвращение их уничтожения, разрушения или гибели; уменьшение до или ниже регламентированного уровня сбросов и выбросов загрязняющих веществ в окружающую среду и др. Существующие в Украине стандарты серии ISO 14000 могли бы помочь созданию эффективной системы управления окружающей средой в районах расположения ядерных установок.

На необходимость учета законов поведения вещества в окружающей среде в процессе управления ею указывает **принцип естественности**.

Применительно к ядерной энергетике это значит, что системы экологического мониторинга, построенные с учетом законов поведения вещества в окружающей среде, с точки зрения объема получаемой информации всегда будут эффективнее автоматизированных, дистанционных, роботизированных. Последние, при определенных условиях, например, аварийных, могут использоваться как вспомогательные в местах с повышенным уровнем радиации.

Принцип обманчивого благополучия означает, что только глубокий по времени комплексный анализ и прогноз состояния окружающей среды в районах расположения ядерных установок может обеспечить получение объективной информации об их влиянии на природу и человека. Отсюда следует, что выводы, которые делаются в настоящее время о том, что АЭС, работающие в штатном режиме, не оказывают отрицательного воздействия на окружающую среду, пока что преждевременны. Окончательный ответ можно будет дать только через несколько десятков лет, после наступления экологического баланса в биогеоценозах территории влияния АЭС.

Принцип неопределенности накладывает свое условие на моделирование экологических процессов, которое должно быть основано на данных, полученных непосредственно в природной среде изучаемой (контролируемой) территории.

Принцип служит ограничением в использовании метода аналогий в экологическом прогнозировании, т.к. аналогия всегда неполна из-за индивидуальности природных систем. Этот принцип следует помнить при составлении заключений по ОВОС объектов ядерной энергетики.

Условия, необходимые для обеспечения экологической безопасности ядерных установок, в свою очередь определяют организационные мероприятия по созданию системы экологической безопасности таких установок.

ОРГАНИЗАЦИОННЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ ПО СОЗДАНИЮ СИСТЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ЯДЕРНЫХ УСТАНОВОК

Система экологической безопасности ядерных установок должна состоять из нескольких блоков, в число которых входят:

1. законодательное и нормативно-правовое обеспечение;
2. научное, методическое обеспечение и научно-инженерная поддержка;
3. аппаратурно-техническое обеспечение;
4. кадровое обеспечение;
5. структурно-организационная база.

Перечисленные выше блоки между собой тесно взаимосвязаны. Отсутствие целостности и законченности в одном из них сказывается на эффективности всей системы в целом.

В настоящее время в ядерной отрасли Украины законченной, цельной, научно-методически, законодательно и нормативно признанной системы экологической безопасности ядерных установок не существует. Для создания такой системы необходимо провести ряд работ и мероприятий, среди которых:

1. дополнить ядерное законодательство Украины положениями, усиливающими ответственность за соблюдение экологической безопасности ядерных установок, объектов, предприятий;
2. разработать государственные и отраслевые нормативные и регулирующие документы для обеспечения экологической безопасности ядерных установок, объектов, предприятий наподобие тех, которые используются для обеспечения радиационной безопасности (НРБ, ОПБ, ПБЯ РУ, ПРБ АС, СП АС и др.);
3. разработать нормативы, регламентирующие воздействие ядерных установок на экосистемы района их расположения, основанные на принципах экологического нормирования;
4. руководствуясь государственными стандартами серии ISO 14000, создать для отрасли систему управления окружающей средой, обязательной составляющей которой будет являться ее мониторинг;
5. разработать единые для отрасли методологию, принципы и методики ведения мониторинга окружающей среды в районах расположения ядерных установок;
6. обеспечить планомерную разработку и выпуск современной аппаратуры и приборов для контроля объектов окружающей среды;
7. создать систему научной поддержки и сопровождения работ в области экологической безопасности ядерных установок;
8. обеспечить системную подготовку кадров для отрасли, специализирующихся в области экологической безопасности;

9. включить підприємства ядерної енергетики і промисловості в число суб'єктів державної системи моніторингу оточуючої середовища.

Останній пункт має важливе значення, т.к. без його виконання все залишиться на рівні проведення радіаційного контролю за виробничим процесом і радіаційним станом зони спостереження і ні про яку систему екологічної безпеки говорити не можна.

ВИВОДИ

Сформульовані в статті основні принципи екологічної безпеки ядерних установок, в т.ч. АЕС, визначають умови, необхідні для забезпечення їх екологічної безпеки. Серед них: урахування комплексного впливу ядерної установки на природне середовище, застосування радіаційно-гігієнічних і екологічних принципів нормування впливу ядерних установок на оточуюче середовище і людину, урахування особливостей природних екосистем і поведінки в них різних речовин і хімічних елементів, побудова системи моніторингу оточуючої середовища в районах розташування ядерних установок, який повинен бути екологічним по суті, але радіаційним по методології.

Для створення в Україні системи екологічної безпеки ядерних установок необхідно удосконалити законодавчу, нормативну, науково-методичну бази; створити систему управління оточуючим середовищем, обов'язковою складовою якої повинен бути її моніторинг; створити системи наукового супроводження і підготовки кадрів для підприємств ядерної енергетики і промисловості в області екологічної безпеки; забезпечити ці підприємства сучасною апаратурою і приладами для контролю об'єктів оточуючої середовища і, що найголовніше – законодавчо включити їх в число суб'єктів державної системи моніторингу оточуючої середовища.

ЛИТЕРАТУРА

1. Барбашев С.В. Пути повышения экологической безопасности АЭС Украины // «Ядерная и радиационная безопасность». – №3. – 2005. – С. 5–7.
2. Барбашев С.В. Основные принципы организации и ведения экологического мониторинга районов расположения АЭС // В сб. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення». УкрНДІЕП. – Харків: Райдер. – т. 2. – 2006. – С. 103–107.
3. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97).
4. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-88).
5. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку».
6. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища».
7. Реймерс Н.Ф. Природопользование: Словарь-справочник. – М.: Мысль. – 1990. – 637 с.
8. Дедю Н.И. Экологический энциклопедический словарь. – Кишинев, Гл. ред. МСЭ. – 1990. – 408 с.
9. Экология АЭС. Сб. материалов научного семинара (1–10 июня 1991 г., г. Одесса). – М. ИАЭ им. И.В. Курчатова. – 1992. – 238 с.

УДК 628.16

**ОЧИСТКА ГУМУССОДЕРЖАЩИХ РАДИОАКТИВНО
ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД**

*А.Н. Масько¹, Г.Н. Пшинко², Л.Н. Спасенова²
(¹ГНИЦ СКАР, г. Киев; ²Институт коллоидной химии и химии воды
им. А.В.Думанского НАН Украины, г. Киев)*

В работе представлены результаты изучения процессов очистки сточных вод шламоотстойников от радионуклидов цезия, стронция, РЗЭ и ионов тяжелых металлов сорбционно-коагуляционным методом. Показано влияние гумусовых кислот на процессы удаления радионуклидов из вод минеральными алюмосиликатами, а также представлено научное обоснование для практической реализации очистки радиоактивно загрязненных гумуссодержащих сточных вод.

ВВЕДЕНИЕ

Среди многочисленных аспектов защиты водного бассейна от техногенных загрязнений одним из наиболее важных является обеспечение эффективной очистки вод от радионуклидов. Выполнение этой задачи затрудняется общим ухудшением экологической ситуации, сопровождающимся появлением в водах все большего количества разнообразных токсикантов как органической, так и неорганической природы, что требует разработки и применения все более сложных и совершенных технологий очистки загрязненных вод для достижения нормируемых показателей качества воды.

Из экологических проблем последних десятилетий по масштабам загрязнений, влияющих на здоровье населения Украины, важнейшей остается ликвидация последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Очистка вод от радионуклидов приобретает сейчас особую актуальность, так как распространение радиоактивного загрязнения на чистые территории, особенно в период весенних паводков, ставит под угрозу питьевое водоснабжение целого ряда населенных пунктов Украины.

При необходимости очистки больших объемов радиоактивно загрязненных вод особое значение имеют экономические аспекты предлагаемых технических решений. Поэтому, в случае очистки радиоактивно загрязненных вод целесообразным и экономически оправданным является использование природных сорбентов – глинистых минералов и цеолитов украинских месторождений, которые сочетают в себе дешевизну, экологичность (в том числе возможность использования для очистки питьевых вод) и высокую эффективность. Кроме того, глиносодержащие шламы водоочистки можно перерабатывать по керамической технологии для надежной иммобилизации радионуклидов в керамической матрице [1].

Отличительной особенностью вод поверхностных водоемов, а также сточных вод, является наличие в них органических веществ как природного, так и техногенного происхождения. Важнейшими из природных органических веществ являются гумусовые кислоты (гуминовые и фульвиновые кислоты), для которых характерно наличие значительного количества реакционно-способных функциональных групп. Последние могут образовывать прочные комплексы с ионами металлов, в том числе радионуклидов, и таким образом, существенно

влиять как на эффективность сорбционной очистки вод, так и на процессы их миграции в окружающей среде. Поэтому исследования влияния растворенных гумусовых кислот на процессы очистки природных вод, загрязненных радионуклидами и тяжелыми металлами, являются достаточно актуальными.

Для изучения физико-химических процессов, протекающих в таких сложных системах как “радионуклид – природный минерал – гумусовая кислота – вода”, необходимы комплексные исследования с использованием последних достижений в области химии и технологии воды, коллоидной химии и радиохимии. Совокупность данных, полученных при экспериментальном изучении процессов сорбции радионуклидов природными минералами, является научной основой для разработки технологий очистки радиоактивно загрязненных вод конкретных объектов, в частности, вод шламоотстойников предприятий, расположенных в зоне Чернобыльской аварии.

Наиболее эффективными и экономически приемлемыми методами удаления радионуклидов и тяжелых металлов из больших объемов природных и сточных вод являются: сорбционный метод (преимущественно для удаления катионных форм металлов), коагуляционный метод (для удаления металлов, склонных к комплексообразованию и гидролизу), а также сорбционно-коагуляционный метод (интенсифицированная коагуляция удаляет как катионные, так и анионные формы радионуклидов). Учитывая тот факт, что природная вода – это многокомпонентная динамическая система, в которую входят минеральные и органические вещества как в растворенном, так и во взвешенном и коллоидном состояниях, для повышения эффективности очистки воды коагуляционный процесс интенсифицируют введением различных сорбирующих компонентов, взаимодействующих с радиоактивными примесями воды. С этой целью наиболее часто используют пылевидные природные минеральные сорбенты [2–4].

В данной работе представлены результаты очистки радиоактивно загрязненных гумусодержащих сточных вод шламоотстойников завода «Юпитер» (г. Припять) от радионуклидов и тяжелых металлов при совместном использовании методов сорбции, коагуляции и осаждения.

ТЕОРЕТИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ ПРИМЕНЕНИЯ СОРБЦИОННО-КОАГУЛЯЦИОННОЙ ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ ВОД ОТ РАДИОНУКЛИДОВ

Известно, что основная часть токсичных металлов, находящихся в коллоидном состоянии, может быть удалена с использованием процессов коагуляции и последующего фильтрования. В тоже время степень извлечения коагуляционными методами из радиоактивно загрязненных вод ионорастворенных радионуклидов, таких как ^{137}Cs и ^{90}Sr , составляет всего лишь 4–8% [2]. В данной работе исследованы процессы удаления радионуклидов цезия-137, стронция-90 и европия-152 из модельных водных растворов сорбционно-коагуляционным методом. В лабораторных исследованиях в качестве коагулянта использовали сульфат алюминия. В качестве модельных растворов использовали имитат радиоактивно загрязненной воды, соответствующий по составу воде р. Днепр по основным катионам, с добавлением гидрокарбоната натрия (4 ммоль/дм^3) для создания характерной для поверхностных вод щелочности. Дозировка природного минерального

сорбента (монтмориллонит, клиноптилолит и др.) составляла 1 г/дм³ для удаления ¹³⁷Cs, ¹⁵²Eu и 4 г/дм³ – для ⁹⁰Sr.

В лабораторных условиях было изучено влияние последовательности введения реагентов (сорбента и коагулянта) на процесс очистки воды от радионуклидов. Особое внимание было уделено изучению влияния гумусовых кислот, содержащихся в очищаемых водах, на эффективность очистки воды от радионуклидов. Полученные результаты приведены в табл. 1 и 2.

Из данных таблиц видно, что независимо от порядка введения реагентов во всех случаях достигается достаточно высокая степень очистки воды, особенно от ¹³⁷Cs. Для ⁹⁰Sr степень очистки воды немного ниже даже при значительно большей дозе минералов. При использовании монтмориллонита и клиноптилолита для очистки радиоактивно загрязненных европием-152 вод (табл. 1.) степень очистки воды мало зависит от природы сорбента и составляет 66,0% для монтмориллонита и 67% для клиноптилолита. Как видно, сорбция более эффективна для удаления легкогидролизующих элементов по сравнению с коагуляцией, при которой степень очистки воды от европия составляет только 28%.

Таблица 1. Результаты очистки модельных радиоактивно загрязненных вод различными методами

Метод очистки воды от радионуклидов	Степень очистки, %		
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹⁵² Eu
Коагуляция Al ₂ (SO ₄) ₃ (100 мг/дм ³), pH 7,0	2,2	3,5	28,0
Коагуляция Al ₂ (SO ₄) ₃ (100 мг/дм ³), Na ₂ CO ₃ , pH 8,0	12,7	10,7	90,0
Сорбция монтмориллонитом, pH 7,0	55,0	18,1	66,0
Сорбция клиноптилолитом, pH 7,0	77,1	63,2	67,0
Сорбция клиноптилолитом, коагуляция Al ₂ (SO ₄) ₃ (100 мг/дм ³), pH 7,0	51,0	22,4	69,0
Сорбция клиноптилолитом, коагуляция Al ₂ (SO ₄) ₃ (100 мг/дм ³) в присутствии гумусовых кислот (фульвокислот) (100 мг/дм ³), pH 6,5 – 7,0	69,8–92,0	32,7–55,4	82,3–98,7

Однако если для очистки воды использовать только пылевидные сорбенты, то процесс отстаивания будет достаточно продолжительным и не всегда технологически оправданным. Поэтому, как самостоятельный способ очистки, обработку воды пылевидными сорбентами используют редко, а как правило, только в сочетании с коагуляцией, фильтрацией и флокуляцией.

Было также изучено влияние гумусовых кислот (типичных компонентов поверхностных вод и грунтов) на результаты очистки модельной радиоактивно загрязненной воды сорбционно-коагуляционным методом. С этой целью в радиоактивно загрязненную воду добавляли фульвокислоты в количестве от 25 до 400 мг/дм³ (рис.1) в таком порядке: фульвокислоты, пылевидный сорбент и коагулянт. В этих условиях (pH = 6,5–7,0) образуются фульватные комплексы с общим отрицательным зарядом. При введении коагулянта образующаяся гидроокись алюминия взаимодействует с отрицательно заряженными ассоциатами (комплексами) металлов с частицами минералов и фульвокислотами по электростатическому механизму, что приводит к укрупнению коагулирующих частиц. Было установлено, что введение до 100 мг/дм³ фульвокислот при сорбционно-коагуляционной очистке

радиоактивно загрязненных вод не ухудшает степень очистки воды от изученных радионуклидов (рис. 1 и табл. 1).

Таблица 2. Результаты очистки модельных радиоактивно загрязненных вод от цезия-137 и стронция-90 различными методами с использованием природных минералов

Природный минерал	Степень очистки, %	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Сорбционная очистка воды		
Закарпатский клиноптилолит	80,7	66,4
Закарпатский морденит	96,5	64,9
Черкасский монтмориллонит	53,2	12,5
Глуховский каолинит	35,8	11,3
Сорбционно-коагуляционная очистка воды (последовательное введение реагентов) *		
Закарпатский клиноптилолит	77,1	63,2
Закарпатский морденит	99,2	64,2
Черкасский монтмориллонит	55,0	18,1
Глуховский каолинит	36,2	11,5
Коагуляционно-сорбционная очистка воды*		
Закарпатский клиноптилолит	76,9	65,1
Закарпатский морденит	96,9	65,5
Черкасский монтмориллонит	55,2	17,9
Глуховский каолинит	36,2	11,5
Сорбционно-коагуляционная очистка воды (одновременное введение реагентов)		
Закарпатский клиноптилолит	80,2	65,7
Закарпатский морденит	97,0	65,4
Черкасский монтмориллонит	55,0	17,8
Глуховецкий каолинит	35,9	12,0

*Примечание. Указан порядок введения реагентов и минералов. Удельная активность радиоактивно-загрязненной воды: ¹³⁷Cs – $7,4 \cdot 10^3$ Бк/дм³; ⁹⁰Sr – $5,2 \cdot 10^3$ Бк/дм³.

Анализируя полученные результаты, можно сделать вывод, что присутствие гумусовых кислот в очищаемых водах в ряде случаев не только не ухудшает очистку от радионуклидов сорбционно-коагуляционным методом, а даже улучшает ее за счет связывания радионуклидов в анионные фульватные комплексные соединения, которые эффективно соосаждаются с коагулянтном. Так, в случае очистки радиоактивно загрязненных вод с использованием сорбционно-коагуляционного метода (сорбент – монтмориллонит) присутствие гумусовых кислот в концентрации до 100–150 мг/дм³ улучшает степень очистки воды до 92% от ¹³⁷Cs, до 55,4% от ⁹⁰Sr и до 98,7% от ¹⁵²Eu. При более высоких концентрациях гумусовых кислот степень очистки воды снижается. При концентрации фульвокислот свыше 200 мг/дм³ степень очистки воды снижается как за счет сорбции фульвокислот на глинистых минералах, так и за счет образования комплексов фульвокислот с радионуклидами и перехода радионуклидов в растворенное состояние. В частности, величины сорбции как цезия-137, так и стронция-90 каолинитом снижаются в 2, а монтмориллонитом приблизительно в 1,2 раза.

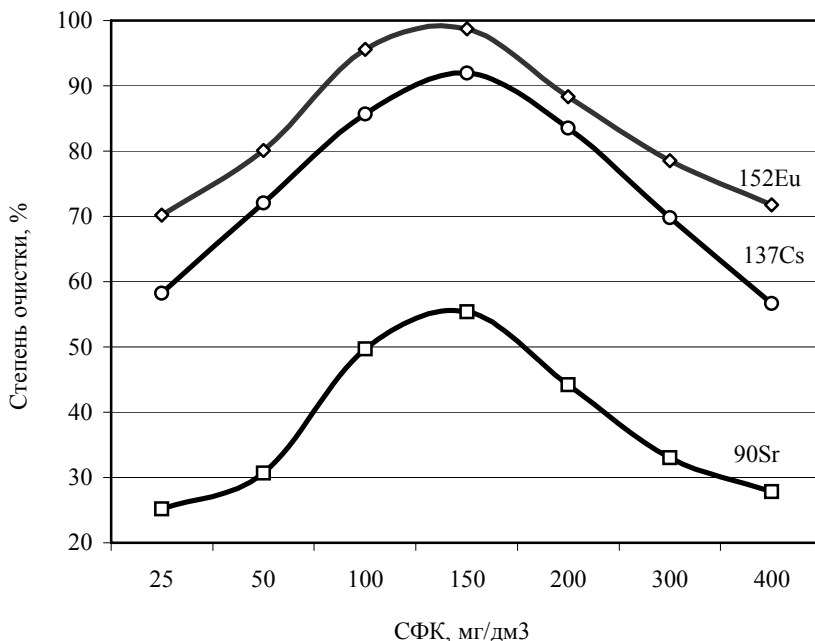


Рис. 1. Влияние концентрации фульвокислот на степень очистки воды от радионуклидов сорбционно-коагуляционным методом

РАЗРАБОТКА ОСАДИТЕЛЬНО-СОРБЦИОННО-КОАГУЛЯЦИОННОЙ ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

Как правило, суммарная β -активность радиоактивно загрязненных вод обусловлена наличием водорастворенных радионуклидов. В случае присутствия в загрязненных водах значительных количеств радионуклидов стронция для их удаления необходимо использование в технологической цепочке дополнительных приемов и реагентов. Технологию, которая была нами рекомендована для очистки сточных вод с повышенным содержанием стронция-90 (см. рис. 2), можно назвать осадительно-сорбционно-коагуляционной.

Как видно, на первой стадии осадительного процесса с использованием карбоната натрия, происходит выведение из раствора солей жесткости, стронция-90 и тяжелых металлов, на второй стадии происходит сорбция ионорастворенных радионуклидов цезия-137 бентонитовой глиной и на третьей стадии удаление взвесей и коллоидных частиц коагулянтом.

Предложенная осадительно-сорбционно-коагуляционная технология очистки сточных вод от радионуклидов и ионов тяжелых металлов была отработана в лабораторных условиях на образцах сточной воды шламоотстойников завода «Юпитер». Она включает три стадии обработки воды:

1 стадия – содовое умягчение воды с одновременным осаждением карбонатов и гидроксидов тяжелых металлов;

2 стадия – сорбционная очистка воды глинистым сорбентом от ионорастворенных примесей тяжелых металлов и радионуклидов;

3 стадия – осветление воды коагулянтом (сульфатом железа (II)).

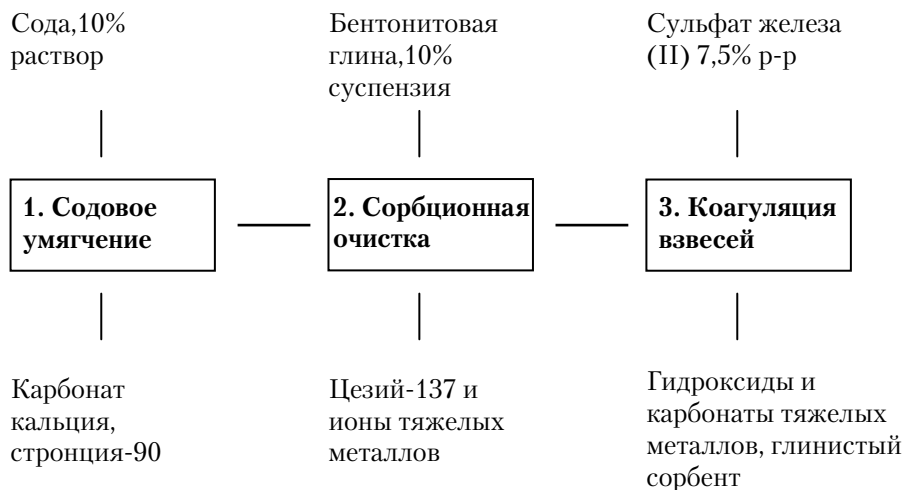


Рис. 2. Принципиальная схема осадительно-сорбционно-коагуляционной технологии очистки сточной воды

Ниже приведено краткое постадийное описание предложенной технологии.

I стадия – содовое умягчение: выведение из воды солей жесткости проводится содовым умягчением. Выпадающий в осадок карбонат кальция служит коллектором для радионуклидов стронция. Согласно закону Дернера-Хоскинса [5], количество удаляемого стронция пропорционально выводимой жесткости (количеству кальция, переведенному в твердую фазу). Содовая обработка позволяет наряду со стронцием-90 удалять и тяжелые металлы, присутствующие в сточной воде: Ni (II), Zn(II), Cd(II), Cu(II), Pb (II), Cr(III). Содержание тяжелых металлов после осаждения карбоната кальция снижается на порядок и более. Одновременно осуществляется нейтрализация избыточной кислоты, содержащейся в очищаемой воде. Дозу карбоната натрия рассчитывали исходя из содержания в воде кальция, а также кислотности раствора [6]. После обработки раствором соды воду выдерживали в течение суток для полного осаждения карбонатов и гидроксидов металлов. Результаты очистки воды шламоотстойников после обработки раствором соды приведены в табл.3.

II стадия – сорбционная очистка: необходима для удаления ионорастворенных радионуклидов (в основном цезия) и микроконцентраций тяжелых металлов, оставшихся в растворе после осаждения карбонатов. Для выбора дозировки сорбента были проведены эксперименты по сорбции ионов цезия и тяжелых металлов в статических условиях. Было найдено, что оптимальная доза глинистого сорбента составляет 500–1000 мг/дм³. Данная дозировка глинистого сорбента обеспечивает максимальное снижение концентрации тяжелых металлов и радиоактивного цезия и одновременно улучшает осаждение высокодисперсных примесей карбоната кальция и

гидроокисей металлов. В этом случае частицы глинистых минералов выполняют роль центров агрегации, ускоряя процесс коагуляции и осаждения взвесей.

Глинистый сорбент предварительно измельчали до пылевидного состояния и готовили его суспензию в воде. Суспензию сорбента вводили после полного осаждения карбонатов, то есть спустя 1–2 часа после содовой обработки воды.

III стадия – осветление воды: для удаления коллоидно-дисперсных загрязнений – гидроксидов, карбонатов тяжелых металлов, частиц карбоната кальция, глинистого сорбента и других примесей – коагуляционную обработку воды проводили с использованием сульфата железа (II). Выбор данного коагулянта вместо сульфата алюминия обусловлен высоким значением pH воды после содового умягчения.

РЕЗУЛЬТАТЫ СОРБЦИОННО-КОАГУЛЯЦИОННОЙ ОЧИСТКИ РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД ШЛАМОУСТОЙНИКОВ ЗАВОДА «ЮПИТЕР» (г. ПРИПЯТЬ)

В табл. 3 приведены результаты анализа воды шламоустойников после обработки ее раствором карбоната натрия. Как видно из приведенных данных, для удаления стронция-90 оптимальной является доза соды, превышающая эквивалентную (рассчитанную по реакции осаждения карбоната кальция) на 100 мг/дм³. Введение 200 мг/дм³ соды приводит к нежелательному повышению pH и щелочности и, кроме того, несущественно улучшает качество очистки. Эквивалентного количества соды недостаточно для эффективной очистки воды, так как реагент расходуется на побочные реакции, в том числе, нейтрализацию воды, осаждение гидроокисей и карбонатов тяжелых металлов.

Таблица 3. Результаты анализа воды шламоустойников после содового умягчения

Показатель качества воды шламоустойника	Исходная вода	Значения показателей качества очищенной воды при различной дозировке соды, мг/дм ³		
		Эквивалентная доза соды для нейтрализации воды (pH ~ 9,0)	Избыток 100 мг/дм ³	Избыток 200 мг/дм ³
Отсек №1 (эквивалентная доза соды, 820 мг/дм ³)				
pH	3,8	9,0	9,5	10,3
Кальций, мг/дм ³	310	30	14	12
Щелочность, мг-экв/дм ³	–	0,5	1,8	3,8
Стронций-90, Бк/дм ³	630	7,4	3,7	3,7
Отсек №2 (эквивалентная доза соды, 800 мг/дм ³)				
pH	4,0	9,1	9,6	10,3
Кальций, мг/дм ³	300	28	12	11
Щелочность, мг-экв/дм ³	–	0,5	1,7	3,6
Стронций-90, Бк/дм ³	1147	7,4	11,1	7,4
Отсек №3 (эквивалентная доза соды, 980 мг/дм ³)				
pH	3,7	9,2	9,6	10,2
Кальций, мг/дм ³	370	34	16	14
Щелочность, мг-экв/дм ³	–	1,0	2,0	3,6
Стронций-90, Бк/дм ³	555	7,4	3,7	3,3

Для сорбционной очистки воды шламоотстойников завода «Юпитер» использовали бентонитовую глину. Оптимальная доза бентонитового сорбента составила 500 мг/дм³. Данная дозировка сорбента позволила уменьшить содержание тяжелых металлов и радиоактивного цезия до нормативных значений, а также улучшить осаждение высокодисперсных взвесей, которые образовались после содового умягчения воды. Предварительно готовили 10%-ную суспензию глинистого сорбента на воде шламоотстойника, которую при постоянном перемешивании во избежание оседания частиц глины на дно отстойника подавали в резервуары. Суспензию глины дозировали в количестве 5 дм³ на 1 м³ очищаемой воды. Суспензию бентонитового сорбента вводили после полного осаждения карбонатов, то есть спустя 2 часа после содовой обработки воды. На основании лабораторных экспериментов по коагуляционной очистке воды шламоотстойников с использованием различной дозы коагулянта – 50, 75, 100 мг/дм³ была найдена оптимальная доза. Она составила 75 мг/дм³ в пересчете на безводную соль сульфата железа (II). Эта доза коагулянта обеспечила наиболее полное и быстрое осветление воды. При этом для гидролиза коагулянта оказалось достаточно запаса щелочности (1–2 мг-экв/дм³), который образовался при содовом умягчении воды. Осветление воды коагулянтном проводилось в тот же день, через несколько часов после введения глинистого сорбента. Это способствовало образованию более плотного осадка. Раствор коагулянта – сульфата железа (II) готовился на сточной воде и дозировался в количестве 1 дм³ на 1 м³ очищаемой воды. Воду после проведения II и III стадий обработок выдерживали в течение суток до полного осветления.

Таким образом, в результате лабораторных исследований была предложена осадительно-сорбционно-коагуляционная технология очистки радиоактивно загрязненных вод, содержащих тяжелые металлы и радионуклиды. Применение этой технологии позволило снизить содержание тяжелых металлов и радионуклидов в воде шламоотстойников до уровней ПДК и ниже (Табл. 4). Это дало возможность сбросить очищенную и осветленную воду в природный водоем.

Таблица 4. Химический и радиохимический состав исходной и очищенной воды шламоотстойников завода «Юпитер»

Показатели химического и радиохимического состава воды	Значения показателей		ПДК для сбросных вод
	до очистки	после очистки	
рН	3,8–4,0	8,5	6,5–8,5
Цезий-137, Бк/дм ³	(85–96)	0,37	100
Стронций-90, Бк/дм ³	(5,5–6,6)·10 ²	3,7	10
Суммарная β-активность, Бк/дм ³	(9,3–11,1)·10 ²	5,55	15
Алюминий, мг/дм ³	1,5–1,9	0,03	0,5
Железо, мг/дм ³	3,6–4,2	0,03	0,3
Цинк, мг/дм ³	2,2–2,9	0,1	1,0
Медь, мг/дм ³	1,5–1,7	0,02	1,0
Никель, мг/дм ³	0,4–0,6	0,05	0,1
Кадмий, мг/дм ³	2,0–2,7	<0,001	0,001
Свинец, мг/дм ³	0,1–0,04	0,005	0,03
Хром, мг/дм ³	0,02–0,05	<0,001	0,05

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, на основании лабораторных исследований химических взаимодействий в системах «радионуклид – минеральный алюмосиликат – гумусовые кислоты» установлено, что для удаления из радиоактивно загрязненных вод ионорастворенных радионуклидов, как правило, достаточно использовать сорбционные методы очистки. Однако при использовании сорбционных методов очистки, необходимо учитывать присутствие в сточных водах гумусовых кислот, которые могут снижать величины сорбции радионуклидов природными сорбентами. Так как, сорбируясь на боковых гранях поверхности минералов гумусовые кислоты, могут в значительной степени блокировать наиболее селективные по отношению к радионуклидам активные центры глинистых минералов. В тоже время при использовании сорбционно-коагуляционного метода наличие гумусовых кислот в радиоактивно загрязненных водах не снижает степень очистки воды от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr .

На практическом примере очистки вод шламоотстойников завода «Юпитер» (г. Припять) показана эффективность использования сорбционно-коагуляционного метода для очистки радиоактивно загрязненных вод, содержащих также тяжелые металлы и гумусовые кислоты. На основе результатов лабораторных исследований разработана и внедрена технология очистки, позволяющая очищать сточные радиоактивно загрязненные воды шламоотстойников до уровней ПДК и ниже.

ЛИТЕРАТУРА

1. Спасенова Л.Н., Корнилович Б.Ю., Крупа В.А., Пшинко Г.Н., Косоруков А.Н. Переработка отходов очистки радиоактивно загрязненных вод// Химия и технология воды. – 1997. – т.19, №6. – С. 610–617.
2. Кузнецов Ю.В., Щебетковский В.Н., Трусов А.Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений.– М.: Атомиздат. – 1974.– 360 с.
3. Тарасевич Ю. И. Природные сорбенты в процессах очистки воды. – Киев: Наук. Думка. – 1981. – 208 с.
4. Корнилович Б.Ю. Структура и поверхностные свойства механохимически активированных силикатов и карбонатов. – К.: Наук. Думка. – 1994.– 128 с.
5. Никифоров А.С., Куличенко В.В., Жихарев М.И. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов. – М.: Энергоатомиздат. – 1985.– 184 с.
6. Кульский Л. А., Гороновский И. Т., Когановский А. М. и др. Справочник по свойствам, методам анализа и очистке воды.– Киев: Наук. Думка. – 1980.– т.2.– 1200 с.

УДК 546.791+66.081 +581.26

**ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ ВОДОЕМОВ
С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МИКРООРГАНИЗМОВ**

*И.А. Ковальчук, В.Ю. Тобилко, Л.Н. Спасенова, Б.Ю. Корнилович
(Институт КХ и ХВ им. А.В. Думанского НАН Украины, Киев)*

Исследована способность биомассы микроводорослей *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* и *Microcoleus vaginatus* к накоплению радионуклидов, что может быть использовано для оценки экологического состояния природных водоемов. Показано влияние химического состава природных водоемов на процессы сорбции-десорбции соединений урана биомассой микроводорослей, монтмориллонитом и иммобилизованными микроводорослями.

В процессе выветривания и выщелачивания ураносодержащих пород, а также при добыче и переработке руд, в природные водоемы попадают естественные радионуклиды – ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra и др., формирующие общую б-активность водных экосистем. Допустимые концентрации радиоактивных элементов в водах регламентируются НРБУ-97 и составляют, соответственно, для ^{238}U – 10 Бк/дм³ (0,83 мг/дм³), ^{230}Th – 0,8 Бк/дм³, ^{226}Ra – 1 Бк/дм³ [1]. Ввиду токсичности естественных радионуклидов для живых организмов, оценка экологического состояния природных водоемов и решение проблем, связанных с удалением соединений радиоактивных элементов из загрязненных вод, является весьма актуальным для регионов, в которых сосредоточены уранодобывающие предприятия.

В природных водах ионы металлов могут существовать в истинно растворенном, коллоидном и псевдоколлоидном состояниях [2]. Соединения металлов в естественных водоемах сорбируются и аккумулируются гидробионтами и фитопланктоном, связываются как органическими и минеральными веществами, так и поверхностью донных отложений, органическое вещество которых представляет собой продукт микробиологической переработки растительных остатков и водорослей.

Известно, что микроводоросли как представители речных экосистем, концентрируют ионы тяжелых металлов и радионуклидов из водных сред [3, 4]. Поэтому целью данной работы было изучение возможности их применения в качестве индикаторов оценки экологического состояния природных вод, загрязненных естественными радионуклидами.

Методика эксперимента

Для реализации поставленной задачи нами были исследованы процессы сорбции соединений урана (VI) биомассой микроводорослей, представляющей собой ассоциацию культур *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* и *Microcoleus vaginatus*, которая хорошо зарекомендовала себя при очистке сточных вод предприятий пищевой промышленности от органических веществ (производитель Акционерная компания «САТЕР», г.Бар, Украина).

Рассматривая прикрепленные на глинистых минералах водоросли после отмирания как часть донных отложений, нами также была изучена сорбция урана на образцах, представляющих собой иммобилизованные микроводоросли.

В качестве подложки был использован глинистый минерал монтмориллонит Черкасского месторождения, один из основных составляющих донных отложений, который смешивали в разных соотношениях с биомассой микроводорослей в водной среде. После выдержки в течение нескольких суток центрифугированием отделяли жидкую фазу от твердой, осадок высушивали при температуре 60–80°C, растиранием и просеиванием получали образец (фракция $\leq 0,25$ мм).

В сорбционных экспериментах были использованы микроводоросли, иммобилизованные в различных соотношениях на монтмориллоните – биомасса микроводорослей: глинистый минерал 1:1(M1), 2:1(M2). Для получения образцов M1, M2 была использована биомасса в естественном виде. Для определения основных сорбционных характеристик иммобилизованных микроводорослей был изучен также образец в H^+ форме 1:1 (MH^+) и образцы, полученные иммобилизацией микроводорослей в среде 0,1 М NaCl ($M1'$, $M2'$, $MH^{+/'}$).

H^+ -форму биомассы микроводорослей получали 5-кратной обработкой образцов 0,1 М HCl.

Сорбцию урана проводили из модельных растворов при pH 6,0 и ионной силе 0,01 по NaCl по следующей методике: в коническую колбу вместимостью 100 см³ помещали 50 см³ раствора сульфата уранила определенной концентрации, 0,1 г сорбента и перемешивали в течение 1 часа. После центрифугирования равновесную концентрацию урана в растворе определяли фотометрически с арсеназо III [5].

Для изучения прочности связывания урана (VI) с поверхностью сорбентов проводили десорбционные эксперименты с использованием холодной и горячей воды, а также 0,1 М растворов NaOH, HNO₃, ЭДТА, HCl, Na₂CO₃, NaHCO₃.

Результаты и их обсуждение

Значительная часть урана поглощается в течение первых 10 минут контакта. Сравнительно быстрая сорбция дает возможность предположить, что концентрирование урана микроводорослями происходит в основном за счет физико-химического взаимодействия положительно заряженных ионов уранила или его комплексов с отрицательно заряженными ионогенными группами, находящимися на поверхности клеток, знак и величина заряда которых существенно зависит от величины pH.

Кислотность водной среды влияет как на особенности молекулярного строения клеточных стенок микроводорослей, так и на химию водных растворов урана, который при высокой склонности к реакциям гидролиза и комплексообразования с различными неорганическими и органическими лигандами, может находиться в различных формах: UO_2^{2+} , UO_2OH^+ , $(UO_2)_3(OH)_5^+$, $UO_2(OH)_2$, UO_2CO_3 , $(UO_2)_2CO_3(OH)_3^-$, $UO_2(CO_3)^{2-}$ и др., а также в виде соответствующих растворимых комплексов урана с гуминовыми и фульвиновыми кислотами [6, 7]. В окислительных условиях, отвечающих природным водам, наиболее устойчивым является U(VI). На рис. 1 представлена зависимость величины адсорбции урана от величины pH среды. При повышении pH до 4 величина адсорбции увеличивается, что связано с тем, что в кислой области уран может находиться в мономерной (UO_2^{2+}) и полимерной ($(UO_2)_3(OH)_5^+$) формах, а поверхность клеток имеет отрицательный заряд

вследствие диссоциации ионогенных групп клеточных стенок. Максимальная адсорбция соединений урана из водных растворов происходит в интервале рН 4-6 как на самой биомассе микроводорослей, так и на образцах с иммобилизованной биомассой. Уменьшение величин сорбции в слабощелочной и щелочной средах обусловлено появлением в растворе несорбируемых нейтральных форм урана $UO_2(OH)_2$.

Оценка сорбционной способности сорбентов базируется на использовании классической изотермы, которую получают в ходе равновесных экспериментов и которая зависит от рН исследуемой среды, свойств ионов металлов, наличия в водной среде различных органических и неорганических веществ и пр.

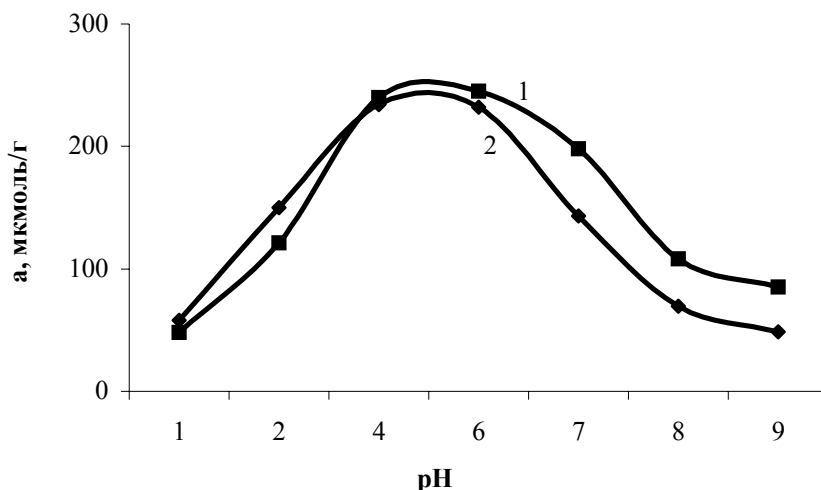


Рис. 1. Влияние рН на сорбцию урана: 1 – биомассой микроводорослей; 2 – образцом M2

В таблице 1 представлены результаты сорбции соединений урана при рН 6,0 на биомассе микроводорослей (*Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* и *Microcoleus vaginatus*) и монтмориллоните.

Таблица 1. Адсорбция соединений урана

Равновесная концентрация урана, мкмоль/дм ³	Адсорбция, мкмоль/г	
	Биомасса микроводорослей	Монтмориллонит
50	225	13
100	474	25
200	490	40
300	487	46
400	485	47
500	487	50

Полученные результаты указывают на то, что максимальная величина сорбции урана составляет для биомассы 500 мкмоль/г сухого вещества, для монтмориллонита – около 50 мкмоль/г.

Изотермы сорбции урана для образцов М1, М2 и МН⁺ представлены на рис.2. Максимальная сорбция урана на образцах М1 и М2 составляет 210 и 270 мкмоль/г соответственно. Адсорбция урана на образце МН⁺ ниже (110 мкмоль/г), поскольку при данном рН количество отрицательно заряженных форм урана незначительно [7]. Таким образом, образец М2 был выбран как оптимальный для изучения процессов сорбции урана на иммобилизованных водорослях.

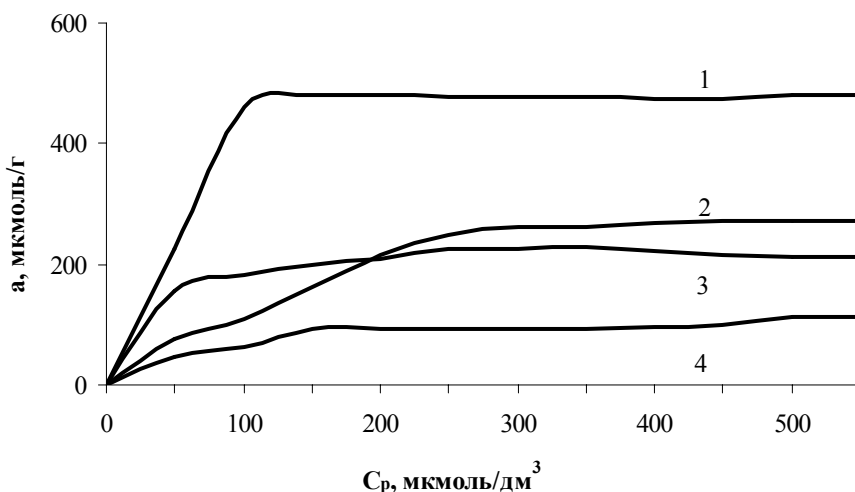


Рис. 2. Изотермы сорбции урана на: 1 – биомассе микроводорослей; 2 – образце М2; 3 – М1; 4 – МН⁺

Влияние условий получения иммобилизованных водорослей на монтмориллоните в минерализованной среде (0,1 М NaCl) изучали на образцах М1', М2', МН⁺'. Как показали проведенные исследования, образцы, полученные двумя способами (приготовленные в дистиллированной воде и в среде 0,1 М NaCl), по своим сорбционным свойствам существенно не отличаются (a_{\max} составляет 210, 225 и 75 мкмоль/г для М1', М2', МН⁺' соответственно). Таким образом, состав природных вод с малой и средней минерализацией, при иммобилизации водорослей на монтмориллоните незначительно влияет на сорбционные свойства полученных образцов по отношению к соединениям урана.

Химический состав природных и сточных вод может существенно влиять на прочность фиксации урана на поверхности микроводорослей. Наличие органических и неорганических лигандов, а также конкурирующих ионов значительно влияют на процессы десорбции. На рис. 3 представлены результаты исследований выщелачивания урана с поверхности сорбентов реагентами: ЭДТА

в щелочном буферном растворе, соляной кислотой, щелочью, а также карбонатами и гидрокарбонатами натрия, которые образуют наиболее устойчивые комплексы с ураном [7]. Полученные экспериментальные данные не противоречат классическим представлениям о том, что карбонаты и гидрокарбонаты лучше десорбируют уран с поверхности сорбентов, в связи с образованием прочных комплексов урана с карбонат-ионами. С биомассы водорослей десорбировалось около 45–55% урана, а с монтмориллонита – 30–40% урана всеми реагентами. Прочность фиксации урана на образце М2 больше, чем на монтмориллоните и на биомассе микроводорослей.

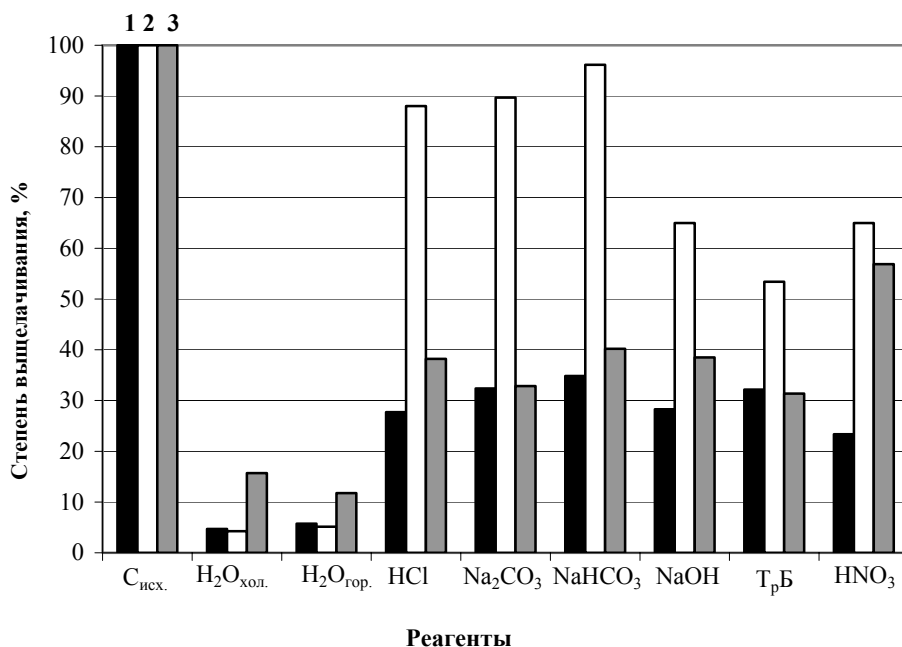


Рис.3. Десорбция урана 0,1 М растворами реагентов с: 1 – образца М1; 2 – биомассы микроводорослей; 3 – монтмориллонита
($C_{\text{исх. урана}} = 500 \text{ мкмоль/дм}^3$, $V_{\text{р-ра}} = 0,05 \text{ дм}^3$)

Таким образом, в работе были рассмотрены процессы накопления естественных радионуклидов биомассой микроводорослей *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* и *Microcoleus vaginatus*, монтмориллонитом и иммобилизованными микроводорослями. Показано, что микроводоросли *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* и *Microcoleus vaginatus* эффективно сорбируют уран и могут быть использованы для оценки экологического состояния природных водоемов. Микроводоросли в процессе жизнедеятельности сорбируются на глинистых частичках, переходят в донные отложения, надежно фиксируя ионы радиоактивных элементов, концентрируя их в достаточно больших количествах как на биомассе, так и на глинистых минералах. Результаты анализа микроводорослей и донных отложений водоемов на содержание радионуклидов

природного или техногенного происхождения могут служить показателями их экологического состояния.

Авторы благодарят директора Акционерной компании «САТЕР» (г. Бар, Украина) Дуду В.С. за предоставленные образцы микроводорослей *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* и *Microcoleus vaginatus*.

ЛИТЕРАТУРА

1. Нормы радиационной безопасности Украины (НРБУ–97)/ Государственные гигиенические нормативы. – К.: МОЗ України. – 1997. – 121 с.
2. Кинетические методы анализа природных вод / Набиванец Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. – Киев: Наук. Думка. – 1981. – 140 с.
3. McLean R.J.C., Fortin D., Brown D.A. Microbial metal-binding mechanisms and their relation to nuclear waste disposal // *Canad. J. Microbiol.* – 42, №4. – 1996. – P. 392–400.
4. Саванина Я.В., Лебедева А.Ф., Гусев М.В. Способность цианобактерий и микроводорослей к накоплению тяжелых металлов и возможность их использования для очистки водной среды // *Вестн. Моск. ун-та. – Сер. 16, №3, биология.* – 1999. – С. 3–12.
5. Лазарев А.И. Органические реактивы в анализе металлов. – М.: Металлургия. – 1980. – 232 с.
6. Аналитическая химия элементов. Уран. – М.: Изд. АН СССР. – 1962. – 430 с.
7. Корнилович Б.Ю., Боголепов А.А., Пшинко Г.Н. Влияние комплексообразователей на процессы сорбционной очистки урансодержащих вод // *Химия и технология воды.* – т. 28, №4. – 2006. – С. 350–362.

УДК 621.039.55

**ОПТИМІЗАЦІЯ НЕЙТРОННО-ФІЗИЧНИХ ПАРАМЕТРІВ
ДОСЛІДНИЦЬКОГО РЕАКТОРА ДЛЯ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ
ДОСЛІДЖЕНЬ НЕЙТРОННИХ ПЕРЕРІЗІВ РАДІОАКТИВНИХ ЯДЕР***П.М. Ворона¹, І.Е. Ісакас², В.О. Шустов²**(¹Інститут ядерних досліджень НАНУ (ІЯД), Київ, Україна;**²Петербурзький інститут ядерної фізики РАН (ІЯФ), Гатчина, Росія)*

Проведено розрахунки щільності нейтронного потоку в ловушці нейтронів (водяна порожнина в активній зоні реактора об'ємом на 12 паливних тепловиділяючих збірок), а також у нейтронному пучку, виведеному із горизонтального експериментального каналу. Вибрано найбільш оптимальний варіант компоновки активної зони реактора з максимальними потоками як в ловушці, так і у виведеному пучку нейтронів.

Радіоактивні ізотопи та продукція, виготовлена на їх основі, знаходять широке застосування в науці, медицині, техніці та в різних прикладних використаннях. Для виготовлення такої продукції використовуються біля 200 радіонуклідів 85 хімічних елементів. Ці радіонукліди мають штучне походження і утворюються в реакціях взаємодії нейтронів або заряджених частинок з речовиною мішені в ядерних реакторах та на прискорювачах. Фактично в усіх ядерних центрах світу реактори та прискорювачі значну частину свого робочого часу поряд з науковими дослідженнями працюють на виробництво радіоізотопів.

Як свідчить світова практика понад 60% номенклатури радіонуклідів одержують на ядерних реакторах. В Україні базовою ядерно-фізичною установкою для одержання реакторних радіоізотопів є дослідницький реактор ВВР-М ІЯД НАНУ [1]. Кількісними характеристиками, що визначають інтенсивність ядерних перетворень та накопичення радіоізотопів в реакторі є дві величини: перерізи взаємодії нейтронів різних енергій $\sigma(E)$ з атомними ядрами опромінюваної мішені, а також величина та спектральний склад нейтронного поля $\phi(E)$ в опромінювальному об'ємі усередині конкретного реактора. Тому реалізація довготривалої радіоізотопної програми була розпочата з постановки на реакторі експериментальних досліджень енергетичної залежності повних нейтронних перерізів $\sigma(E)$ радіоактивних ядер [2-5]. Реактор в цих дослідженнях використовується як джерело нейтронів у двох варіантах. Перш за все, в реакторі одержуються необхідні радіоактивні ядра, як об'єкти наступних досліджень. Для цього в одному із вертикальних експериментальних каналів (ВЕК) берилієвого відбивача реактора опромінюються спеціальні зразки-мішені. Потім ці ж зразки радіоактивних ядер досліджуються по методу пропускання на виведеному із горизонтального експериментального каналу (ГЕК) нейтронному пучку. Оптимізація експериментальних нейтронно-фізичних умов таких досліджень полягає у комплексному аналізі та виборі такої компоновки активної зони (АКЗ) реактора, яка б одночасно забезпечувала максимальну щільність нейтронного потоку як в опромінювальному об'ємі усередині реактора, так і у виведеному нейтронному пучку.

Одним із варіантів створення опромінювальних об'ємів в реакторі є формування водяної порожнини в АКЗ реактора (ловушки нейтронів) на місці вийнятих тепловиділяючих збірок (ТВЗ). В такій ловушці формується сплеск

поток теплових нейтронів, що перевищує середнє значення потоку в декілька разів. Цей ефект з успіхом використовується на багатьох реакторах. Разом з тим, очевидно, що не можна автоматично переносити фізичні результати і конструктивні рішення з одного реактора на інший, навіть і близький по типу. Потрібно завжди враховувати індивідуальні особливості АКЗ конкретного реактора.

Активна зона реактора ВВР-М ІЯД НАНУ (рис.1) формується із ТВЗ типу ВВР-М2, кожна з яких складається із трьох концентрично розташованих трубчатих тепловіділяючих елементів (твелів): двох круглих та одного (зовнішнього) – шестигранного. Ядерним паливом в твелах є UO_2 зі збагаченням по ^{235}U до 36%. Максимальна кількість ТВЗ – 260, мінімальна – 156. Сформована АКЗ має вигляд шестигранної призми з діагоналлю основи 680 мм та висотою 560 мм (активна частина – 500 мм). Характерною особливістю київського реактора є фіксоване розташування органів регулювання системи управління та захисту (СУЗ), які займають центр АКЗ, утворюючи так званий “СУЗівський хрест”. Цим самим виключається найбільш оптимальне центральне розташування водяної порожнини. “СУЗівський хрест” розділяє АКЗ реактора на чотири сектори. Отже, опромінювальні об’єми можна сформувати лише в цих секторах, тобто на периферії АКЗ реактора. Таке ексцентричне розташування ловушки породжує додаткові технічні проблеми.

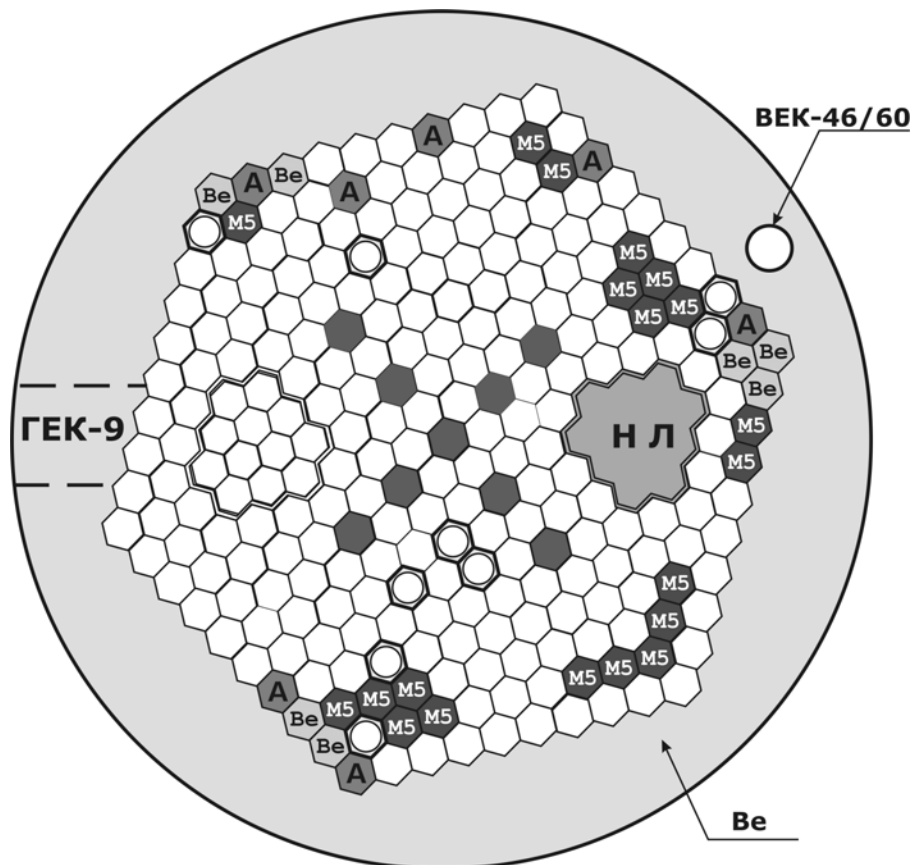
Першим завданням розрахунків був вибір місця для ловушки та її розмірів. При цьому має зберігатись основна вимога до оптимізаційних розрахунків: потік нейтронів на виході горизонтального каналу повинен бути не меншим, ніж він був до встановлення ловушки, щоб підвищити ефективність експерименту в цілому. Для оцінки загального виграшу в потоках нейтронів вибрано співвідношення: $\beta = (\varphi_1 \cdot \varphi_2) / (\varphi_1^0 \cdot \varphi_2^0)$, де φ_1 – щільність потоку теплових нейтронів в ловушці, φ_2 – щільність потоку теплових нейтронів в ГЕК-9 після встановлення ловушки. Індекси “0” в наступних позначеннях означають вихідні (початкові) потоки в реакторі до встановлення ловушки: φ_1^0 – щільність потоку теплових нейтронів в каналі ВЕК – 46/60, φ_2^0 – щільність потоку теплових нейтронів в каналі ГЕК-9.







Ексцентричне розташування ловушки в АКЗ може привести до значного перекосу енерговиділення та появи горячих точок на твелах, що обмежує потужність реактора. Звідси витікає друга задача розрахунків – визначення такої компоновки активної зони, яка дозволяє працювати на номінальній потужності (10 Мвт) при наявності ловушки.

Нарешті, необхідно з допомогою догрузки палива компенсувати втрату реактивності, визвану ловушкою, зберігаючи при цьому названі вище умови. Причому було розглянуто два варіанти компенсації реактивності: як за рахунок стандартних твелів М2, так і за рахунок використання твелів типу М5, розроблених в ПІЯФ (Гатчина, Росія) спеціально для реакторів типу ВВР-М. твели М5 мають у два рази більший вміст палива і в 1,8 рази більшу розвинуту поверхню тепловідведення, ніж твели М2 [6]. Використання таких твелів в Гатчині на реакторі ВВР-М дозволило підвищити потужність реактора до 18 Мвт.

Для вирішення цих задач була використана розроблена авторами комп’ютерна двомірна програма НЕХА [7]. Результати проведених розрахунків зведено в таблицю 1. В таблиці прийнято наступну нумерацію секторів АКЗ

реактора (див. рис.1): 1-й сектор – в районі теплової колони (ТК) реактора (верхня частина картограми), 2-й, 3-й і 4-й сектори – відповідно по годинниковій стрілці від 1-го сектора. Пояснення інших позначень приведено в підписах під таблицею.



-  Тепловідляюча збірка типу М2
-  Тепловідляюча збірка типу М5
-  Стержні системи управління та захисту (СУЗ)
-  Берилієвий витискувач в АКЗ
-  Ампула з опромінованими зразками
-  Матеріалознавчий канал

- БЕК** – Вертикальний експериментальний канал
- ГЕК** – Горизонтальний експериментальний канал
- Be** – Берилієвий відбивач
- НЛ** – Нейтронна ловушка

Рис. 1. Картограма загрузки активної зони (АКЗ) дослідницького реактора ВВР-М з нейтронною ловушкою (водяною порожниною на 12 тепловідляючих збірок)

Таблиця 1. Результати розрахунків щільності нейтронного потоку в водній порожнині (в ловушці на 12 ТВЗ) та в ГЕК-9 для різних варіантів компоновки активної зони реактора.

№ розрахунку	Розрахункові нейтронно-фізичні та технологічні параметри реактора								
	Компоновка активної зони (АКЗ)		ϕ , нейтрон/см ² ·с		K_r	$P_{дон.}$, МВт	K_{eff}	$\Delta t_{твела}$, °С	β
	Число і тип ТВЗ	Місце ловушки в АКЗ	В ловушці	На вході в ГЕК-9					
1	219 М2	Без ловушки	–	$4 \cdot 10^{13}$	1,5	12,3	1,0474	11	1
2	207 М2	4-й сектор	$1,8 \cdot 10^{14}$	$2,3 \cdot 10^{13}$	1,9	9,9	1,0206	19	1,7
3	192 М2 15 М5	4-й сектор	$2,4 \cdot 10^{14}$	$6,6 \cdot 10^{13}$	5,1	5,8	1,038	37,5	3,1
4	227 М2	4-й сектор	$1,8 \cdot 10^{14}$	$2,7 \cdot 10^{13}$	1,9	10,1	1,03	19,5	2
5	227 М2	4-й сектор, стержні опущені	$1,4 \cdot 10^{14}$	$2,8 \cdot 10^{13}$	2,0	10,5	0,929	22,9	1,6
6	227 М2	2-й сектор	$1,8 \cdot 10^{14}$	$5,6 \cdot 10^{13}$	2,0	9,9	1,029	19,8	4,1
7	207 М2 20 М5	2-й сектор	$1,9 \cdot 10^{14}$	$5,0 \cdot 10^{13}$	2,0	10,2	1,049	20,5	3,9
8	207 М2 20 М5	2-й сектор, стержні опущені	$1,7 \cdot 10^{14}$	$5,9 \cdot 10^{13}$	1,9	10,5	0,954	23,2	4,1

Позначення в таблиці:

ϕ – щільність потоку теплових нейтронів при потужності реактора 10 МВт;

K_r – коефіцієнт нерівномірності енерговиділення в центральному перерізі активної зони;

$P_{дон.}$ – допустима потужність реактора; розраховується при наступних вхідних даних: витрата води $Q = 1300 \text{ м}^3/\text{год.}$, температура води в активній зоні $t_{АКЗ} = 50 \text{ °С}$, максимальна температура стінки твела $t_{твела}^{макс} = 95 \text{ °С}$;

K_{eff} – ефективний коефіцієнт розмноження нейтронів в реакторі, розрахований для середнього вигорання $\chi = 33\%$ та свіжих твелів М5;

$\Delta t_{твела}$ – максимальний перепад температур на твелі;

β – загальний виграш в потоках нейтронів (більш детально див. в попередньому тексті).

В першому варіанті розрахунків ловушка відсутня. Взята типова робоча загрузка реактора зі всіма включеннями (ампули, канали, берилієві витиснювачі). Розрахунок виконано як базовий, по відношенню до нього будуть визначатись всі зміни, що вносяться ловушкою, добавками палива і т.д.

Відзначимо, що потік теплових нейтронів в каналі ВЕК – 46/60, в якому зазвичай проводиться накопичення радіоіотопів в зразках-мішенях, дорівнює $6,1 \cdot 10^{13}$ н/см²·с при потужності реактора 10 Мвт, а потік на вході в ГЕК-9, який вибрано для досліджень $\sigma(E)$ радіоактивних ядер, дорівнює $4 \cdot 10^{13}$ н/см²·с.

Другий варіант розрахунку – з ловушкою, розташованою в четвертому секторі активної зони. Вибраний розмір ловушки відповідає площі 12-ти одиночних ТВЗ. Такий розмір близький до оптимального, як це витікає із експеримента [7] та теоретичних оцінок [8]. Контури та можливе місце розташування такої ловушки показано на картограмі (рис.1) суцільною кривою, що охоплює 12 ТВЗ в четвертому секторі АКЗ реактора.

Потік нейтронів в другому варіанті розрахунку буде в 3 рази вищим в ловушці по відношенню до попереднього значення в каналі ВЕК– 46/60, але потік в ГЕК-9 зменшиться на 70%, зменшиться на 2,7% також і запас реактивності.

Спроба збільшити потік в ловушці шляхом оточення її твелями М5 (3-й варіант розрахунку) не привела до успіху, оскільки коефіцієнт нерівномірності енерговиділення K , виріс до 5,1, а допустима потужність $P_{дон}$ відповідно упала до 5,8 Мвт.

Найкращі результати на твелях М2 одержані в 6-ому варіанті розрахунку з ловушкою, розташованою в другому секторі активної зони (на рис.1 позначено – НЛ), і загальній кількості твелів рівній 227. Потік в ловушці в 3 рази більше попереднього значення потоку в ВЕК – 46/60, потік в каналі ГЕК-9 виріс на 40%. Але реактивність все ж не повернулася до початкового значення 4,7%, не дивлячись на дозагрузку 9 твелів.

Підвищити запас реактивності до 4,7% можна зменшивши середнє вигорання в зоні приблизно на 5% (при цьому вигорання у твелях, що вигружаються, зменшиться на $\approx 10\%$). Але цей шлях не є оптимальним з економічної точки зору. А варіант зменшення кількості матеріалознавчих каналів та опромінюваних ампул в АКЗ приведе до небажаного звуження експериментальних можливостей реактора. Найбільш просто питання вирішується з допомогою заміни частини твелів М2 на твели М5. Сьомий варіант розрахунків демонструє ефективність такого шляху. Двадцять одиночних твелів М2 замінено двадцятьма твелями М5; найкраще розташування цих твелів в активній зоні знайдено за допомогою спеціальної оптимізаційної програми. Потік в ловушці виріс до $1,9 \cdot 10^{14}$ н/см²·с, потік в ГЕК-9 складає $5 \cdot 10^{13}$ н/см²·с. Реактивність підвищилась до 4,9%. Таким чином, виграш в потоці складає 3,1 для ловушки та 1,25 для ГЕК-9, що відповідає загальному виграшу $\beta = 3,9$. Запас реактивності достатній для експлуатації реактора на протязі компанії, можливість роботи на номінальній потужності 10 Мвт забезпечена. Отже, приведену на рис.1 картограму можна вважати найбільш оптимальним варіантом робочої загрузки АКЗ реактора. Як видно використання твелів типу М5 розширює експериментальні можливості дослідницького реактора ВВР-М, дає можливість збільшити інтервал роботи між перегрузками активної зони. Багаторічний досвід експлуатації таких твелів на реакторі ВВР-М в ПІЯФ [10] показав їх високу надійність в роботі.

На закінчення слід зауважити, що формування опромінювальних об'ємів в реакторі, особливо в місцях з різними спектральними характеристиками нейтронного поля, стає надзвичайно актуальною задачею при потребі

накопичення значних кількостей радіоізоотопів для їх використання в практичних сферах діяльності (медицина, техніка, різні технологічні застосування і т. ін.). Нині на реакторі ВВР-М ІЯД НАНУ проводяться технологічні розробки по створенню науково-технічної бази для дослідно – промислового виробництва радіоізоотопної продукції (препарати, в тому числі і радіофармацевтичні, та джерела випромінювання) для різних сфер використання. Розробки радіоізоотопних технологій на реакторі підтримані грантами УНТЦ, проект №Uz-25.

ЛІТЕРАТУРА

1. Вишне夫斯基 И.Н., Слисенко В.И., Макаровский В.Н., Лысенко М.В. Исследовательский ядерный реактор как база фундаментальных и прикладных исследований в Украине // Исследовательские реакторы в XXI веке (Мат. межд. научно-техн. конференции, Москва, 20–23 июня 2006 г.) – М.: Изд-во ГУП НИКИЭТ. – 2006.
2. Вертебный В.П., Ворона П.Н., Колотый В.В. и др. Установка для измерений энергетической зависимости полных сечений радиоактивных ядер // Нейтронная физика (Мат. I Всесоюз. конф. по нейтронной физике, Киев, 24–28 мая 1971 г.) – К.: Наук. Думка. – 1972. – Ч.2. – С. 260.
3. Ворона П.Н. Разработка методики и создание установки для экспериментов с радиоактивными ядрами на реакторе ВВР-М ИЯИ УССР. Исследование взаимодействия тепловых и резонансных нейтронов с радиоактивным ядром европий-152: Дис. ... канд. физ.-мат. наук: 01.04.16. – К. – 1979. – 255 с.
4. Ворона П.Н. Полные нейтронные сечения радиоактивных ядер и пучки нейтронов Московской мезонной фабрики // Программа экспериментальных исследований на мезонной фабрике ИЯИ АН СССР (Труды V Всесоюзного семинара, 12-15 апреля 1987 г.). – С. 350–355.
5. Ворона П.М. Використання реактора ВВР-М для виробництва радіонуклідної продукції // 40 років нейтронних досліджень на реакторі ВВР-М (Мат. наукової конференції НЦ “ІЯД” НАН України). – Київ. – 2000. – С. 48–55.
6. Ерыкалов А.Н. и др. Тепловыделяющая сборка ВВР-М5 // Препринт ЛИЯФ-479. – 1979.
7. Исакас И.Э., Шустов В.А. НЕХА-1 – программа для расчета реактора в двумерном дифузионно-групповом приближении // Препринт ЛИЯФ-490. – 1979.
8. Коноплев К.А., Пикулин Р.Г., Русинов Л.И., Соловьёв В.А., Шустов В.А. Критические опыты на стенде ВВР-М // ФТИ им. А.Ф. Иоффе АН СССР. – Ленинград. – 1961.
9. Бать Г.А., Коченов А.С., Кабанов Л.П. Исследовательские ядерные реакторы. – М., Энергоатомиздат. – 1985. – 280 с.
10. Алёхин А.И., Коноплев К.А., Орлов С.П., Пикулин Р.Г. 46-летний опыт эксплуатации реактора ВВР-М ПИЯФ РАН // Исследовательские реакторы в XXI веке (Мат. Межд. Научно-технической конф., Москва, 20–23 июня 2006 г.). – М.: Изд-во ГУП НИКИЭТ. – 2006.

УДК 621.03.58: 621.311.25

ЗАСТОСУВАННЯ ІМОВІРНІСНОГО МЕТОДУ ДЛЯ ОЦІНКИ РИЗИКУ ВРАЗЛИВОСТІ АЕС ПРИ ПАДІННІ ЛІТАКА

С.І. Азаров, Г.А. Сорокін (ІЯД НАН України, м. Київ)

У теперішній час в Україні знаходиться в експлуатації 15 ядерних енергоблоків з реакторами типу ВВЕР, ЧАЕС, яка знімається з експлуатації з блоками типу РВПК, та об'єкт «Укриття». При аналізі безпеки АЕС необхідно враховувати можливість пошкодження (руйнування) реакторної установки або систем, які забезпечують її безпеку, у результаті зовнішніх впливів, у тому числі пов'язаних з діяльністю людини.

У статті аналізуються проблеми безпеки АЕС при можливому падінні літака на неї.

Вступ

У ряді можливих зовнішніх техногенних впливів на АЕС значне місце займають події, які пов'язані з авіаційними подіями, при яких, за тих або інших обставин, літак або його частина можуть впасти на головний корпус і зруйнувати реактор, або системи, важливі для забезпечення безпеки. У теперішній час визнано, що найбільш конструктивним підходом до оцінки адекватності мір по захисту АЕС від падіння літака є імовірнісний аналіз [1–3].

Ціль цієї статті полягає в тому, щоб на основі даних про стан громадської авіації в Україні, параметрах літаків, характеристик повітряного руху в районі АЕС, безпеки польотів, балістичних характеристик падаючих літаків або їх обломків оцінити імовірність їх попадання у головний корпус, де розміщена реакторна установка.

Основні показники діяльності аеропортів України

Проведений аналіз по багатьох параметрах сучасного стану аеропортів України дозволив зробити наступні висновки. Постійні споруди, які складають інфраструктуру авіаційного транспорту України (аеровокзали, вантажні комплекси, аеродроми, центри технічного обслуговування і ремонту авіатехніки, системи управління повітряним рухом), мають значний запас потужностей, можуть забезпечити значні показники по обсягах перевезень.

Але зараз вони використовуються для обслуговування незначних пасажиропотоків, не забезпечують надходження засобів, необхідних для нормального розвитку цивільної авіації, і навпаки, вимагають додаткового фінансування для підтримки їх в робочому стані, тобто фактично є збитковими. Слід зазначити, що більшість авіакомпаній, зацікавлених в польотах до України, орієнтована на експлуатацію літаків нового покоління. Відповідно до цього програми реконструкції і технічного оновлення постійних споруд, перш за все, аеропортів, можуть бути складені лише з урахуванням вимог ефективної експлуатації льотної техніки нового покоління і перспектив розвитку повітряних повідомлень.

Всього в Україні на сьогоднішній день налічується 163 об'єкти, які дійсно можна назвати «аеропорт». Проте переважна більшість з них є лише злітно-посадочними майданчиками, в кращому разі для сільськогосподарської авіації. За даними об'єднання «Аеропорти України», в Україні є 31 аеропорт, призначений для обслуговування великих потоків пасажирів і вантажів (у всіх

обласних центрах, а також в таких великих містах, як Маріуполь, Краматорськ, Северодонецьк, Кривий Ріг, Керч).

Проте велика частина з вищезгаданого 31 аеропорту на сьогоднішній день не працює. Внаслідок надто низького завантаження більшість рейсів з цих аеропортів скасована. За останніми даними, в Україні діють не більше десяти аеропортів.

Реально перспективи розвитку в Україні мають вісім аеропортів, два київських — «Бориспіль» і «Жуляни», а також аеропорти Сімферополя, Донецька, Харкова, Дніпропетровська, Одеси і Львова. Причому на сьогоднішній день приблизно половина всього пасажиропотоку в Україні проходить через «Бориспіль». Решта аеропортів за радянських часів в основному обслуговувала «місцеві», внутрішньоукраїнські пасажиропотоки. Сьогодні, з падінням рівня життя в більшості регіонів України і, як наслідок, зменшенням кількості потенційних авіапасажирів аеропорти не в змозі працювати рентабельно. «Зовнішні» пасажиропотоки «перемикаються» на вісім вищеперелічених аеропортів, хоча 16 аеропортів України мають статус міжнародних, ще 15 видані тимчасові дозволи на міжнародні авіап перевезення. Правда, без такого дозволу сьогодні жодному аеропорту вижити не можна навіть теоретично, оскільки 77% пасажиропотоку припадає на зарубіжні рейси.

Маршрутна мережа авіаційного транспорту України становить 250 тис. км. На внутрішніх лініях 23 авіакомпанії здійснюють регулярні польоти по 37 маршрутам, а іноземні авіакомпанії здійснюють польоти рейси в 27 країн світу (Росія, Німеччина, Великобританія, Угорщина, Польща, Австралія, Терція, Франція, Голландія та ін.).

В 2004 році авіаційний парк України нараховував 380 літаків, з них лише 200 знаходяться в придатному для здійснення польотів стані [4]:

- Парк авіаційної техніки морально і фізично застарів, його основу складають літаки, які відстають за своїми характеристиками від зарубіжних аналогів та не відповідають нормам льотної гідності;
- Значна частина літаків не належить переобладнанню (модернізації) відповідно до сучасних вимог безпеки польотів;
- Відсутність державного регулювання діяльності приватних авіакомпаній в умовах ринкових економічних відносин (наявність професійно підготовлених кадрів, здатних кваліфіковано виконувати роботи по організації повітряних перевезень, організація льотної роботи, інженерно-технічної експлуатації, обслуговування та ремонту обладнання, наявність нормативно правових документів і т.д.);
- Відсутність сучасних засобів і систем навігації, які забезпечують безпеку за любых обставин.

Аналіз стану авіаційної техніки в Україні

Літаком називається апарат, важчий за повітря, який рухається за допомогою силової установки. Характерними елементами літака є несучі поверхні (крила), які створюють підйомну силу; силові установки (двигуни), фюзеляж, вантажні відсіки та кабіну екіпажу, а також шасі. Літаки забезпечені системами ручного і автоматичного управління рухом, навігаційним обладнанням, системою кондиціонування повітря, обладнанням, яке захищає від

заледеніння, протипожежним обладнанням, а також аварійно-рятувальними засобами.

По дальності польоту літаки діляться на магістральні та місцеві повітряні лінії [5]:

- Магістральні: $L > 1000$ км;
- Середньомагістральні: $L - (2500-6000)$ км;
- Близькомагістральні: L до 2500 км.

Дальність польотів місцевих ліній не перевищує 1000 км.

За максимальною злітною масою літаки діляться на 4 класи [6]:

1. злітна маса більше 75 тон;
2. злітна маса від 30 до 75 тон;
3. злітна маса від 10 до 30 тон;
4. злітна маса менше 10 тон.

Іноді використовується наступна класифікація літаків:

5. важкі: більше 136 тон;
6. середні: від 7 до 136 тон;
7. легкі: менше 7 тон.

Розрізняють широко фюзеляжні та вузько фюзеляжні літаки.

Крейсерна швидкість літака з турбореактивним двигуном лежить у межах від 7000 до 950 км/год, турбогвинтовими і турбовентиляторними двигунами від 250 до 750 км/год.

Існуючий парк авіаційної техніки України складається в основному з літаків виробництва СРСР, які морально і фізично застаріли. До теперішнього часу напрацювання великої кількості літаків старих типів підходить до меж встановлених для них ресурсів. В результаті цього виникла проблема забезпечення заданого рівня безпеки і надійності тривало експлуатованих літаків, тобто проблема підтримки льотної придатності старіючих літаків [7].

Основний об'єм перевезень пасажирів авіакомпаніями України здійснюється на літаках наступних типів В-737, Як-42, Ан-24, Як-40. Наймасовішим літаком з представлених є Ан-24 (83 шт.).

Питомі об'єми пасажирських перевезень між цими типами літаків розподілилися таким чином (див. рис.1).

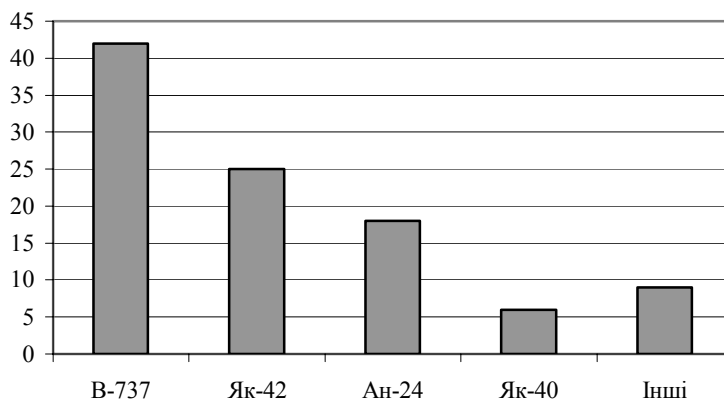


Рис. 1. Питомі об'єми пасажирських перевезень по типах літаків

Аналіз наведених даних на Рис. 1 показує, що 88% пасажирів в Україні перевозять три типи літаків В-737, Як-42 і Ан-24, оскільки ці типи літаків задіяні на виконанні регулярних чартерних, замовлених польотів. По кількісному складу в Україні наймасовішими літаками є Як-40, Як-42 і Ан-24 (див. табл. 1.) В той же час парк літаків Ан-24 і Як-40 є найстарішим, на експлуатації знаходяться літаки 1970-1975 рр. випуску (Ан-24) і 1975-1982 г.г. випуску (Як-40).

Таблиця 1. Склад основного парку лінійних повітряних судів України

Тип літака	Кількість літаків	Призначений ресурс	Середній по парку літаків		
			Наліт	Посадки	Вік
Ан-24	83	54000 л.г. 36000 пос. 30 р.	34870	27944	27,9
Як-40	51	32000 л.г. 28000 пос. 25 р.	23729	17751	23,5
Як-42	26	15000 л.г. 10000 пос. 20 р.	7580	3210	16,3

Враховуючи ресурси літаків і календарні терміни служби приведених в табл. 1, то ці літаки повинні бути списані в 2005 році. Якщо ж розглядати весь парк аналізованих літаків (табл.1) та більшість з них має витрачений ресурс в середньому на 70%.

Експлуатаційно-технічні характеристики літаків, які пролітають в районі розміщення АЕС вказані в табл. 2 [5,7].

Таблиця 2. Типи літаків та їх польотні характеристики

Тип	Клас	Код	Розмах крил, м	Витрата палива, т/год	Швидкість крейсу, км/год	Висота польоту, км	Злітна маса, т	Дальність, км	Частота падіння, 1/рік	Навантаження від удару, МН	Тривалість удару, мс
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
АН-124	1	A4F	73,3	13,5	750	11,1	392	3800	$2,8 \cdot 10^{-5}$	570	180
АН-140	1	A40	70,0	10,0	576	11,0	100	3900	$2,9 \cdot 10^{-5}$	280	310
АН-22	1	AN22	64,4	6,0	600	10,0	225	5250	$3,1 \cdot 10^{-5}$	460	210
АН-70	1	A70	39,0	12,5	750	10,0	130	5000	$4,0 \cdot 10^{-7}$	320	360
Ту-154б	1	T154	37,55	6,43	870	12,5	98	2850	$3,2 \cdot 10^{-7}$	250	290
Ту-154м	1	T154	37,55	4,5	870	12,5	100	3600	$3,0 \cdot 10^{-7}$	270	300
В-737	1	B737	39,3	5,5	900	12,5	91	5000	$8,0 \cdot 10^{-10}$	90	390
АН-12	2	AN12	38,015	2,45	570	10,5	54	2800	$2,8 \cdot 10^{-5}$	145	190
АН-12бк	2	AN12	38,015	2,45	580	10,5	61	3600	$7,1 \cdot 10^{-7}$	145	190
Як-42	2	YK42	34,88	3,97	750	9,1	54	1460	$6,0 \cdot 10^{-7}$	150	200
АН-72	2	AN72	31,89	2,0	700	11,8	34,8	2000	$4,0 \cdot 10^{-6}$	90	120
АН-74	2	AN74	31,89	2,0	700	9,6	36,5	1750	$4,9 \cdot 10^{-6}$	35	110
Як-40	3	YK40	25	1,35	510	8,0	16,1	1200	$5,0 \cdot 10^{-7}$	19,5	250

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
АН-32	3	АН32	29,2	1,2	530	9,5	27,0	1950	$2,3 \cdot 10^{-5}$	24,6	270
АН-24	3	АН24	29,2	0,8	450	7,3	21,8	1200	$1,5 \cdot 10^{-5}$	20,2	250
АН-26	3	АН26	29,2	0,9	430	7,3	24,0	1200	$2,4 \cdot 10^{-5}$	22,0	260
АН-28	4	АН28	22,06	0,3	320	3,0	6,5	515	$5,0 \cdot 10^{-6}$	4,5	100
Л-410	4	Л410	19,98	0,3	320	3,0	5,8	700	$7,0 \cdot 10^{-6}$	3,2	90
АН-2	4	АН2	18,18	0,1	180	4,5	5,25	1200	$1,2 \cdot 10^{-5}$	2,9	75

Аналіз безпеки польотів цивільної авіації в Україні

Безпека польотів є якісною характеристикою загрози при виконанні польотів, кількісну ж її оцінку визначає рівень безпеки польотів.

Рівень безпеки польотів – характеристика авіаційної транспортної системи, що визначається імовірністю того, що в польоті не виникне катастрофічна ситуація. Іншими словами, рівень безпеки польотів (РБП) – це ймовірність невиникнення катастрофічної ситуації при виконанні польотів [8].

У визначенні РБП використовуються поняття "авіаційна транспортна система" (АТС) і катастрофічна ситуація (КС), які також необхідно визначити.

Авіаційна транспортна система – сукупність елементів (екіпаж, повітряне судно, служби забезпечення польотів тощо), які взаємодіють у процесі виконання польотів і взаємозв'язані функціонально [9].

Загроза життю і здоров'ю людей не виникає, якщо умови польоту відповідають очікуваним умовам експлуатації, а всі елементи АТС функціонують без відхилень.

Очікувані умови експлуатації – умови, що стали відомі з практики або виникнення яких можна передбачати протягом терміну служби літаку з урахуванням його призначення [10].

Очікувані умови експлуатації (ОУЕ) містять у собі:

- параметри стану і впливу на літак зовнішнього середовища;
- експлуатаційні фактори (склад екіпажа; маси, центрування, конфігурації літака і особливості його застосування; характеристики аеродромів, повітряних трас, повітряних ліній і маршрутів, наземних засобів забезпечення польоту; періодичність і види технічного обслуговування, ресурс, термін служби, застосовувані паливно мастильних матеріалів, режими роботи двигунів, мінімуми погоди і т.д.)
- параметри (режими) польоту.

Відхилення в роботі елементів АТС виникають внаслідок виникнення в польоті небезпечних факторів (факторів небезпеки), явищ, дій, умов, обставин, недоглядів, відхилень, наявності або відсутності яких вплинуло або могло вплинути на виникнення і розвиток особливої ситуації в польоті [11].

Особлива ситуація – ситуація, що виникає в польоті в результаті впливу небезпечних факторів (факторів небезпеки) або їхніх сполучень, що приводять до зниження безпеки польотів [12].

Катастрофічна ситуація є одним із видів особливих ситуацій (ОС), які за ступенем небезпеки підрозділяються на: ускладнення умов польоту (УУП); складну ситуацію (СС); аварійну ситуацію (АС) і катастрофічну ситуацію (КС).

В якості критеріїв ОС, які дозволяють їх ідентифікувати, прийняті наступні [12]:

- ступінь збільшення психофізіологічного навантаження на екіпаж (незначна, помітна, значна);
- ступінь погіршення характеристик стійкості, керованості або льотних характеристик (незначна, помітна, значна);
- положення параметрів польоту щодо обмежень (експлуатаційних і граничних). Експлуатаційні обмеження – умови, режими і значення параметрів, навмисний вихід за межі яких неприпустимий у процесі експлуатації літака. Граничні обмеження – обмеження режимів польоту, вихід за які неприпустимий ні при яких умовах;
- характер дій екіпажа, необхідних для виходу з ОС. Наявність критеріїв ОС дає змогу визначити їх.

УУП – особлива ситуація, що характеризується незначним збільшенням психофізіологічного навантаження на екіпаж або незначним погіршенням характеристик стійкості і керованості або льотних характеристик, що не приводить до необхідності негайного або не передбаченого заздалегідь плану польоту і не перешкоджаючи його благополучному завершенню, що допускає зміну плану польоту.

СС – особлива ситуація, що характеризується помітним підвищенням психофізіологічного навантаження на екіпаж або помітне погіршення характеристик стійкості і керованості або льотних характеристик, або виходом одного або декількох параметрів польоту за експлуатаційні обмеження, але без досягнення граничних обмежень і (або) розрахункових умов, що приводить до необхідності негайної зміни плану, профілю або режиму польоту.

АС – особлива ситуація, що характеризується значним підвищенням психофізіологічного навантаження на екіпаж або значне погіршення характеристик стійкості і керованості або льотних характеристик, або приводить до досягнення (перевищення) граничних обмежень і (або) розрахункових умов.

КС – особлива ситуація, при виникненні якої запобігання загибелі людей і (або) втрати літака виявляється практично неможливим.

За частотою виникнення ОС підрозділяються на: повторювані з імовірністю виникнення $P > 10^{-3}$; помірковано ймовірні з імовірністю виникнення $P = 10^{-5} \dots 10^{-3}$; малоїмовірні з імовірністю виникнення $P = 10^{-7} \dots 10^{-5}$; у край малоїмовірні з імовірністю виникнення $P = 10^{-9} \dots 10^{-7}$; практично неймовірні з імовірністю виникнення $P < 10^{-9}$ [13].

Взаємозв'язок частоти і важкості ОС характеризується тим, що УУП відносяться до повторюваних і помірковано ймовірних подій; СС – малоїмовірних; АС – у край малоїмовірних; КС – практично неймовірних.

Таким чином, рівень безпеки польотів як імовірність невиникнення катастрофічної ситуації можна визначити як $УБП = 1 - P_{КС}$ де $P_{КС}$ – імовірність виникнення катастрофічної ситуації.

З урахуванням того, що виникнення КС оцінюється як практично неймовірна подія, тобто характеризується імовірністю виникнення $< 10^{-9}$, нормативне значення рівня безпеки польотів буде в цьому випадку дорівнювати: $УБП_{норм} = 1 - P_{КС} = 1 - (< 10^{-9}) \approx 0,999\ 999\ 999$, тобто, з 1 000 000 000 польотів в середньому 1 завершується катастрофою, інші закінчуються благополучно (без катастрофи).

Варто звернути увагу, що фактичний рівень безпеки польотів, як випливає зі статистики авіаційних подій, практично на три порядки гірше, тобто $УБП_{факт} \approx 0,999\ 999$, і, таким чином, фактично з того ж таки 1 000 000 000 польотів в середньому 1000 закінчуються катастрофою.

Проведені розрахунки зайвий раз підкреслюють актуальність проблеми забезпечення безпеки польотів, як найважливішої проблеми сучасної авіації.

При розгляді й аналізі особливих ситуацій приймається допущення, що вони можуть переростати одна в іншу (ситуація може ускладнюватися, що супроводжується збільшенням небезпеки), тобто, маємо наступний логічний ланцюжок: УУП→СС→АС→КС.

У цьому випадку, розвиток особливих ситуацій може завершуватися такими наслідками: УУП – без наслідків; СС, АС, КС – авіаційними подіями, причому КС однозначно закінчується катастрофою.

Авіаційна подія – подія, зв'язана з використанням повітряного судна, яке має місце з моменту, коли яка-небудь особа піднімається на борт наміром здійснити політ, до моменту, коли всі, що знаходилися на борту особи, залишили повітряне судно, і в ході якого: яка-небудь особа одержує тілесні ушкодження зі смертельним результатом або серйозні тілесні ушкодження, або повітряне судно одержує серйозні ушкодження конструкції або виникла інша загроза безпеки польотів [12].

Авіаційні події (АП) поділяються на катастрофи, аварії, серйозні інциденти й інциденти [11].

Катастрофа – АП з людськими жертвами, що призвела до загибелі або пропажі без звістки кого-небудь з пасажирів, членів екіпажа або третіх осіб, а також у випадку одержання ними тілесних ушкоджень зі смертельним результатом під час:

- а) перебування на даному літаку;
- б) безпосереднього зіткнення з якою-небудь частиною літака, включаючи частини, що відокремилися від даного літака;
- в) безпосередньої дії струменя газів реактивного двигуна;
- г) зникнення безвісти літака. Літак вважається зниклим безвісти, коли був припинений офіційний пошук і не було встановлене місцезнаходження елементів його конструкції. Рішення про припинення пошуку літака, що пропав безвісти, приймає повноважний орган держави по розслідуванню АП, на території якого відбулася АП;

д) до катастроф відносяться також випадки загибелі кого-небудь з осіб, що знаходилися на борту, у процесі їхньої аварійної евакуації з літака.

У випадку тілесних ушкоджень, унаслідок яких протягом 30 діб з моменту АП наступила смерть, вони класифікуються як тілесні ушкодження зі смертельним результатом.

Аварія – АП без людських жертв, що призвела до серйозного ушкодження або руйнування літака, або серйозним тілесним ушкодженням пасажирів або членів екіпажа і третіх осіб, у результаті якого [14]:

- а) порушується міцність конструкції планера літака через руйнування силових елементів;
- б) значно погіршуються технічні або льотні характеристики літака і необхідний значний ремонт для їхнього відновлення або неможливо відновити його льотну придатність;

в) літак, що знаходиться в такому місці, де доступ до нього і його евакуація з місця події неможливі;

г) будь-яка особа одержує серйозні тілесні ушкодження.

Серйозне ушкодження – ушкодження яке отримано внаслідок АП і яке призвело до порушення міцності його конструкції або (і) значного погіршення льотних характеристик, необхідності великого ремонту або заміни ушкодженого силового елемента конструкції.

Серйозне тілесне ушкодження – тілесне ушкодження, отримане особою під час АП, що:

а) вимагає госпіталізації особи більше чим на 48 годин протягом 7 днів з моменту АП;

б) призвело до перелому будь-якої кістки (за винятком простих переломів пальців рук, ніг або носа);

в) пов'язане з одержанням опіків другого і третього ступеня або будь-яких опіків, що ушкоджують більше 5% поверхні тіла;

г) пов'язане з підтвердженим фактом дії токсичних речовин або поразки радіацією;

д) призвело до переривання вагітності.

До аварій не відносяться: для літаків – випадки відмовлення або ушкодження двигуна, коли ушкоджений тільки сам двигун, його капоти або допоміжні агрегати або коли ушкоджені тільки повітряні гвинти, закінцівки крила, антени, пневматики, пристрою гальмування, обтічники, або в обшиванні є невеликі вм'ятини або пробоїни.

Серйозний інцидент – подія, обставини якого вказують на те, що ледь не мали місце катастрофа або аварія, для запобігання якого необхідне виконання екіпажем (службою обслуговування повітряного руху і забезпечення польотів) складних і (або) екстрених дій, що не застосовуються в умовах нормального польоту [15].

Для серйозних інцидентів характерні наступні ознаки:

- вихід літаку за границі очікуваних умов експлуатації;
- виникнення значних шкідливих впливів на екіпаж або пасажирів;
- значне підвищення робочого навантаження на екіпаж;
- втрата працездатності екіпажу в польоті;
- значні погіршення льотних і технічних характеристик і ускладнення в керуванні літаком.

Інцидент – подія, пов'язана з використанням літака, що обумовлено відхиленням від нормального функціонування літака, екіпажа, служб обслуговування повітряного руху і забезпечення польотів, впливом зовнішнього середовища, що погіршує безпеку польоту, але яке не закінчилося катастрофою, аварією або серйозним інцидентом.

До інцидентів не відносяться відмови будь-якої системи літака що виявляється екіпажем до моменту вирулювання, і який не привів до яких-небудь наслідків для пасажирів, екіпажа, третіх осіб, літака і навколишнього середовища.

В даний час використовується два принципових підходи до вирішення проблеми безпеки польотів: нормативне забезпечення та запобігання авіаційних подій.

Діяльність авіації будується на основі законів і нормативних положень, більшість з яких спрямовані на підтримку або підвищення безпеки польотів. Такий підхід до безпеки, часто іменований нормативним забезпеченням безпеки польотів, є невід'ємним елементом діяльності авіації України.

З метою аналізу стану безпеки в цивільній авіації України були розглянуті авіаційні події, що відбулися з літаками за період з 1997 по 2004 г. Розглянуті події відбулися при виконанні як регулярних так і чартерних авіаційних перевезень, як на внутрішніх так і на міжнародних лініях, а також при виконанні робіт в народному господарстві. По видах, розглядалися наступні події: катастрофа, аварія, серйозний інцидент, інцидент з літаком України. Кількісні показники цих подій зведені в табл. 3 [16–17].

Таблиця 3. Дані про стан безпеки польотів у цивільній авіації України за період 1997-2004 рр.

Класифікація авіаційної події		Рік							
		1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Катастрофа	К-сть	1	2	0	2	2	2	2	3
	K_m	0,55	1,19	0	1,26	1,26	1,32	1,35	1,71
Аварія	К-сть	6	3	2	1	1	1	2	2
	K_m	3,32	1,78	1,67	1,23	0,63	0,75	1,92	2,01
Інцидент	К-сть	97	79	84	64	57	75	115	95
	K_m	53,7	46,9	70,1	39,3	35,9	47,1	61,1	54,6

Примітка: коефіцієнт безпеки:

$$K_m = \frac{N}{T} \cdot 10^5, \quad (1)$$

де N – кількість авіаційних подій;
 T – кількість годин польоту літаком.

Коефіцієнт безпеки від кількості катастроф у країнах СНД за період 2000–2004 рр. склав 0,6, у світі – 0,2, а в Україні, як видно з табл. 3. – 1,3.

Як видно з приведених даних, практично щороку відбувається одна – дві авіаційні події з людськими жертвами (катастрофи). Докладніший аналіз показує, що практично всі катастрофи відбулися при виконанні робіт в народному господарстві на вертольотах (легких літаках). Розслідування цих катастроф показало, що основними причинами є [16]:

- невідповідність технічної бази авіакомпаній;
- недостатня кваліфікація персоналу і малий досвід авіаційних перевезень;
- нечітка взаємодія авіакомпаній і замовників;
- низький рівень забезпечення у виконанні замовлених польотів.

Звертає на себе увагу також велика кількість інцидентів. Як причини появи інцидентів розглядалися відмови авіатехніки (з виділенням відмови двигуна) і помилки екіпажів (людський фактор). На рис. 2 показано розподіл кількості інцидентів за вказаний період часу.

За даний період інциденти пов'язані з діями екіпажів склали в середньому 14%. Інциденти, пов'язані з відмовами авіатехніки, складають в середньому 82%, від загального числа, а відмови двигунів складають 51%, від всіх відмов авіатехніки.

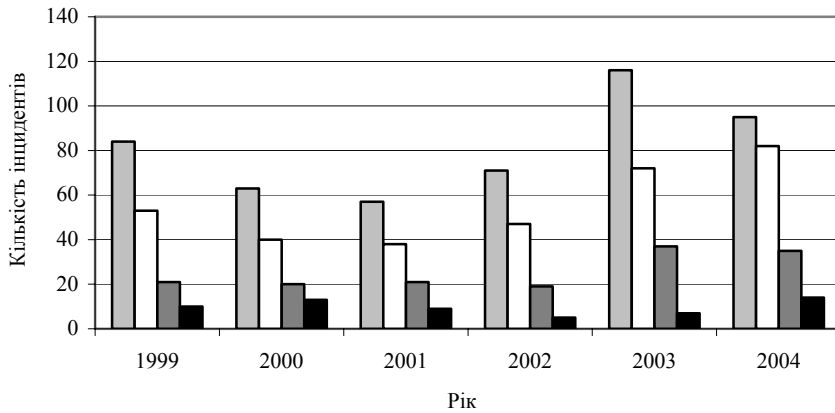


Рис. 2. Діаграма динаміки авіаційних інцидентів (Ряд 1 – загальна кількість інцидентів; ряд 2 – відмова авіатехніки; ряд 3 – відмова двигунів; ряд 4 – людський фактор)

Розрахунок ймовірності падіння літака на АЕС

Падіння літака на АЕС — надзвичайна подія, ймовірність якого визначається в основному рівнем забезпечення безпеки польотів, їх інтенсивністю в даному районі, а також розподілом авіаційних подій по типу і характерним для них наслідкам. Безпека польотів визначається частотою виникнення авіаційних подій на 1 ч польоту і залежить, головним чином, від розвитку авіаційної техніки. Інтенсивність польотів в районі АС оцінюється з урахуванням адміністративно-організаційних заходів по їх обмеженню і є характеристикою району розташування об'єкту, як і розподіл авіаційних подій по типу.

Як показав аналіз можливих типів авіаційних подій, ураження може виникнути в результаті руйнування літака у польоті або його некерованого падіння, або втрати екіпажем просторового орієнтування в умовах обмеженої видимості. Під ураженням АЕС в даному випадку розуміється попадання на майданчик із заданими координатами і певного розміру як власне літака, так і його великих фрагментів у разі руйнування в повітрі.

У якості вхідних даних для оцінки ймовірнісних характеристик попадання літака в АЕС, були досліджені дані (табл. 2,3). Отримані розрахункові оцінки ймовірності авіаційної події за 1 годину польоту літаків 1-4 класів при довірчій ймовірності $P = 0,9$ приведені на рис. 3.

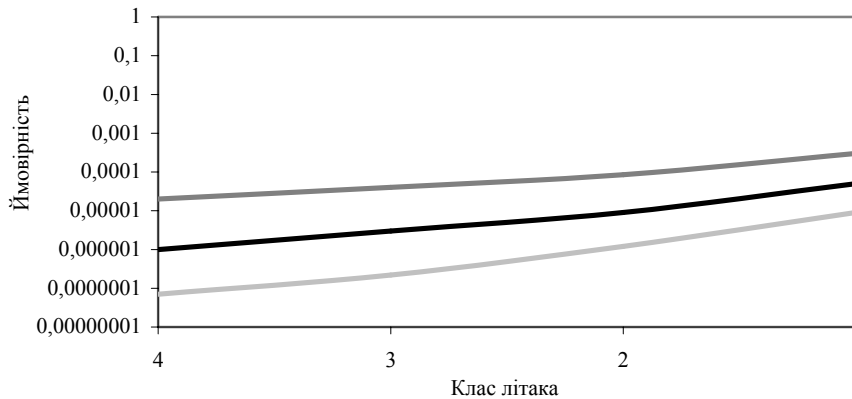


Рис. 3. Розрахункові оцінки виникнення авіаційної події

Для виконання розрахунку ймовірності вразливості енергоблоків АЕС від падіння літака аналізувались наступні дані [18-20]:

- наявність у межах 4, 10 і 16 кілометрів зон повітряних трас і аеродромів та відстані від найближчих з них до центру проммайданчика;
- інтенсивність і висота польотів літаків на найближчих повітряних трасах;
- типи й характеристики літаків, котрі можуть пролітати поблизу проммайданчика;
- рівень безпеки польотів;
- статистика авіакатастроф в Україні.

Ймовірність падіння літака (уламків) на проммайданчик АЕС на заданому проміжку часу внаслідок авіаційної катастрофи визначається за формулою [21]:

$$P = 1 - \exp(-N_j P_i^K), \quad (2)$$

де N_j – інтенсивність польотів j -го типу літака в зоні досяжності проммайданчика АЕС;

P_i^K – ймовірність i -го типу авіаційної катастрофи за 1 годину польоту.

Площа, яка ушкоджується літаком m -го типу може бути розрахована по формулі:

$$S_{mn} = S_m + S_K, \quad (3)$$

$$S_m = (WS + R) \cdot H \cdot ctg\varphi + (2 \cdot L \cdot W \cdot WS) / (R + L \cdot W), \quad (4)$$

$$S_K = (WS + R) \cdot K, \quad (5)$$

де S_m – ефективна площа без урахування сковзання літака по землі;

S_K – ефективна площа сковзання літака по землі;

WS – розмах крил літака;

R – довжина діагоналі цілі = $(L^2 + W^2)^{0,5}$;

H – висота цілі;

$ctg\varphi$ – котангенс кута між напрямом падіння літака і горизонталлю;

L – довжина цілі;

W – ширина цілі;

K – довжина сковзання літака після дотику до землі.

Результати оцінок вразливості головного корпусу реакторної установки до падіння літаків різного класу (кількість подій на рік з довірчою ймовірністю $P=0,99$) для АЕС України приведені на рис. 4 (згідно вхідних даних, отриманих в роботах [23–24]).

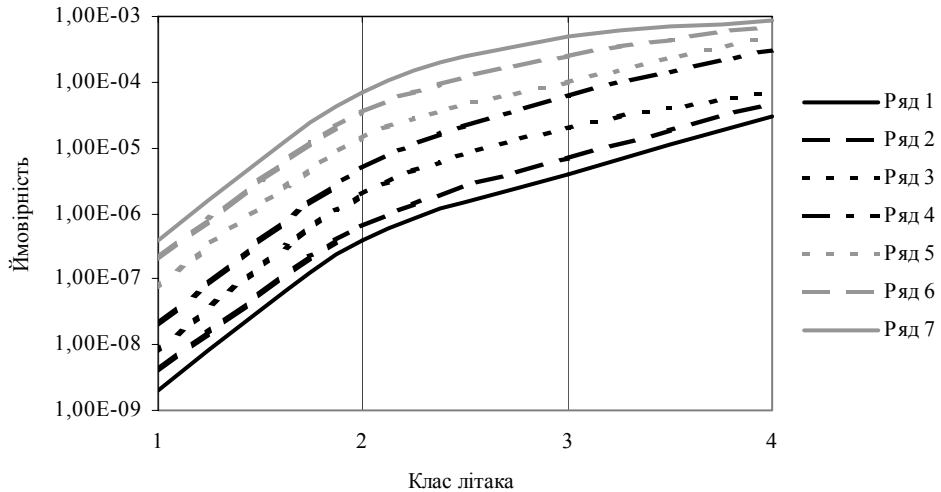


Рис. 4. Графічна залежність ризику руйнування головного корпусу реакторної установки при авіакатастрофі (10^7 на реактор в рік)

- Ряд 1 – оптимальна оцінка (знизу);
- Ряд 2 – розрахована оцінка ЮУАЕС;
- Ряд 3 – розрахована оцінка ХАЕС;
- Ряд 4 – розрахована оцінка РАЕС;
- Ряд 5 – розрахована оцінка ЗАЕС;
- Ряд 6 – розрахована оцінка ЧАЕС;
- Ряд 7 – консервативна оцінка (зверху)

Заключення

З наведених результатів розрахунків слідує, що падіння літака, або його уламків на головний корпус реакторної установки не є малоймовірною подією, а точкова оцінка ймовірності такої події може досягти консервативної

У якості мір запобігання падінню літака на АЕС вводяться обмеження на польоти, розміщення аеродромів, створюються транспортні коридори поблизу АЕС. Сам реактор може розміщуватись у спеціальній міцній захисній оболонці. Конкретні технічні рішення у значній мірі визначаються тим, які типи подій та з яким літаком потрібно враховувати при розробці захисних мір.

ЛІТЕРАТУРА

1. IAEA Safety Guide No. 50-SG-S5, «External Man-Induced Events in Relation to Nuclear Power Plant Siting», IAEA. – Vienna. – 1983.
2. Prassinis, P. G. and C. Y. Kimura, «Aircraft Crash Assessment of U.S. Nuclear Power Plant Sitings Using the NRC Methodology», LLNL, UCRL-JC-128664, February 20, 1998.

3. NUREG/CR-4839. Methods for External Event Screening Quantification: Risk Methods Integration and Evaluation Program (RMIEP) Methods Development.
4. Жулев В.И., Иванов В.С. Безопасность полетов летательных аппаратов: теория и анализ. – М.: Транспорт. – 1986. – 224 с.
5. Комаров А.А. Основы авиации. Вступление в специальность. – Киев Высшая школа. – 1992. – 390 с.
6. Безопасность полетов летательных аппаратов: (Методические основы) / А.И. Стариков, В.Я. Зачеса, Н.Н. Зинковский и др. Под ред. А.И. Старикова. – М.: Транспорт. – 1988. – 159 с.
7. Козлюк И.А. Определение необходимого количества воздушных пассажирских судов на внутренних линиях по основным аэропортам Украины в прогнозируемом периоде / Математические машины и системы. – 2005, №4. – С. 96–100.
8. Наставление по производству полетов в гражданской авиации СССР (НПП ГА-85). – М.: Возд. транспорт. – 1985. – 254 с.
9. Руководство по предотвращению авиационных происшествий. (Doc. 9422-AN/923). – Монреаль: ИКАО. – 1984. – 138 с.
10. Методические рекомендации по предотвращению авиационных происшествий в гражданской авиации СССР. – М.: Возд. транспорт. – 1986. – 48 с.
11. Руководство по расследованию авиационных происшествий. Doc. 6920-AN/855/4. – Монреаль: ИКАО. – 1987.
12. Положення про службове розслідування авіаційних подій на території України. Затверджене наказом Директора Укравіатрансу України №262 від 28 листопада 1995 року. – 60 с.
13. Безопасность полетов: Учебник для вузов / Р.В. Сакач, Б.В. Зубков, М.Ф. Давиденко и др. Под ред. Р.В. Сакача. – М.: Транспорт. – 1989. – 239 с.
14. Крохин З.Т., Скрипник Ф.И., Шестаков В.З. Инженерно-организационные основы обеспечения безопасности полетов в гражданской авиации. – М.: Транспорт. – 1987. – 175 с.
15. Воробьев В.Г., Зубков Б.В., Уриновский Б.Д. Технические средства и методы обеспечения безопасности полетов. – М.: Транспорт. – 1989. – 151 с.
16. Ежемесячные отчеты по безопасности полетов за 1997–2004 гг. Укравіатранс.
17. Авиакатастрофы на Украине. Aviation Safety Network. – 2001.
18. DOE-STD-3014-96. Accident analysis for aircraft crash into hazardous facilities.
19. NTSB/ARC-99/01. NTSB. Annual Review of Aircraft Accident Data. U.S. Air Carrier Operations Calendar Year 1996.
20. NTSB/ARC-00/01. NTSB. Annual Review of Aircraft Accident Data. U.S. General Aviation Calendar Year 1997.
21. Определение вероятности падения воздушного судна на АС / Костиков Е.А., Смольников В.А., Баранав Ю.Д. и др. // Атомная энергия. – т. 74, вып. 1. – 1993 – С. 53–58.
22. Настасиенко В.Н. Информация по воздушному транспорту в районе РАЭС. (Государственный Департамент Авиационного Транспорта Украины “Укравіатранс”). 622-28.02.2001.
23. SUSA-300DL11R-XV1. Проект углубленного анализа безопасности энергоблока 1 ЮУАЭС (SUSA). Техногенные опасности и отчет о планировании.

УДК 303:621.311.25

ЗАСТОСУВАННЯ АНКЕТУВАННЯ ЯК ЕЛЕМЕНТУ ГРОМАДСЬКОГО АУДИТУ СОЦІАЛЬНОЇ ВІДПОВІДАЛЬНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ АТОМНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ

*М.О. Гуцина, М.А. Прялін, О.Б. Торганова (Севастопольський національний
університет ядерної енергії та промисловості, м. Севастополь)*

У статті розглядаються питання корпоративної соціальної відповідальності перед суспільством у розрізі її впливу на репутацію підприємства. Окрему увагу приділено проблемам дотримання соціальної відповідальності бюджетоутворюючих підприємств України, зокрема атомних електростанцій. Представлені результати соціологічного дослідження щодо оцінки соціальної відповідальності відомого підрозділу «Южно-Українська атомна електростанція «ДП НАЕК «Енергоатом».

ВСТУП

У сучасному світі усе більше впливає на репутацію та імідж компанії її соціальна позиція. Оцінюючи діяльність компанії, суспільство розглядає не лише її виробничі і фінансові показники, але і те, як вона веде свій бізнес, чи піклується про власних співробітників, наскільки її діяльність відповідає інтересам інших учасників ринку, жителів територій її присутності, а також суспільства в цілому. Набуває актуальності питання соціальної відповідальності підприємств, поширення практики звітності про діяльність у цій сфері.

Соціальна відповідальність означає здатність організації або підприємства оцінити наслідки своєї діяльності для стійкого соціального розвитку суспільства. Вона відрізняється від юридичної і розглядається як добровільний відгук організації на соціальні проблеми своїх працівників, жителів міста, краю, країни, світу.

Успіх організації залежить від розуміння та задоволення поточних та майбутніх потреб і очікувань зацікавлених у її діяльності сторін. У п.5 стандарту ISO 9004 визначені наступні зацікавлені сторони: споживачі та кінцеві користувачі, працівники, власники, інвестори, постачальники та партнери, громадськість, тобто люди, що відчувають на собі вплив організації або її продукту.

Повною мірою це стосується вітчизняних компаній, що мають провідні позиції у своїх галузях і прагнуть виходу на міжнародні ринки. Як показує практика, добре продумані програми соціальних інвестицій дають реальну віддачу як тим, кому вони адресовані, так і тим, хто їх ініціює. Інформація про ступінь активності компанії в сфері соціальних перетворень є важливою для інвесторів і аналітиків, що розглядають результати діяльності компанії з погляду акціонерної вартості.

Проблема відповідальності перед суспільством споконвічно властива цілим галузям і видам діяльності. У першу чергу, це ті види діяльності, що можуть напряму загрожувати суспільству. Найяскравіший приклад такого трактування соціальної відповідальності – екологічні загрози. Збільшення техногенного навантаження на навколишнє середовище порушило питання про принципи безпечного співіснування шкідливих виробництв і суспільства. З моменту постановки даної проблеми вона набула політичного забарвлення –

численні “зелені” організації очолили боротьбу суспільства з корпораціями за право жити в екологічно безпечному світі.

Трагедія Чорнобиля ясно продемонструвала, що втрата контролю над критично небезпечним виробництвом може поставити під загрозу самий факт людського існування, і призвела до скептичного ставлення до перспектив атомної енергетики в цілому. Актуальною стає проблема адекватної оцінки громадськістю реального внеску галузі та окремих АЕС в економіку країни, якість життя її мешканців, особливо прилеглих до АЕС територій, адже фактично кожний другий кіловат в Україні – атомний.

Корпоративна соціальна відповідальність

В останні роки питання соціальної відповідальності і професійної етики у світовому бізнесі-співтоваристві вийшли на перший план. У дослідженні, проведеному відомою PR-фірмою Bارسen (були опитані 1400 топ-менеджерів по усьому світі), було поставлене питання: якими характеристиками повинний володіти топ-менеджер для ефективної роботи? За результатами дослідження на перших місцях виявилися такі якості, як “здатність викликати довіру” і “дотримання вищих етичних норм”. Ще п’ять років тому мали пріоритет “турбота про клієнтів” і “приріст дивідендів акціонерів”. Тепер в голову кута ставиться формування картини майбутнього, передбачення, формування менеджерської команди і вирішення соціальних проблем.

Таким чином сучасний менеджмент переходить від концепції тотального управління якістю (Total Quality Management, TQM) до соціально-орієнтованої концепції управління (Total Responsibility Management, TRM), що припускає збільшення уваги до вимог різних “зацікавлених сторін”, під впливом яких знаходиться компанія, і до питань збереження навколишнього середовища.

У 1996 році організація “Міжнародна соціальна відповідальність” скликала міжнародну консультативну раду, що складається з багатьох зацікавлених сторін, для розробки SA 8000 – стандарту системи соціального і етичного менеджменту, якого дотримуються на добровільній основі. Його вимоги базуються на конвенціях Міжнародної служби праці та інших організацій із захисту прав людини. Стандарт може бути застосований до будь-якої організації, незалежно від її розміру і форми власності.

Основні вимоги передбачають, що підприємство повинне вживати необхідних заходів для забезпечення здоров’я і безпеки працівників, не повинні наймати дітей молодше 15 років, примушувати працівників працювати проти їх волі і застосовувати дисциплінарні дії. Працівники, у свою чергу, повинні одержувати, принаймні, встановлену державою мінімальну заробітну платню і мати нагоду створювати профспілки, ставати їх членами за своїм вибором. Забороняється расова і будь-яка інша дискримінація, робочий час має бути скорочений до 48 годин на тиждень, а переробки не повинні перевищувати 12 годин в тиждень, система менеджменту повинна бути стандартизована.

Сьогодні транснаціональні компанії виробляють близько 25% світового продукту. Оскільки соціально значимі питання давно стоять у центрі уваги громадськості, компанії намагаються дотримуватись принципів соціально-етичного менеджменту. Так Levi Strauss & Co у 1995 р. була змушена згорнути контракти з Бірмою (нині М’янма) через порушення прав людини в цій країні [1].

Щодо фінансової складової соціальної відповідальності то на Заході такі компанії, як Shell чи British Petroleum відраховують на соціальні програми до 10% прибутку. Ці витрати цілком виправдані – вони дають і економічні, і політичні дивіденди. Нафтові компанії одержують необхідну для успішного бізнесу підтримку суспільства і високу репутацію на ринку. Соціальна активність компанії є вагомим чинником росту акціонерної вартості. Про це свідчить і той факт, що компанії щорічно не лише збільшують обсяги соціальних інвестицій, але і приділяють усе більшу увагу розкриттю інформації, що характеризує рівень власної соціальної відповідальності. У річних звітах провідних корпорацій розділ про корпоративну відповідальність не менш важливий, чим розділ про результати операційної діяльності. У російських компаній – лідерів в сфері вирішення соціальних проблем квота витрат на ці цілі фіксується в річному бюджеті. У середньому вона складає від 1 до 1,5% прибутку [2].

Відзначається тенденція переходу соціальної відповідальності бізнесу в економічну площину. Нові дослідження на цю тему показують, що соціальна відповідальність бізнесу має дуже серйозні економічні вигоди: зростає репутація компанії, що безпосередньо впливає на збільшення продажу, на позицію на ринку, збільшується продуктивність праці, підвищується якість продукції чи послуг, скорочуються операційні витрати, послаблюється контроль з боку державних органів, полегшується доступ інвестиціям [3]. Влада нерідко йде на зустріч підприємствам, надаючи пільги, допомагаючи одержати податкові кредити. І зустрічно бере на себе турботу про працівників підприємств як жителів міста. Ця відповідальність виражається, зокрема, у тім, що міська влада регулярно звітує на радах трудових колективів і через корпоративні ЗМІ [4].

Результати досліджень, проведених Walker Information, виявили прямий зв'язок між соціальною цінністю компанії (сумарним ефектом її позитивного впливу на суспільство), її репутацією і відданістю бренду її споживачів. Збільшення соціальної цінності компанії на один пункт веде до поліпшення репутації на 0,55 пункту, у той час як збільшення економічної цінності на той же пункт підвищує репутацію тільки на 0,32 пункту. Таким чином, соціальні показники в порівнянні з економічними роблять удвічі більший вплив на репутацію фірми.

Резюмуючи вищесказане, можна стверджувати, що більшість підприємств тою чи іншою мірою впливають на соціальну сферу, і в цій якості їхня діяльність має соціально значимий характер. Вибудовування діалогу з громадськістю, як однією з зацікавлених сторін, стає найважливішою управлінською функцією, від якої залежить життєздатність компанії в агресивнім зовнішнім середовищі.

У той же час важливо, щоб держава і цільові групи не сприймали благодійну діяльність як неодмінний обов'язок чи комерційні акції, спрямовані винятково на одержання вигоди, пільг чи привілеїв. Державі, зі свого боку, варто заохочувати і спрямовувати інтерес підприємств до такої діяльності. Комунікація між трьома суб'єктами – бізнесом, державою і суспільством – повинна бути максимально відкритою і будуватися на основі взаєморозуміння. У такому випадку ефективність цього процесу і рівень соціальних проєктів буде набагато вище.

Соціальна відповідальність атомних електростанцій

В атомній енергетиці України історично склалась система суб'єкт-об'єктних відносин з громадськістю, що зжила себе. За часів СРСР громадськість не сприймалась як повноцінний партнер в соціальному діалозі, її думка, як сторони зацікавленої в результатах діяльності атомних електростанцій вивчалась епізодично, найчастіше лише для того, щоб виміряти ступінь лояльності щодо атомної енергетики та перспективи її розвитку. Вимоги та очікування зацікавлених сторін не враховувались як це викладено в настановах стандарту ISO 9004. З іншого боку традиційно атомні електростанції як містоутворюючі та бюджетоутворюючі підприємства відрізняються високим рівнем соціальної відповідальності.

Фактично кожний другий кіловат в Україні вироблений на атомній електростанції. В ядерній енергетиці задіяно понад 38 тисяч працівників галузі. З нею пов'язані жителі п'яти міст-супутників. Якість життя в них набагато вище, ніж у жителів інших регіонів та галузей промисловості, хоча вони найчастіше не усвідомлюють цього, так само я не розуміють хто фінансує утримання культурних, спортивних, медичних закладів та інших об'єктів. Все це сприймається як належне, але водночас висловлюються вимоги щодо більш активної участі головного підприємства у вирішенні соціальних проблем міста-супутника. Його жителі пасивні у захисті інтересів головного джерела їх добробуту – АЕС. Вони, як правило, усвідомлюють, що якість їх життя знаходиться частково в їх руках і залежить від активності їх позиції з підтримки атомної енергетики, у тому числі на виборах та під час проведення консультативних референдумів щодо спорудження нових потужностей АЕС, продовження терміну експлуатації діючих енергоблоків.

Актуальною стає проблема адекватної оцінки громадськістю реального внеску атомної енергетики та окремих АЕС в економіку країни, якість життя її мешканців, особливо прилеглих до АЕС територій.

Мета дослідження на тему “Розробка основ оцінки соціальної відповідальності Южно-Української АЕС”, полягала у визначенні основних вимог до соціальної відповідальності (СВ) таких зацікавлених сторін як персонал, жителі міста-супутника та 30-кілометрової зони.

Як свідчить аналіз звітності підприємства, більшості норм міжнародного стандарту соціальної відповідальності SA 8000 у відокремленому підрозділі “Южно-Українська АЕС” безперечно дотримуються, оскільки їх містить українське трудове законодавство. На разі триває робота з сертифікації системи якості ДП НАЕК “Енергоатом”, при цьому ВП ЮУ АЕС призначено пілотним, та вже отримало сертифікат відповідності. Таким чином, відповідність тій частині вимог SA 8000, що співпадає зі стандартами серії ISO забезпечено.

ЮУ АЕС – бюджетоутворююче підприємство. Частка відрахувань у зведений та державний бюджети за останні роки зменшилась через перехід на консолідовану сплату податку на прибуток за місцем реєстрації НАЕК у Києві. У той же час частка АЕС у формуванні місцевих бюджетів (обласний та міський) збільшується. Лише відрахування ВП ЮУ АЕС профспілковій організації на організацію оздоровлення персоналу, культурні та спортивні заходи становить не менше ніж 1,5 відсотка від прибутку. Норматив витрат на соціальний розвиток, встановлений колективною угодою, у 2006–2007 роках становить 6654 грн на одного працюючого.

Вплив атомних електростанцій на якість життя населення характеризують результати дослідження рейтингової агенції аналітичного центру “Інститут реформ”. Дослідження охопило 176 міст обласного підпорядкування, у тому числі Київ та Севастополь. Усі міста-супутники АЕС увійшли до першої десятки лідерів за рівнем соціально-економічного розвитку.

Оцінка громадськістю рівня соціальної відповідальності в цілому позитивна, але суттєво занижена. Необхідно створити систему соціальної відповідальності, яка складалася б з трьох елементів – стандартів соціальної відповідальності, соціальної звітності та обліку, громадського аудиту.

Одним з елементів громадського аудиту соціальної відповідальності можуть бути різноманітні опитування. У дослідженні представлені результати анкетування, що проведено серед жителів сусідніх до Южноукраїнська районів, жителів міста-супутника персоналу підприємства. Під час його проведення належало отримати відповідь на питання: чи можна назвати ВП ЮУ АЕС соціально відповідальним підприємством, що громадськість вважає проявом соціальної відповідальності підприємства, які напрямки участі підприємства у вирішенні соціальних проблем регіону вважає пріоритетними. Було виділено три основних групи зацікавлених сторін. Для них розроблено три анкети, які містили від 11 до 14 запитань.

Під час анкетування було опитано 475 чоловік, 75 – серед жителів сусідніх до Южноукраїнська районів (Вознесенського, Доманівського та Первомайського) [5]. Під час другого етапу анкетування до опитаних увійшли так звані лідери думок – представники активів місцевих територіальних громад. Опитано також 200 осіб персоналу підприємства та 200 жителів міста-супутника, у тому числі жителів сусідніх сіл, що працюють у Южноукраїнську. Другому етапові передувала публікація у відомчій газеті про дослідження, що планується, його мету та завдання [6].

Результати показують, що дуже великими є розбіжності в очікуваннях проявів соціальної відповідальності підприємства серед персоналу та жителів міста. Та все ж можна виділити три основних вимоги усіх трьох зацікавлених сторін, що розглядаються у роботі:

- забезпечення екологічної безпечності ВП ЮУ АЕС;
- забезпечення фінансової стабільності підприємства;
- збереження робочих місць на підприємстві (таблиця 1).

Таблиця 1. Пріоритети витрачання коштів

Місце		Особисто для Вас важливо, щоб за будь-яких обставин пріоритетним напрямком витрат коштів атомною електростанцією були наступні:
Місто і персонал	30-км зона	
1	1	заходи з підвищення безпеки АЕС
2	4	забезпечення соціальних зобов'язань, що взято перед персоналом
3	3	збільшення виробітку і реалізації електроенергії, як гарантія додаткових надходжень до бюджету у вигляді податків
4	2	природоохоронні заходи, що реалізуються станцією
5	5	виконання зобов'язань щодо участі в рішенні соціальних проблем регіону

Головний висновок дослідження – проблемою неадекватної оцінки рівня соціальної відповідальності ВП ЮУ АЕС є недостатньо ефективна політика інформування громадськості про всі аспекти СВ атомних електростанцій. Вочевидь, дещо зміщено акценти. Громадськість отримує інформацію про соціальні аспекти діяльності підприємства, але не завжди саме ту, яку волило б мати. Підприємством більше уваги приділяється висвітленню таких проявів соціальної відповідальності підприємства, які пов'язані з найменшими витратами – проведенням культурних і спортивних заходів наприклад. Витрати на утримання відповідних споруд, зарплатню персоналу вважаються цілком очевидними, але саме такі моменти громадськість не враховує.

У той же час система соціальної звітності (головним документом є інформація про виконання колективного договору) ускладнює відстеження показників у динаміці, оскільки містить дані за один рік та друкується у відомчій газеті.

Щоб уникнути звинувачень у зниженні рівня соціальної відповідальності у майбутньому, підприємству потрібно працювати на випередження та передбачити появу інших соціально відповідальних підприємств. Слід враховувати пріоритети, які визначені громадськістю (таблиця 2). Варто також підвищити рівень участі підприємства у разових акціях та благодійності. При цьому не завжди так важливо збільшувати витрати на філантропічну діяльність, як інформувати про це громадськість.

Таблиця 2. Прояви соціальної відповідальності

Місце		Варіант відповіді
Місто	Персонал	
1	2	Забезпечення стабільної роботи підприємства та його конкурентноздатності, та, як наслідок, своєчасна та повна сплата податків до бюджетів усіх рівнів
2	1	Збереження робочих місць на підприємстві
3	3	Збереження та реалізація соціальних програм для власного персоналу
4	5	Надання обсягів робіт місцевим підрядним організаціям
5	4	Відрахування коштів на вирішення соціальних проблем міста та регіону

Нові соціальні стандарти компанії “Енергоатом” виводять її на новий рівень СВ. Проте, цей крок не позбавить НАЕК від соціальних дилем. Як показують результати дослідження, підходи до проявів соціальної відповідальності суттєво відрізняються. Тих працівників, хто волів би отримувати вищу зарплатню і самостійно вирішувати власні соціальні проблеми, на два з половиною відсотка більше, ніж тих, хто сподівається на допомогу підприємства. І тих, і інших майже однакова кількість – 47% та 44,5%, відповідно. Всі вони мають право бути почутими.

ВИСНОВКИ

У світовій практиці склались різні підходи до визначення поняття соціальної відповідальності, що зумовлене насамперед історичними обставинами та національними традиціями. В атомній енергетиці України частково збереглася

державна комунітарна система, що була створена за часів СРСР. З одного боку вона забезпечує високий рівень якості життя міст супутників, з іншого – створює умови для формування споживацького ставлення до підприємства.

Ситуацію ускладнює те, що обсяги та механізми зовнішньої соціальної відповідальності (перед жителями міста та прилеглих територій) не визначені нормативною базою. Не існує чітких критеріїв оцінки діяльності підприємства у цій сфері. В інтересах атомних електростанцій, компанії у цілому, стати ініціатором створення стандартів у цій сфері. Метою запланованої корпоратизації компанії насамперед є підвищення інвестиційної привабливості компанії, атомних електростанцій, що входять до її складу. Таким чином у недалекому майбутньому компанія зможе отримувати від слідування політиці соціальної відповідальності користь не лише репутаційного характеру, як було до цього часу.

Результати відповідей на головне питання дослідження “Чи можна назвати ВП ЮУ АЕС соціально відповідальним підприємством?” показують, що громадськість визнає підприємство соціально відповідальним. Під час анкетування отримано від 84% позитивних відповідей серед мешканців 30-кілометрової зони до 76% – серед персоналу ВП ЮУ АЕС (див. рис. 1).

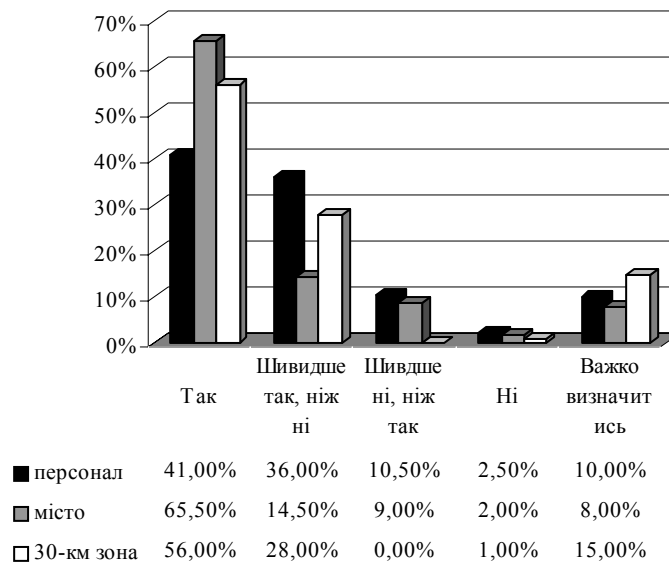


Рис. 1. Чи можна назвати ВП ЮУ АЕС соціально-відповідальним підприємством?

Дослідження виявило сферу поліпшення. Відповіді на питання “Чи забезпечує ЮУ АЕС інформування громадськості про ті аспекти діяльності, що пов’язані з соціальною відповідальністю перед власним персоналом та громадськістю?” (від 63% позитивних відповідей серед персоналу та жителів міста супутника до 39% – серед мешканців 30-км зони) показують, що чим умовно ближче опитувані до підприємства тим вище їх задоволеність рівнем інформування про соціальні аспекти діяльності ВП ЮУ АЕС (див. рис. 2). Підприємству необхідно активізувати роботу з громадськістю, працювати над розширенням інформаційного простору. Важливо, щоб населення регіону розуміло механізми і джерела фінансування соціальної інфраструктури, мало

уявлення про внесок підприємства в розвиток прилеглих територій. Це запорука конструктивності її позиції, щодо подальшого розвитку ВП ЮУ АЕС, будівництва нових потужностей.

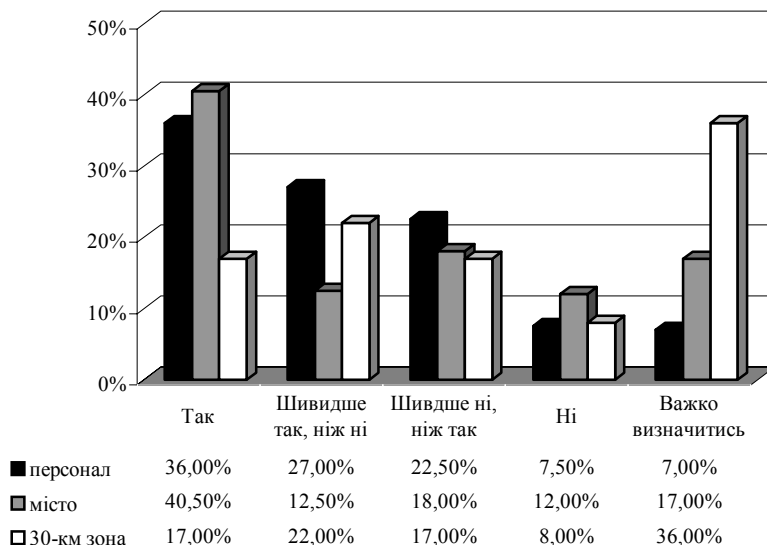


Рис. 2. Чи забезпечує ЮУ АЕС інформування громадськості щодо аспектів діяльності, які пов'язані з соціальною відповідальністю?

Соціологічні експерименти, подібні до описаного в роботі, можуть стати частиною процедури оцінки соціальної відповідальності підприємства. Насамперед вони можуть стати науковою основою розробки системоутворюючих документів, допомогти у вирішенні різноманітних соціальних дилем [7].

Авторами продовжується дослідження проблеми стандартизації у цій сфері.

ЛІТЕРАТУРА

1. Туркин С.Д. Зачем бизнесу социальная ответственность // “Управление компанией”. – №7. – 2004.
2. Плетнев А. Социальная ответственность компании как средство создания дополнительных конкурентных преимуществ // “Профессия”. – №2. – 2004.
3. Коляда Е. Добровольная социальная активность – признак цивилизованного бизнеса // “Профессия”. – №2. – 2004.
4. Кошелюк М. Социальная ответственность в масштабах “малой родины” // “Профессия”. – №2. – 2004.
5. Торганова О. Куда тянут короткое одеяло или кому и как должен помогать атомный гигант // Атомник України. – 5 января. – 2006.
6. Торганова О. Куда тянут короткое одеяло или кому и как должен помогать атомный гигант // Энергетик. – 11 августа. – 2005.
7. Торганова О. Нам того и другого и можно без хлеба // Энергетик. – 12 января. – 2006.

РЕФЕРАТИ ОПУБЛІКОВАНИХ СТАТЕЙ

УДК 539.125.5

В.А. Пшеничний, **Особливості обробки результатів вимірів кутових розподілів розсіяння на фільтрованих нейтронних пучках**

В роботі узагальнені підходи в дослідженні та обробці результатів кутових вимірів розсіяних нейтронів з метою визначення вкладів різних орбітальних моментів в переріз розсіяння.

V.A. Pshenichnyi, **The special feature of processing of the angular distribution of scattering neutrons for filtered beams**

Approaches for investigation and processing of the angular distribution of scattering neutrons with the aim of determination of neutron scattering cross section for various orbital momenta are generalized in the article.

УДК 539.1.076

І.П. Дряпаченко, Л.П. Кацубо, Г.М. Козе-ряцка, Е.М. Можжухін, **Прискорення іонів азоту в тандемі ЕГП-10К**

В роботі наведені результати пошуку можливостей розширення «паспортних» характеристик електростатичного перезарядного прискорювача (тандема) ЕГП-10К з метою отримання та прискорення важких іонів. На сьогодні низькоенергетичні пучки різноманітних ядер (атомів, елементів) є підґрунтям цілих галузей високотехнологічного пошуку нових матеріалів, їх модифікації та різноманітних застосувань.

I.P. Dryapachenko, L.P. Katsubo, G.M. Kozeryatska, E.M. Mozzhukhin, **Acceleration of nitrogen ions in EGP-10K tandem**

The results are presented in this paper for search of the upgrading possibilities of the tandem EGP-10K "passport" characteristics to obtain and to accelerate the heavy ions. The low energy beams of the different nuclei (atoms, elements) are the base for high-technologic search of the new materials, their modification and the various applications.

УДК 621.039.665

А.П. Лашко, Т.М. Лашко, **Ефективність використання гамма-спектрометрії для реєстрації низьких питомих активностей америцію-241 в об'єктах радіологічного контролю**

Описані методики та напівпровідникові гамма-детектори для спектрометрії гамма-випромінюючих радіонуклідів. Визначені нижні рівні детектування ^{241}Am у пробах ґрунту, повітря, води та біологічних об'єктах із зони аварії на ЧАЕС. Подані рекомендації щодо доцільності використання методів гамма-спектрометрії в залежності від рівнів та ізотопного складу забруднення.

A.P. Lashko, T.N. Lashko, **Gamma-ray spectrometry efficiency for detection of low specific activity of americium-241 in objects under radiological monitoring**

The measurement procedures and semiconductor photon detectors for the spectrometry of gamma-emitting radionuclides are described. The lower limit for detection of ^{241}Am in the environmental samples from the Chernobyl accident zone (soil, air, water and biological objects) are determined. The recommendations for using the gamma-spectrometry methods depending on the contamination levels and radionuclide composition are given.

УДК 621.039

С.В. Барбашев, **Теоретичні підходи до забезпечення екологічної безпеки ядерних установок**

Сформульовано основні принципи екологічної безпеки ядерних установок, у т.ч. АЕС, які визначають умови та заходи, необхідні для забезпечення їх екологічної безпеки.

S.V. Barbashev, **Theoretical approach for provision of ecological safety of nuclear installations**

It is formulated main principles for provision of ecological safety of nuclear installations, including NPP, which determining conditions and measures for provision of ecological safety.

УДК 628.16

Г.М. Пшинко, Л.М. Спасьонова, О.М.Масько, **Очистка гумусвмісних радіоактивно забруднених вод**

В роботі представлені результати вивчення процесів очистки стічних вод від радіонуклідів цезію, стронцію, РЗЕ та іонів важких металів сорбційно-коагуляційним методом. Показано вплив фульвокислот на процеси видалення радіонуклідів з вод мінеральними алюмосилікатами, а також проведено наукове обґрунтування для практично реалізації очистки радіоактивно забруднених стічних вод.

G.N. Pshinko, L.N. Spasonova, O.N. Masko, **Purification of humiccontaminated radioactive sludge waters**

In the work the results of study of processes of purification of the sludge water from radionuclides Cs, Sr, RLE (Rarely the Landed Elements) and ions of heavy metals by sorptive-coagulative method is studied. The influence of fulvic acids on the processes of delete of radionuclides from waters by the mineral alumosilicates, and also a scientific ground and practical realization from purification radioactive humus waters is shown.

УДК 546.791+66.081+581.26

І.А. Ковальчук, В.Ю. Тобілко, Л.М. Спасьонова, Б.Ю. Корнілович, **Оцінка екологічного стану природних водойм з використанням мікроорганізмів**

Досліджена здатність біомаси мікроводоростей *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* и *Microcoleus vaginatus* до накопичення радіонуклідів, що може бути використано для оцінки екологічного стану природних водойм. Показано вплив хімічного складу природних водойм на процеси сорбції-десорбції сполук урану біомасою мікроводоростей, монтморилонітом и іммобілізованими мікроводоростями.

I.A. Kovalchuk, V.Yu. Tobilko, L.N. Spasonova, B.Yu. Kornilovych, **Estimation of the ecological state of natural reservoirs with the use of microorganisms**

Ability of algae biomass *Scenedesmus acutus*, *Chlorella vulgaris* and *Microcoleus vaginatus* to the accumulation of radionuclides for the estimation of the ecological state of natural reservoirs was investigated. Influence of chemical composition of reservoirs on the processes of sorption-desorption of uranium on algae biomass, montmorillonite and immobilized microalgae was shown.

УДК 621.039.55

П.М.Ворона, І.Е. Ісакас, В.О. Шустов, **Оптимізація нейтронно-фізичних параметрів дослідницького реактора для експериментальних досліджень нейтронних перерізів радіоактивних ядер**

Проведено розрахунки щільності нейтронного потоку в ловушці нейтронів (водяна порожнина в активній зоні реактора об'ємом на 12 паливних тепловиділяючих збірок), а також у нейтронному пучку, виведеному із горизонтального експериментального каналу. Вибрано найбільш оптимальний варіант компоновки активної зони реактора з максимальними потоками як в ловушці, так і у виведеному пучку нейтронів.

P. Vorona, I. Isakas, V. Shustov, **Optimization of the neutron-physical parameters of the research reactor for the experimental investigation of neutron cross section of radioactive nuclei**

The calculations of neutron flux density are fulfilled in neutron trap (water cavity in reactor core with volume of about 12 fuel assemblies), as well as in neutron beam at the output of horizontal experimental channel. The most optimal version of core assembling was selected with the largest fluxes as in the neutron trap, so as in the output of neutron beam.

УДК 621.03.58: 621.311.25

С.І. Азаров, Г.А. Сорокін, **Застосування імовірнісного методу для оцінки ризику вразливості АЕС при падінні літака**

У теперішній час в Україні знаходиться в експлуатації 15 ядерних енергоблоків з реакторами типу ВВЕР, ЧАЕС, яка знімається з експлуатації з блоками типу РВМК, та об'єкт «Укриття». При аналізі безпеки АЕС необхідно враховувати можливість пошкодження (руйнування) реакторної установки або систем, які забезпечують її безпеку, у результаті зовнішніх впливів, у тому числі пов'язаних з діяльністю людини. У статті аналізуються проблеми безпеки АЕС при можливому падінні літака на неї.

S.I. Azarov, G.A. Sorokin, **Application of probabilistic method for estimation of risk of vulnerability of nuclear powerstation at falling of airplane**

Presently in Ukraine there are 15 nuclear power units with reactors in exploitation to the type VVER, Chernobyl NPP which is taken off from exploitation with blocks to the type RBMK and the object «Shelter». At the analysis of safety of NPP it is necessary to take into account possibility of damage of the reactor setting or systems which provide its safety, as a result of the external influencing, including related to activity of man. The problems of safety of NPP at the possible falling on it of airplane are analyzed in the article.

УДК 303:621.311.25

М.О. Гущина, М.А. Прялін, О.Б. Торганова, **Застосування анкетування як елементу громадського аудиту соціальної відповідальності підприємств атомної енергетики**

У статті розглядаються питання корпоративної соціальної відповідальності перед суспільством у розрізі її впливу на репутацію підприємства. Особливу увагу приділено проблемам дотримання соціальної відповідальності бюджетуютьовуючих підприємств України, зокрема атомних електростанцій. Представлені результати соціологічного дослідження щодо оцінки соціальної відповідальності відособленого підрозділу «Южно-Українська атомна електростанція «ДП НАЕК «Енергоатом»».

M.O. Guschina, M.A. Pryalin, O.B. Torganova, **Use of a Questionnaire Design as an element of Nuclear Energy Generating Enterprises Social Responsibility Public Audit**

In the article we describe some issues concerning corporate social responsibility to a society from the point of view its influence on image of an enterprise. Special attention is paid to issues of social responsibility observance of budget formatting enterprises of the Ukraine in particular, nuclear power plants. In this article we present results of a social investigation regarding to evaluation of social responsibility of the Detached Subdivision «South-Ukraine Nuclear Power Plant» of the State Enterprise National Nuclear Energy Generating Company «Energoatom».