

В. В. Канівець¹, С. І. Кіреєв², Г. В. Лаптев¹, О. І. Насвіт³, С. М. Обрізан²

¹ Український гідрометеорологічний інститут (УкрГМІ), Київ

² Державне спеціалізоване підприємство «Чорнобильський спецкомбінат», Чорнобиль

³ Національний інститут стратегічних досліджень, Київ

¹³⁷Cs ТА ⁹⁰Sr У ВОДІ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС

Представлено результати багаторічних спостережень за вмістом ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у водній масі водойми-охолоджувача ЧАЕС. Простежено довгострокові тенденції зміни вмісту радіонуклідів у воді, оцінено просторову неоднорідність радіоактивного забруднення води. Проаналізовано сезонні зміни концентрацій активності ¹³⁷Cs, виявлено циклічність цих змін та їхній зв'язок із гідрохімічним, температурним та кисневим режимами водойми-охолоджувача.

Ключові слова: водойма-охолоджувач ЧАЕС, водна товща, температурна та киснева стратифікація, концентрація активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у воді, екологічний період напівзменшення, донні відклади, поровий розчин, паливні частинки.

Вступ

У 2015 р. згідно із загальнодержавною програмою зняття з експлуатації ЧАЕС почнеться виведення з експлуатації її водойми-охолоджувача (ВО). Після зупинення насосної станції, яка безперервно підживлює ВО водою з р. Прип'ять, почнеться поступове зниження рівня води у ВО, яке може тривати кілька років, до стабілізації рівня на рівноважних природних висотних відмітках. Очікується, що рівень знизиться приблизно на 7 м, що призведе до перетворення цілісної великої водойми в декілька невеликих озер, сумарна площа яких становитиме близько 30 % від нинішньої площі ВО. Очікуються значні зміни в екосистемі ВО і, насамперед, зміни гідрохімічних і радіаційних показників водного середовища [1]. Імовірно, концентрації активності радіонуклідів у воді суттєво підвищаться. Виникає також питання про можливість поступової адаптації гідробіонтів (риби, молюсків) до суттєвої зміни умов середовища проживання, оскільки не можна виключити ймовірність розвитку процесів, які можуть носити ознаки екологічної катастрофи (масова загибель риби і молюсків). Щоб відвернути або мінімізувати можливі негативні процеси, передбачено уповільнювати, за необхідності, темп зниження рівня води, поновлюючи підживлення ВО прип'ятською водою. Ефективне керування процесом трансформації водойми потребує проведення наукового моніторингу ВО на період зниження його рівня для отримання параметрів, які потрібні для оперативних і довгострокових прогнозів трансформування ВО, удосконалення методів прогнозування екосистемних змін і відпрацювання технологій реабілітації водної системи. Важливою первинною основою для розробки такої програми є оцінка сучасного

стану та аналіз багаторічних тенденцій радіоактивного забруднення ВО в післяаварійний період. У даній статті аналізуються результати багаторічних спостережень за вмістом ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у воді ВО.

Матеріали та методи

Регулярних спостережень у постійних пунктах відразу після аварії не було. Натомість були епізодичні відбирання проб води різними оперативними групами (НДКІЕТ, ВНДІАЕС та ін.). Регулярні спостереження за ¹³⁷Cs розпочато Управлінням дозиметричного контролю ВО «Комбінат» (нині ДСП «Чорнобильський спецкомбінат») у січні 1987 р., за ⁹⁰Sr – тільки в серпні 1989 р. Проби відбирали і продовжують відбирати в кількох пунктах уздовж периметра ВО (рис. 1), а також у підвідному й відвідному каналах, які у 2013 р. було відокремлено від ВО наливними дамбами.

Проби відбирали з берега, зачерпуючи їх відром і переливаючи з відра в тару для транспортування. Об'єм проб до квітня 1987 р. становив 0,5 - 10,0 л, з травня 1987 – 10 - 20 л. Частота пробовідбирання становила не менше одного разу на місяць. У 1987 - 1992 рр. аналізували нефільтровані проби води. З 1993 р. проби почали фільтрувати і визначати вміст ¹³⁷Cs окремо у водному розчині й на завислих наносах.

Недолік такого способу відбирання проб – прибережні проби не можуть характеризувати всю водну масу через застійні умови на прибережних ділянках. Втім, дані прибережних спостережень являють собою цінний масив інформації, оскільки дають змогу відстежити загальні довгострокові тенденції зміни радіоактивного забруднення води за весь післяаварійний період.

© В. В. Канівець, С. І. Кіреєв, Г. В. Лаптев, О. І. Насвіт, С. М. Обрізан, 2014



Рис. 1. Розташування пунктів спостережень за радіоактивністю води на ВО ЧАЕС: ПК22, ПК142 і ПК216 – пункти постійних багаторічних спостережень; станції 1 і 2 – місця вертикального зондування водної товщі у 2002 - 2003 і 2012 - 2013 рр.

У 2002 - 2003 рр. фахівцями УкрГМІ було виконано 4 серії пробовідбірних робіт для вивчення сезонних відмінностей у вертикальному розподілі радіонуклідів у водній товщі ВО. На двох глибоководних ділянках, розташованих у різних частинах водойми (див. рис. 1), відбирали проби води і донних відкладів на радіонуклідний і гідрохімічний аналізи. Проби води відбирали з різних горизонтів, визначали вміст радіонуклідів у розчині і на завислих наносах. У донних відкладах визначали вміст радіонуклідів у твердій фазі і поровому розчині. Визначали вертикальний розподіл температури води, кисню та амонію у водній товщі, включаючи придонний контактний шар води і верхній 5-сантиметровий шар донних відкладів (поровий розчин). Усі процедури пробовідбору, первинного оброблення проб і готування їх до радіонуклідного аналізу виконували відповідно до вимог «Настанови гідрометеорологічним станціям і постам» [2]. У 2012 - 2013 рр. виконали 6 серій вертикальних зондувань водної товщі для вивчення температурно-кисневого режиму ВО.

Більшість радіонуклідних аналізів, результати яких використано для написання цієї статті, виконано в ДСП «Чорнобильський спецкомбінат»,

частина в УкрГМІ. ^{137}Cs у воді визначали методом НПП γ -спектрометрії. ^{90}Sr визначали методом класичного радіохімічного аналізу в різних модифікаціях [3], з кінцевим вимірюванням активності на β -спектрометрі або низькофоному β -радіометрі. Температуру води та вміст розчиненого кисню у воді вимірювали термооксиметром AQUA-OXY, вміст амонію визначали методом Несслера.

Результати та обговорення

Поведінка радіонуклідів у водній товщі ВО значною мірою визначається гідрохімічним і температурно-кисневим режимами ВО. Тому перед обговоренням результатів доцільно навести коротку гідрохімічну та гідрологічну характеристику водойми.

Гідрохімічний та гідрологічний режим ВО

Гідрохімічний режим і компонентний склад води ВО ЧАЕС визначається головним чином хімічним складом води р. Прип'ять, оскільки об'єм закачуваної з неї щорічно води майже дорівнює об'єму води у ВО. Фактично водна маса ВО щороку оновлюється прип'ятською водою, яку закачують у водойму, щоб компенсувати втрати води на інфільтрацію та випаровування. Вода ВО, відповідно до класифікації прісних вод за іонним складом, належить до гідрокарбонатного класу групи кальцію [4]. За даними сезонних спостережень УкрГМІ у 2011 - 2013 рр. загальна мінералізація води та вміст головних іонів у ній були такі ж, як і в період 1991 - 2002 рр. (табл. 1).

Сучасні термічний і кисневий режими ВО характеризуються суттєвими внутрішньорічними коливаннями температури води і концентрацій у ній кисню, а також весняно-літньою прямою та зимовою зворотною температурними стратифікаціями, що є характерним для більшості водойм помірних широт. Після зупинення ЧАЕС у грудні 2000 р. механізм цих сезонних змін став виключно природним.

Експериментальними дослідженнями, які провів УкрГМІ у 2011 - 2013 рр. (зондування водної товщі на глибоководних вертикалях), виявлено три основні типи вертикального розподілу температури і кисню у водній товщі:

- 1) рівномірний розподіл температури і кисню (осіння гомотермія);
- 2) помірна зворотна температурна стратифікація (зима – початок весни);
- 3) літня (травень – вересень) стійка пряма стратифікація з чітко вираженим термокліном і з розвитком аноксії в придонному шарі.

Таблиця 1. Гідрохімічні показники води ВО та р. Прип'ять

Період спостережень	рН	Вміст макроіонів, мг/дм ³						Азот, мг/дм ³		Фосфор, мг/дм ³
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	N _{мін}	PO ₄ ³⁻
ВО, 1991 - 2002 рр.	7,7 - 8,8	40 - 60	7 - 16	10 - 20	20 - 120	130 - 230	20 - 30	0,7 - 1,5	0,8 - 0,9	0,1 - 1,5
ВО, 2012 - 2013 рр.	7,3 - 8,1	36 - 45	12 - 23	6 - 16	20 - 28	140 - 170	20 - 28	0,1 - 0,3	0,3 - 1,3	0,01
р. Прип'ять, 2013 р.	7,45	47	7	15	27	150	20	0,38	0,83	0,03

Спостереження показали, що більшу частину року у ВО ЧАЕС існують задовільні кисневі умови. Так, восени, узимку і навесні (жовтень - квітень) насиченість води киснем становить 70 - 100 % (8 - 11 мг/л) без помітної різниці між поверхневими і глибинними шарами. Навесні і, особливо, восени через посилення інтенсивності та тривалості вітрового впливу на водну поверхню нерідко відбуваються вітрові нагони, що призводить до утворення глибинних компенсаційних течій. Через складний рельєф дна виникають різ-

номасштабні вертикальні та горизонтальні циркуляції, які сприяють вирівнюванню фізико-хімічних характеристик води за глибиною. Улітку (травень - серпень) верхній шар води прогрівається до 24 - 26 °С. В умовах маловітряної погоди приблизно наприкінці травня на глибині 3 - 4 м починає формуватися термоклин, до середини літа він заглиблюється до 6 - 8 м, а різниця температур в поверхневому і глибинному шарах на глибоководних ділянках досягає 12 °С (рис. 2).

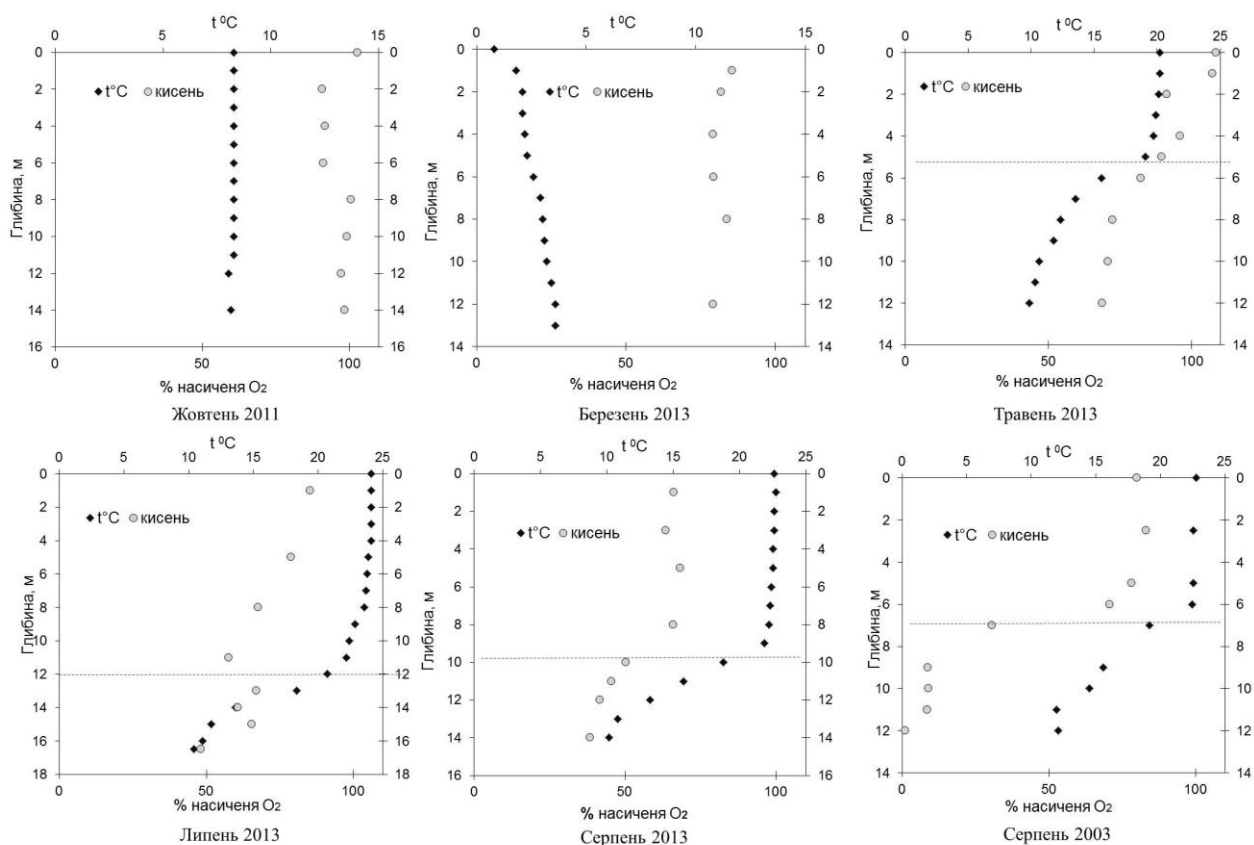


Рис. 2. Вертикальний розподіл температури (◆) і розчиненого кисню (○) у ВО в різні сезони року (дані УкрГМІ).

Насиченість поверхневого (4 - 7 м) шару води киснем улітку підтримується завдяки фотосинтезу та вітровому перемішуванню, хоча навіть у верхньому шарі протягом усього літа спостерігається деякий дефіцит кисню (60 - 80 % насичення), що свідчить про переважання процесів окислення органічних речовин над фотосинтезом. У глибоководних западинах в 3-метровому придонному шарі води може розвиватися крайній дефіцит кисню (0,1 - 0,9 мг/л) – практично до його зникнення, що, наприклад, було зафіксовано в серпні 2003 р. (див. рис. 2). У цей період кисень інтенсивно витрачається на окислення органіки, яка представлена в глибинних шарах води відмерлим фітопланктоном та останками риби. На ділянках із середніми глибинами (5 - 8 м) температура води була однаковою за глибиною, проте поблизу дна насиченість води киснем становила 40 - 55 %.

Слід зазначити, що температурна стратифікація, найвірогідніше, не впливає істотно на вертикальний розподіл кисню у водній товщі ВО, оскільки анаеробні умови в придонному шарі води спостерігалися і в період експлуатації АЕС, коли температурної стратифікації практично не було [5]. Хоча вміст кисню у воді не впливає безпосередньо на міграційні властивості радіоцезію, проте, як буде показано далі, найімовірніше саме сезонне зменшення вмісту кисню в придонному шарі води створює умови для посилення дифузійного потоку радіоцезію з донних відкладів у водну товщу.

Радіонукліди у водній масі ВО

Перед введенням ЧАЕС в експлуатацію (1972 - 1977 рр.) вміст радіоактивних речовин у ВО мав відповідати рівням глобального забруднен-

ня, що сформувалися внаслідок інтенсивних випробувань ядерної зброї. На той час вміст ^{137}Cs у річках і водоймах даної широтної зони становив менше 1 Бк/м³, ^{90}Sr – 10 - 30 Бк/м³ [6]. З початком роботи енергоблоків ЧАЕС питома активність води ВО багаторазово збільшилася, імовірно, за рахунок скидань дебалансових вод у перші роки експлуатації АЕС, і в 1980 - 1981 рр. становила 3,4 - 18,0 Бк/м³ за ^{137}Cs [7]. За цим же джерелом у 1985 р. вміст ^{137}Cs у воді ВО становив 30 - 37 Бк/м³. Причиною цього зростання активності могла бути аварія на ЧАЕС, яка сталася в 1982 р. Тоді у воді ВО надійшли радіонукліди ^{51}Cr , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{54}Mn , ^{60}Co і ^{59}Fe , які поступово перерозподілилися між водними масами та донними відкладами. За даними служби РБ ЧАЕС концентрація активності ^{90}Sr у воді ВО перед аварією 1986 р. становила 2 - 20 Бк/м³ [8].

Відразу після аварії 1986 р. високі рівні активності води у ВО визначались короткоживучими продуктами розпаду ядерного палива – ^{131}I , ^{140}Ba , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, ^{95}Nb , ^{95}Zr та ін. Після розпаду короткоживучих радіонуклідів головними дозостворюючими нуклідами у воді ВО ЧАЕС залишаються ^{137}Cs та ^{90}Sr . За період 1987 - 2012 рр. середньорічні концентрації цих радіонуклідів у водній товщі зменшилися майже на два порядки. У перші роки після аварійного забруднення зменшення носило різкий експоненційний характер. Імовірно, воно відбувалося за рахунок осідання на дно радіоактивно забруднених часток різного складу і різного ступеня дисперсності (спочатку осіли крупні частки). Темпи зменшення активності води уповільнювалися, а з 1998 р. простежуються лінійні тренди зменшення концентрацій активності ^{137}Cs та ^{90}Sr (рис. 3). У 1998 - 2010 рр. екологічний період напівзменшення активності ^{137}Cs у воді становив 8,5 років, ^{90}Sr – 30,7 роки.

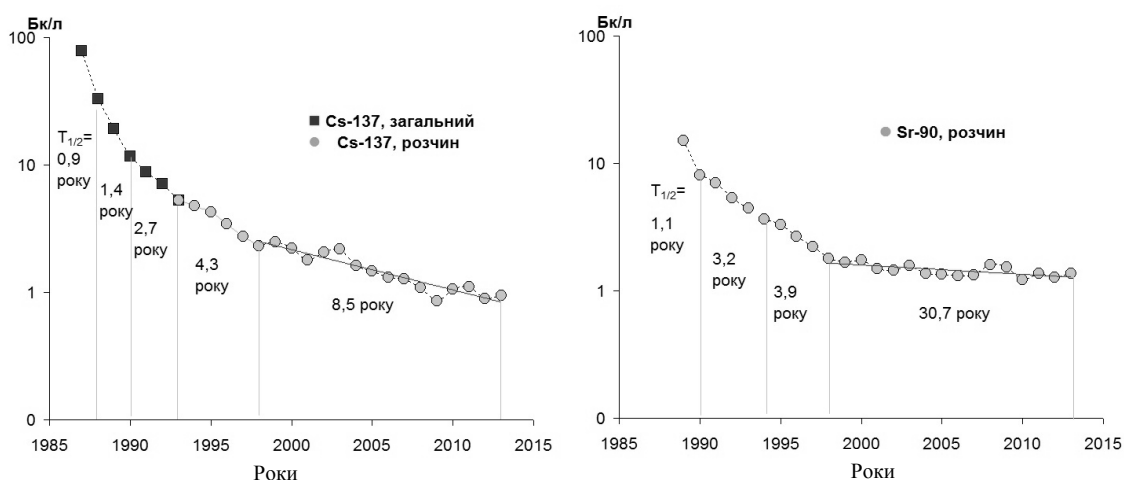


Рис. 3. Середньорічні значення концентрацій активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді ВО ЧАЕС (дані прибережних спостережень ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» за 1987 - 2013 рр.).

Просторова неоднорідність забруднення

За даними багаторічних спостережень ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» мінімальні концентрації активності ^{137}Cs і ^{90}Sr , як за даними одиничних вимірів, так і в посезонному й середньорічному осередненнях, спостерігаються в північній частині ВО, куди надходить закачувана з р. Прип'ять вода. Концентрації активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в р. Прип'ять завжди були відповідно в 10 і 50 разів нижчі, ніж у ВО. Тому воду, яку закачують у ВО, можна умовно вважати «чистою» відносно усієї водної маси ВО.

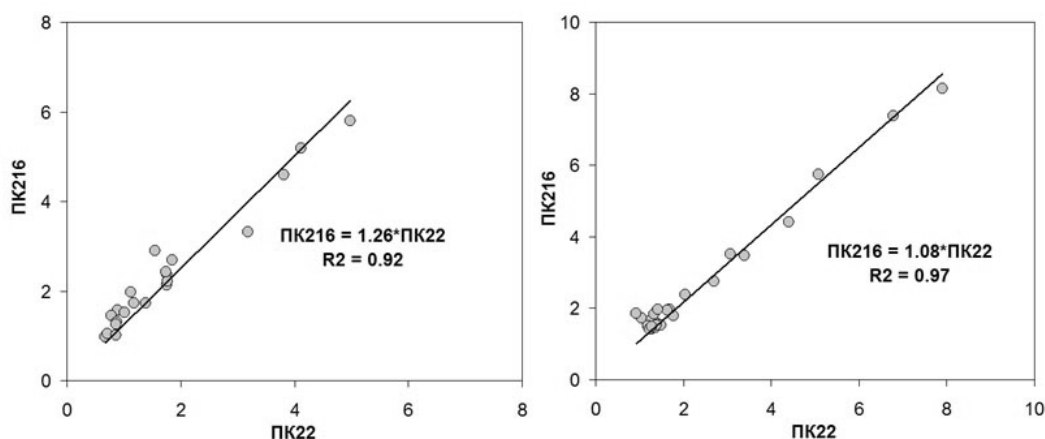


Рис. 4. Кореляційний зв'язок між концентраціями активності ^{137}Cs (ліворуч) та ^{90}Sr (праворуч) поблизу насосної станції (ПК22) і в районі відповідного каналу (ПК216).

Поступове зменшення концентрацій ^{137}Cs і ^{90}Sr від гирла відповідного каналу вздовж осі ВО навкруги роздільної дамби до підвідного каналу може бути обумовлено, окрім впливу води з р. Прип'ять, ще й тим, що в цьому ж напрямку зменшується загальний рівень радіоактивного забруднення дна [9], яке є єдиним джерелом вторинного забруднення води у ВО.

За даними прибережних спостережень ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» з 2001 р. середньорічна концентрація активності ^{90}Sr у воді стабілізувалася на рівні 1,2 - 1,6 Бк/л і з 2007 р. стала перевищувати концентрацію розчиненого ^{137}Cs , яка невпинно, хоча й повільно, зменшується. Слід зазначити, що в інших радіоактивно забруднених водоймах, що знаходяться в зоні відчуження ЧАЕС або поряд з нею (оз. Глибоке, Київське водосховище), концентрації активності розчиненого ^{137}Cs у воді в кілька разів нижче концентрацій ^{90}Sr . Тому співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr} = 0,6 - 1,6$ у воді ВО (рис. 5) можна вважати «аномальним» [10]. Найімовірніша причина цього – низький вміст мінеральної завіси у воді ВО і, відповідно, низька інтенсивність седиментаційного виведення ^{137}Cs із водної товщі в донні відклади.

За довжиною усієї колишньої «теплої» частини ВО (ПК142–ПК216) концентрації активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді в останнє десятиріччя приблизно на 25 і 8 % вищі, ніж у північній частині ВО, куди закачують прип'ятську воду (рис. 4). Роздільна дамба перешкоджає водообміну між колишніми «холодною» і «теплою» частинами ВО. Найімовірніше, що очищувальна дія прип'ятської води не поширюється на центральний і північний сектори колишньої «теплої» частини. Можна припустити, що концентрації радіонуклідів у воді й донних відкладах цього району ВО близькі до рівноважних значень.

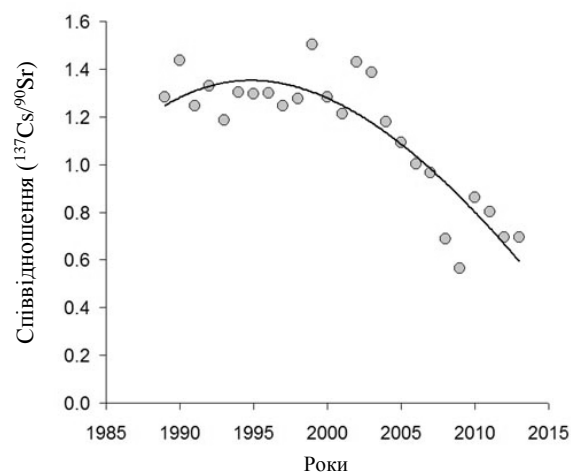


Рис. 5. Часова зміна співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ у воді ВО (1993 - 2013 рр.)

Сезонні зміни активності радіонуклідів у воді

Протягом усього післяаварійного періоду спостерігалися внутрішньорічні коливання концентрації активності розчиненого ^{137}Cs (рис. 6) із чітко вираженими зимово-весняним мінімумом (лютий - квітень) і літньо-осіннім максимумом (липень - вересень). Коефіцієнт варіації наявного ряду середньомісячних значень становить 0,32 - 0,46.

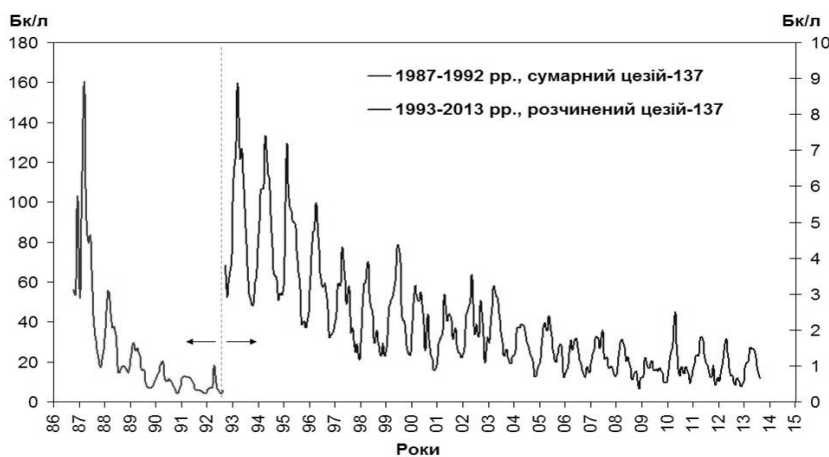


Рис. 6. Середньомісячні значення концентрацій активності ¹³⁷Cs у воді ВО ЧАЕС (дані прибережних спостережень ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» за 1989 - 2013 рр.)

Максимальна виміряна протягом року концентрація перевищує мінімальну в середньому в 2,8 раза. Як правило, з лютого - квітня до липня - вересня спостерігається поступове зростання концентрацій, а потім поступове тривале зменшення. Природу цього явища не вивчено належним чином. Циклічний характер зміни концентрацій розчиненого ¹³⁷Cs найімовірніше визначається особливостями температурно-кисневого режиму ВО, який характеризується розвитком стійкої літне-осінньої температурно-кисневої стратифікації, наявністю термокліну, дефіцитом кисню нижче термокліну і майже повною аноксією у придонному шарі води (див. рис. 2). Раніше висловлювалося припущення [11], що влітку, через крайній дефіцит кисню поблизу дна, припиняється окислення амонійних сполук і відбувається бактеріальне відновлення азоту до амо-

нійної форми. Амоній є природним конкурентом ¹³⁷Cs в обмінних процесах між твердою фазою відкладів і водним розчином [12, 13]. Підвищення його концентрацій у поровому розчині донних відкладів призводить до посилення дифузійного потоку ¹³⁷Cs з донних відкладів у водну товщу.

Результати гідрохімічних спостережень КДУ ім. Т. Шевченка на ВО в 1984 - 1987 рр. [5], а також результати досліджень УкрГМІ у 2002 - 2003 рр. і 2012 - 2013 рр. частково підтверджують цю гіпотезу.

Мінімальний вміст амонію у воді (водна товща, придонний шар води і поровий розчин донних відкладів) було зазначено в лютому, максимальний – у серпні та жовтні (табл. 2). У цей же період концентрації активності розчиненого ¹³⁷Cs у водній товщі ВО досягли свого річного максимуму і становили 2,8 - 3,7 Бк/л.

Таблиця 2. Вертикальний розподіл температури води (t°C), кисню та амонію у водній товщі ВО ЧАЕС

«Холодна» частина ВО, навпроти ПК50, глибина 6,5 м												
Відстань від дна, м	Жовтень 2002 р.			Лютий 2003 р.			Травень 2003 р.			Серпень 2003 р.		
	t°C	O ₂ , мг/л	NH ₄ , мг/л	t°C	O ₂ , мг/л	NH ₄ , мг/л	t°C	O ₂ , мг/л	NH ₄ , мг/л	t°C	O ₂ , мг/л	NH ₄ , мг/л
5,5	13,0	9,8	0,35			0,12	19,0	10,4	0,41	24,1	7,8	0,25
2,0	13,0	10,1	0,44			0,10	17,2	8,8	0,31	23,5	4,2	0,27
0,05			1,7			0,18						0,49
-0,05*			1,05			0,43						1,95
«Гаряча» частина ВО, навпроти ПК216, глибина 11 м												
Відстань від дна, м	Жовтень 2002 р.			Лютий 2003 р.			Травень 2003 р.			Серпень 2003 р.		
	t°C	O ₂ , мг/л	NH ₄ , мг/л	t°C	O ₂ , мг/л	NH ₄ , мг/л	t°C	O ₂ , мг/л	NH ₄ , мг/л	t°C	O ₂ , мг/л	NH ₄ , мг/л
9,0	13,5	10,0	1,4	1,6	17,2	0,02	19,9	11,4	0,26	23,5	7,04	0,12
2,0	13,4	9,7	0,29	3,1	10,6	0,03			0,4	16,0	0,9	0,43
0,05		8,7	1,05			0,07				13,8	0,11	0,71
-0,05*			3,86			0,41			1,12			2,35

* Поровий розчин верхнього 5-сантиметрового шару донних відкладів.

За спокійних гідродинамічних умов зазвичай спостерігалось 1,5 - 2-разове зростання активності розчиненого ^{137}Cs від поверхні води до дна (табл. 3) і тільки після сильних тривалих штормів

(як це було у другій половині вересня 2002 р.) концентрації розчиненого ^{137}Cs вирівнюються за глибиною внаслідок вертикального перемішування вод.

Таблиця 3. Вертикальний розподіл розчиненого ^{137}Cs і ^{90}Sr у водній товщі ВО ЧАЕС

«Холодна» частина ВО, навпроти ПК50, глибина 6,5 м								
Відстань від дна, м	Активність радіонуклідів, Бк/л							
	Жовтень 2002 р.		Лютий 2003 р.		Травень 2003 р.		Серпень 2003 р.	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
5,5	2,8	1,2	1,41	1,25	1,41	0,97	2,5	1,0
2,0	2,8	1,2	2,54	1,43	2,7	1,1	2,0	1,1
0,05	3,2	1,6					5,5	1,5
-0,05*	2,8	2,4		2,1			35,0	3,8
«Гаряча» частина ВО, навпроти ПК216, глибина 11,0 м								
Відстань від дна, м	Активність радіонуклідів, Бк/л							
	Жовтень 2002 р.		Лютий 2003 р.		Травень 2003 р.		Серпень 2003 р.	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
9,0	2,2	1,2	1,9	1,5	2,35	1,57	3,3	1,3
2,0	2,8	1,2	3,0	1,75	2,0	1,56	3,9	1,8
0,05	4,24	1,86	27,0	2,1	11,2	2,28	6,0	2,8
-0,05*	31,6	7,8	33,3	3,2	33,0	2,2	38,0	4,0

* Поровий розчин верхнього 5-сантиметрового шару донних відкладів.

Вертикальний розподіл ^{90}Sr у водній товщі був практично рівномірним у всі сезони (див. табл. 3), і циклічності у змінах його концентрацій у воді ВО не виявлено. Діапазон внутрішньорічної зміни концентрацій ^{90}Sr був вузьким – максимальна концентрація перевищувала мінімальну в середньому в 1,7 раза (коефіцієнт варіації 0,18 - 0,22).

Відповідно до результатів розрахунків водного балансу ВО водна маса ВО щорічно має оновлюватися, оскільки річний об'єм закачування води практично дорівнює об'єму ВО. Оскільки активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у прип'ятській воді нижчі, ніж у воді ВО, то цілком очевидно, що джерела забруднення води ВО нині містяться виключно в донних відкладах.

Відмінності в характері зміни концентрацій ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді обумовлені відмінністю в меха-

нізмі забруднення води ВО кожним із цих радіонуклідів. Виходячи з наявних даних, можна стверджувати, що водна маса ВО забруднюється ^{137}Cs від мулових відкладів глибоководних ділянок, оскільки незаперечним є факт існування постійного дифузійного потоку ^{137}Cs із дна у водну товщу. Можна припустити, що його інтенсивність визначається співвідношенням інтенсивності продукування та споживання кисню і відповідно збільшенням-зменшенням концентрацій амонію в поровому розчині верхнього контактного шару мулових відкладів. Додатковим свідченням того, що головним джерелом надходження ^{137}Cs у водну товщу є глибоководні мулові відклади, є те, що концентрації ^{137}Cs у водній товщі весь час були вищі, ніж біля берега (табл. 4), – у середньому на 30 %.

Таблиця 4. Співвідношення концентрацій активності радіонуклідів біля берега і на глибоководній ділянці, 2002 - 2003 рр.

Період року	«Гаряча» частина ВО, навпроти ПК216					
	^{137}Cs , Бк/л		Г/Б	^{90}Sr , Бк/л		Б/Г
	берег	глиб		берег	глиб	
Жовтень	2,2	3,2	1,5	2,0	1,4	1,5
Лютий	2,5	3,2	1,3	2,5	1,8	1,4
Травень	1,6	2,2	1,4	1,8	1,6	1,2
Липень	3,6	3,9	1,1	3,0	1,7	1,7
Середнє значення			1,3	Середнє значення		1,4

Навпаки, концентрації ^{90}Sr поблизу берега завжди були вищі, ніж на глибоководних ділянках (у середньому на 40 %). Імовірно, головне джере-

ло надходження ^{90}Sr у воду перебуває в мілководній зоні. Таким джерелом можуть бути паливні частинки, що розсіялися первісно за площею дна

ВО випадковим чином [14]. Висока питома вага паливних частинок унеможлиблює трансседиментаційне переміщення найкрупніших з них у глибоководні зони. На мілководних ділянках паливні частинки перебувають у складі водопроникних ґрунтів, вода на цих ділянках є насиченою киснем, що може спричиняти поступове руйнування паливної матриці і вихід ^{90}Sr у воду.

Очікувані зміни радіаційного стану ВО після зниження рівня води

Якщо вищевикладені припущення виявляться вірними, то можна очікувати, що гідрохімічний та радіаційний стан ВО або озер, які утворяться після зниження рівня води ВО до природних висотних відміток, змінюватимуться у такому напрямку:

через зменшення площі ВО і відповідно зменшення довжини розгону вітрової хвилі зменшиться гідродинамічна активність водної маси, завдяки якій у ВО нині існує задовільний режим аерації водної товщі. Це буде сприяти посиленню сезонної температурно-кисневої стратифікації і встановленню постійних безкисневих відновлювальних умов нижче термоклину, оскільки значна частина кисню буде витрачатися на розклад відмерлої біомаси;

безкисневі відновлювальні умови забезпечуватимуть більшу стійкість паливних частинок, але призведуть до зростання вмісту амонію в придонному шарі води і посилення процесу ремобілізації ^{137}Cs з донних відкладів;

після припинення підживлення ВО умовно «чистою» водою з р. Прип'ять концентрації активності розчиненого ^{137}Cs у воді новоутворених озер збільшаться до певного нового рівноважного стану, а концентрації ^{90}Sr значно зменшаться, оскільки практично вся площа дна цих озер буде зайнята муловими відкладами, у яких паливні частинки перебувають у «законсервованому» стані;

з іншого боку, прискориться процес розчинення паливних частинок на оголених ділянках дна зі збільшенням частки водорозчинних та обмінних форм ^{90}Sr в новоутворених ґрунтах. Під час сильних дощів цей ^{90}Sr буде змиватися в озеро, імовірно на деякий час концентрації ^{90}Sr в озерах будуть зростати.

Висновки

За даними багаторічних прибережних спостережень ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» та за даними спостережень на глибоководних профілях, які провів УкрГМІ в різні сезони року, виявлено наступне:

1. За період 1987 - 2012 рр. середньорічні концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді ВО зменшилися майже на два порядки, у 1998 - 2010 рр. екологічний період напівзменшення активності ^{137}Cs у воді становив 8,5 років, ^{90}Sr – 30,7 роки.

2. Концентрації ^{137}Cs і ^{90}Sr в північній частині ВО (умовно «холодна» частина) на 25 і 8 % нижчі, ніж у південній і західній («гаряча» частина), імовірно, через постійне надходження в північну частину ВО відносно чистих вод р. Прип'ять, а також, імовірно, через те, що середня щільність радіоактивного забруднення дна північної та східної частин ВО набагато нижча, ніж південної і західної.

3. Середньорічна концентрація ^{90}Sr у воді стабілізувалася на рівні 1,2 - 1,6 Бк/л, а з 2007 р. стала перевищувати середньорічну концентрацію розчиненого ^{137}Cs .

4. Коли водна товща стратифікована (в умовах льодоставу, а також тривалої безвітряної погоди), концентрації розчиненого ^{137}Cs у воді збільшуються від поверхні до дна, досягаючи максимуму в придонному шарі води. У вітряні періоди концентрації ^{137}Cs вирівнюються за глибиною внаслідок інтенсивного вертикального перемішування. Вертикальний розподіл ^{90}Sr у водній товщі є, практично, рівномірним в усі сезони.

5. Протягом усього післяаварійного періоду спостерігалися внутрішньорічні коливання концентрації активності розчиненого ^{137}Cs з чітко вираженими зимово-весняним мінімумом (лютий - квітень) і літньо-осіннім максимумом (липень - вересень). Річної циклічності у змінах концентрацій ^{90}Sr у воді ВО не виявлено.

6. Порівняння активності проб, відібраних у 2002 - 2003 рр. одночасно в берегових пунктах (ДСП «Чорнобильський спецкомбінат») і на відкритій акваторії (УкрГМІ), показує, що в усіх випадках вміст ^{90}Sr у прибережних пробах був на 20 - 70 % вищий за вміст ^{90}Sr у товщі води на глибоководних ділянках. Концентрації активності розчиненого ^{137}Cs на глибоководних ділянках були в середньому на 30 % вищими, ніж у прибережній воді.

7. Імовірно, головним джерелом постійного надходження ^{137}Cs у водну товщу ВО є мулові відклади ділянок із середніми та великими глибинами, ^{90}Sr надходить у воду через розчинення паливних частинок, що знаходяться на мілководних ділянках.

Наявних експериментальних даних недостатньо, щоб отримати достовірні кількісні оцінки обмінних процесів у системі «вода - дно», а також виявити головні фактори вертикальної міграції радіонуклідів у водній товщі (молекулярна дифузія, турбулентна дифузія, гідродинамічні

циркуляції тощо). У подальшому бачиться важливим провести комплекс гідрологічних, гідрохімічних та мікробіологічних досліджень у різних місцях ВО для виявлення механізму обміну радіонуклідів у системі «дно - вода» та вивчення їхньої міграції у водній товщі. Це дасть змогу, використовуючи методи термодинамічного моделювання, розраховувати рівноважні стани системи, роблячи оперативні та довгострокові

прогнози радіаційного та гідрохімічного стану ВО для випадків зміни одного або групи показників.

Автори вдячні О. Войцеховичу і Дж. Сміту за корисні дискусії; Г. Деркачу, К. Кориченському і Т. Дивак за допомогу в польових і лабораторних роботах; М. Заварзину і Г. Лісовому за допомогу в оформленні статті.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Voitsekhovich O., Laptev G., Kanivets V. et al.* Chernobyl Cooling Pond Remediation Strategy: Review of the ongoing activities (IAEA-CN-211/7PR). - М., 2013.
2. *Настанова* гідрометеорологічним станціям і постам. Вип. 12. Спостереження за радіоактивним забрудненням природного середовища. Ч. 2. Спостереження за радіоактивним забрудненням поверхневих вод суші і морських вод. - К.: Держгідромет України, 2010. - 144 с.
3. *Инструкции* и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. - М.: Госкомгидромет СССР, 1989.
4. *Алёкин О.А.* К вопросу о химической классификации природных вод // Вопросы гидротехники. - Л.: Гидрометиздат, 1946. - 240 с.
5. *Ромась М.І.* Гідрохімія водних об'єктів атомної і теплової енергетики. - ВПЦ «Київський університет», 2002. - 532 с.
6. *Бочков Л.П., Вакуловский С.М., Никитин А.И. и др.* О содержании цезия-137 в поверхностных водах суши // Метеорология и гидрология. - 1983. - № 8. - С. 79 - 83.
7. *Казаков С.В.* Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. - К.: Техніка, 1995. - 191 с.
8. *Фомин В., Антропов А., Осколков Б.Я. и др.* План исследования характеристик водоема-охладителя ЧАЭС как источника радиационных рисков с целью сбора данных для обоснования мероприятий по выведению водоема из эксплуатации: Отчет СЛАМИТ, 1998.
9. *Канивец В.В., Войцехович О.В.* Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Тр. УкрНИГМИ. - 2000. - Вып. 248. - С. 154 - 171.
10. *Зарубин О.Л.* Динамика содержания радионуклидов в воде водоема-охладителя Чернобыльской АЭС (1978 - 2004) // Ядерная физика та енергетика. - 2006. - № 1 (17). - С. 73 - 85.
11. *Nasvit O.* Radioecological Situation in the Cooling Pond of Chornobyl NPP // Recent Research Activities about the Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia / Ed. by T. Imanaka. (KURRI-KR-79). - Kyoto: Research Reactor Institute, Kyoto University, 2002. - P. 74 - 85.
12. *Пирнач Л.С.* Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя ЧАЭС. I. Воднофизические свойства, химический состав и радиоактивное загрязнение поровых вод // Ядерная физика та енергетика. - 2011. - Т. 12, № 1. - С. 86 - 93.
13. *Пирнач Л.С.* Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя ЧАЭС. II. Распределение ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr в твердой фазе грунта // Ядерная физика та енергетика. - 2011. - Т. 12, № 4. - С. 385 - 393.
14. *Bulgakov A., Konoplev A., Smith J. et al.* Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options // Journal of environmental radioactivity. - 2009. - No. 100. - P. 329 - 332.

В. В. Канивец¹, С. И. Киреев², Г. В. Лаптев¹, О. И. Насвит³, С. М. Обризан²

¹ Украинский гидрометеорологический институт (УкрГМИ), Киев

² Государственное специализированное предприятие «Чернобыльский спецкомбинат», Чернобыль

³ Национальный институт стратегических исследований, Киев

^{137}Cs И ^{90}Sr В ВОДЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС

Представлены результаты многолетних наблюдений за содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr в водной массе водоема-охладителя ЧАЭС. Прослежены долгосрочные тенденции изменения содержания радионуклидов в воде, оценена пространственная неоднородность радиоактивного загрязнения воды. Проанализированы сезонные изменения концентраций активности ^{137}Cs , обнаружена цикличность этих изменений и их связь с гидрохимическим, температурным и кислородным режимами водоема-охладителя.

Ключевые слова: водоем-охладитель ЧАЭС, водная толща, температурная и кислородная стратификация, концентрация активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде, экологический период полууменьшения, донные отложения, поровый раствор, топливные частицы.

V. V. Kanivets¹, S. I. Kireev², G. V. Laptev¹, O. I. Nasvit³, S. M. Obrizan²

¹ Ukrainian Hydrometeorological Institute (UkrGMI), Kyiv

² State Specialized Enterprise "Chernobyl Nuclear Power Plant", Chernobyl

³ National Institute for Strategic Studies, Kyiv

^{137}Cs AND ^{90}Sr IN THE WATER OF THE ChNPP COOLING POND

Results of long-term observations on ^{137}Cs and ^{90}Sr concentration in water mass of the ChNPP Cooling Pond are presented. Drastic transformation of the intrinsic trend in changes with time of averaged radionuclides content in water is clearly demonstrated alongside with the spatial heterogeneity of radioactive contamination of water body. The cycling character of seasonal changes of ^{137}Cs activity concentration in water is being linked to hydrochemical, temperature and oxygen regimes of the Cooling Pond.

Keywords: cooling pond of ChNPP, water column, temperature and oxygen stratification, activity concentration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in water, ecological half-lives, bottom sediments, pore solution, fuel particles.

REFERENCES

1. *Voitsekhovich O., Laptev G., Kanivets V. et al.* Chernobyl Cooling Pond Remediation Strategy: Review of the ongoing activities (IAEA-CN-211/7PR). - M., 2013.
2. *Guidelines for meteorological stations and posts.* Iss. 12. Monitoring the radioactive contamination of the environment. Ch. 2. Monitoring the radioactive contamination of land surface water and sea water. - Kyiv: Derzhgidromet Ukrayiny, 2010. - 144 p. (Ukr)
3. *Instructions and guidelines for the assessment of the radiation situation in the contaminated area.* - Moskva: Goskomgidromet SSSR, 1989. (Rus)
4. *Alekin O.A.* // *Voprosy gidrotekhniki.* - Leningrad: Gidrometizdat, 1946. - 240 p. (Rus)
5. *Romas' M.I.* Hydrochemistry of water reservoirs in nuclear and thermal energetics. - VPTs «Kyyivs'kyi universytet», 2002. - 532 p. (Ukr)
6. *Bochkov L.P., Vakulovskij S.M., Nikitin A.I. et al.* // *Meteorologiya i gidrologiya.* - 1983. - No. 8. - P. 79 - 83. (Rus)
7. *Kazakov S.V.* Management of NPP cooling ponds radiation condition. - Kyiv: Tekhnika, 1995. - 191 p. (Rus)
8. *Fomin V., Antropov A., Oskolkov B.Ya. et al.* Research plan of Chernobyl cooling pond characteristics as a source of the radiation risks due to collect data for the study of measures for the removal reservoir of the operation: Report SLAMIT, 1998. (Rus)
9. *Kanivets V.V., Voitsekhovich O.V.* // *Tr. UkrNIGMI.* - 2000. - Iss. 248. - P. 154 - 171. (Rus)
10. *Zarubin O.L.* // *Nucl. Phys. At. Energy.* - 2006. - No. 1 (17). - P. 73 - 85. (Rus)
11. *Nasvit O.* Radioecological Situation in the Cooling Pond of Chernobyl NPP // *Recent Research Activities about the Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia* / Ed. by T. Imanaka. (KURRI-KR-79). - Kyoto: Research Reactor Institute, Kyoto University, 2002. - P. 74 - 85.
12. *Pirnach L.S.* // *Nucl. Phys. At. Energy.* - 2011. - Vol. 12, No. 1. - P. 86 - 93. (Rus)
13. *Pirnach L.S.* // *Nucl. Phys. At. Energy.* - 2011. - Vol. 12, No. 4. - P. 385 - 393. (Rus)
14. *Bulgakov A., Konoplev A., Smith J. et al.* Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options // *Journal of environmental radioactivity.* - 2009. - No. 100. - P. 329 - 332.

Надійшла 24.10.2014

Received 24.10.2014