

- nuclear power plant]. *Ahroekologichnyi zhurnal* [Agroecology journal]. No. 1, pp. 115–120 (in Ukrainian).
2. Derevets V.V., Ivanov Yu.P., Kazakov S.V., Marchenko V.I., Doroshenko L.A. (1999). *Radiatsiyni stan zony vidchuzhennia* [Radiation Exclusion Zone]. *Biul. zony vidchuzhennia* [Bul. exclusion zone]. No. 13, pp. 9–19 (in Ukrainian).
 3. Bariakhtar V.H. (1996). *Chornobylska katastrofa* [The Chernobyl disaster]. Kyiv: Naukova dumka Publ., 576 p. (in Ukrainian).
 4. Nadtochii P.P. (2000). *Radiatsiina sytuatsiia na silskohospodarskykh uhiddiakh Kyivskoi oblasti ta zakhody shchodo znyzhennia nehatychnoi dii naslidkiv Chornobylskoi katastrofy: Metodichni rekomendatsii* [The radiation situation in agricultural land in Kyiv region and measures to reduce the negative impact of the consequences of the Chernobyl disaster: Guidelines]. Kyiv, 94 p. (in Ukrainian).
 5. Germenchuk M.G. (2003). *Dinamika radiatsionnoy obstanovki: analiz i prognos po rezultatam mnogoletnego monitoringa na territorii respubliki Belarus* [The dynamics of the radiation situation analysis and forecast on the results of long-term monitoring in the republic of Belarus]. *Tretiy zizd z radiatsiynikh doslidzen, Kyiv, 21–23 travnya 2003 r.* [Third Congress of Radiation Research, Kyiv, 21–23 May 2003]. Pp. 285 (in Ukrainian).
 6. Arkhipova T.S., Usacheva T.B. (1989). *Otsenka effektivnosti razlichnykh agrotekhnicheskikh meropriyatiy po snizheniyu perekhoda ^{137}Cs v travostoy pastbishch* [Evaluating the effectiveness of various technical measures to reduce the transition of ^{137}Cs in the pasture sward]. *I Vsesoyuznyy radiobiologicheskii sezd* [I radiobiological Union Congress]. Pushchino. Vol. 2, p. 409 (in Russian).
 7. Nadtochii P.P., Malynovskiy A.S., Mozhar A.O. (2003). *Dosvid podolannia naslidkiv Chornobylskoi katastrofy (silse ta lisove hospodarstvo)* [Experience of Chernobyl (agriculture and forestry)]. Kyiv: Svit Publ., p. 37 (in Ukrainian).
 8. Saiko V.F., Vytrykhovskiy P.I., Stupenko O.V. (2011). *Zemlerobstvo na radioaktyvno zabrudnenykh zemliakh* [Agriculture in contaminated land]. *Visnyk ahramoi nauky* [Bulletin of Agricultural Science]. No. 4, pp. 56–59 (in Ukrainian).
 9. Furdychko O.I., Demianiuk O.S. (2014). *Yakist i bezpechnist silskohospodarskoi produktsii v konteksti prodovolchoi bezpeky Ukrainy* [The quality and safety of agricultural products in the context of food security of Ukraine]. *Ahroekologichnyi zhurnal* [Agroecology journal]. No. 1, pp. 7–12 (in Ukrainian).

УДК 616.181.351:519.677

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ СЕЛІТЕБНИХ ТЕРИТОРІЙ У РЕГІОНІ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Г.М. Чоботько

Інститут агроекології і природокористування НААН

Наведено результати аналізу та встановлено закономірності виявлення критичних екосистем і чинників, що визначають дозове навантаження на населення території Українського Полісся, забрудненої радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС.

Ключові слова: радіоекологічний моніторинг, критичні екосистеми, радіонукліди, трофічні ланцюги, щільність радіоактивного забруднення.

Наслідки Чорнобильської катастрофи ліквідовуються вже 30 років, проте і досі продовжується осмислення й узагальнення одержаних результатів. Радіоактивний слід від аварії на ЧАЕС формувався в складних умовах і тому важко піддавався коректному математичному моделюванню. Викид радіоактивних речовин відбувався впродовж тривалого часу з різних частин

активної зони реактора, з різним ступенем вигорання палива і, зрештою, із різним радіонуклідним складом. Фізико-хімічні властивості радіонуклідів, що потрапили в атмосферу, змінювалися залежно від часу викиду. Метеорологічні умови, що також змінювалися впродовж часу, зумовили складність і неоднорідність радіоактивного забруднення території як за рівнем забруднення, так і за радіонуклідним складом.

© Г.М. Чоботько, 2016

Усе це, загалом, ускладнило роботу щодо оцінювання радіоактивного забруднення території.

Головним завданням радіоекологічного моніторингу селітебних територій у регіоні Українського Полісся є виявлення критичних екосистем, що є джерелами надходження радіонуклідів у організм людини. І нині, і в найближчі десятиліття формування дозових навантажень на населення визначається сільськогосподарською сферою виробництва. Основними радіонуклідами, що зумовлюють радіаційну ситуацію на забруднених агроекосистемах, нині є ^{137}Cs і ^{90}Sr . Надходження їх в організм людини з продуктами харчування відбувається, переважно, внаслідок переходу з ґрунту в рослини, а потім у продукцію тваринництва [1].

Проведені нами дослідження засвідчили, що тільки системне вивчення руху радіонуклідів трофічним ланцюгом «ґрунт – людина» дає змогу вивчати проблему критичних екосистем, що визначають дозові навантаження для населення регіону [2]. Під критичністю екосистеми ми розуміємо такі її параметри, що можуть бути мимоволі або під впливом зовнішніх чинників змінені, і зміна яких може помітно підвищити дозу опромінення для мешканців певного регіону [3].

Рівень критичності екосистем визначається низкою ознак, серед яких:

- рівень радіонуклідного забруднення – формування забруднених радіонуклідами кормів та продуктів харчування;
- коефіцієнт переходу в системі «ґрунт – кормові рослини (або лісові продукти)»;
- критичність пасовищ і сіножатей – рівень забруднення сіна, а також молока та м'яса, отриманого від худоби, яка споживає корми з цих угідь;
- критичність лісових екосистем – перевищення встановлених допустимих рівнів умісту радіонуклідів у лісових продуктах;
- інтегральний показник критичності екосистем – дозові навантаження для населення.

Слід наголосити, що під час аналізу радіонуклідного забруднення екосистеми її

критичність розглядається в радіоекологічному розумінні, тобто залежно від особливостей міграції радіонуклідів у конкретній екосистемі, рівень радіонуклідного забруднення окремих ланок якої може перевищувати допустимі норми. Це може статися за перевищення допустимих рівнів умісту радіонуклідів у сні, траві, овочах, молоці, м'ясі, лісових грибах і ягодах. Оскільки досліджувані нами екосистеми розглянуто через призму їх антропоцентричності, то контрольним елементом у цій екосистемі є людина, а саме – вміст радіонуклідів у людському організмі і доза, яку вона отримує внаслідок внутрішнього й зовнішнього опромінення.

Основними ознаками наявності критичних екосистем є:

- високий рівень доз внутрішнього опромінення за даними дозиметричної паспортизації та високий вміст ^{137}Cs в організмі людини за вимірами лічильника випромінювання людини;
- вміст радіонуклідів ^{137}Cs у сні, молоці, м'ясі із приватних господарств, що систематично перевищує загальнодержавні та місцеві (обласні) контрольні рівні;
- високий рівень просторової неоднорідності радіоактивного забруднення;
- наявність поблизу населених пунктів забруднених радіонуклідами лісів.

Щільність радіоактивного забруднення в лісах у середньому на 25–30% вища, ніж на незалісених територіях, розташованих поряд. У регіональному і глобальному масштабах санітарно-радіологічна роль лісів є незначною, проте на локальному рівні – вона визначальна. Ліси в післяаварійний період міцно утримують значну кількість радіонуклідів, тим самим захищаючи від радіоактивного забруднення поверхневі і ґрунтові води, а також суміжні ландшафти. Лісові екосистеми зберегли і свої санітарно-захисні функції, що проявляються в запобіганні вторинному перенесенню радіонуклідів. Разом з тим неможливо активно вплинути на швидкість реабілітації лісів після радіоактивного забруднення. Домінування процесу автореабілітації лісових ландшафтів зумовлює надзвичайно низькі

темпи процесу їх відновлення, що визначається, переважно, швидкістю фізичного розпаду радіонуклідів.

Формування післяаварійних доз опромінення населення України — це процес, що визначається не тільки безпосередньо масштабами та особливостями викидів, але й комплексом діючих на момент аварії на ЧАЕС та в післяаварійний період природних та соціальних чинників. На цей процес, крім рівнів, масштабів та радіонуклідного складу забруднення, значною мірою впливають:

- *екологічні параметри агроценозів* (тип ґрунту, зволоження), що зумовлюють темпи включення радіонуклідного забруднення в трофічні ланцюги та заглиблення радіонуклідів у ґрунт;

- *соціально-економічні чинники*, що впливають на інформованість населення та масштабність державних контрзаходів (відселення, повне вилучення землі з використання, поліпшення ґрунтів, зміна структури їх використання, вилучення та розподіл забрудненої сільгосппродукції, завіз у забруднені регіони «чистих» продуктів);

- *характер харчування населення* (типовий для забруднених місцевостей);

- *впровадження індивідуальних контрзаходів* (обізнаність людей, організація побуту, бажання та можливість харчуватися безпечними продуктами).

Аналітична система визначення критичних екосистем налічує кілька основних етапів аналізу чинників, що зумовлюють дозові навантаження на населення регіону. Насамперед, це:

- визначення ролі лісів і лісових продуктів у формуванні дозових навантажень для населення;

- визначення внеску, ролі пасовищ і сіножатей у формуванні дозового навантаження для населення регіону через забруднення молока й м'яса;

- визначення фактичного раціону харчування населення, що значною мірою зумовлює величину дозових навантажень;

- встановлення ролі городньої продукції у формуванні дозових навантажень для населення регіону;

- встановлення ролі контрзаходів у формуванні дозових навантажень для населення регіону.

Як свідчать численні радіаційно-екологічні дослідження, лісові екосистеми характеризуються найтривалішими періодами ефективного напівочищення від техногенних радіонуклідів порівняно з іншими ландшафтами, внаслідок чого ліси на довгий час залишаються критичними ландшафтами з погляду надходження радіонуклідів трофічними ланцюгами до людини.

Визначення критичних екосистем і їх питомого внеску у радіаційне навантаження на населення, на прикладі радіоекологічної ситуації на території Українського Полісся, відбувається шляхом аналізу механізму горизонтального переносу радіоактивного забруднення, стимульованого антропогенною діяльністю. Цей механізм обумовлено ландшафтними особливостями території і побутом населення. У процесі господарської діяльності людини відбувається «перенесення» радіоактивності з використовуваних урочищ (сіно – гній) та з лісу (дрова – зола – добрива) на присадибні ділянки. Ці процеси можуть спричинити погіршення радіоекологічної ситуації на присадибних ділянках, тому потребують обліку взаємодії населення з усіма агро-екосистемами, у т.ч. із лісовими та прісноводними.

Аналіз даних щодо забруднення лісової продукції свідчать про потенційне існування критичних урочищ поблизу населених пунктів, наприклад [3]:

- с. Вороневе (Бехівське лісництво, кв. 3, вид. 14) — забруднення сіна становить 3249 Бк/кг;

- с. Делета (Бігунівське лісництво, кв. 7, вид. 2–5) — забруднення сіна становить 8000–9200 Бк/кг;

- с. Селезівка (Бігунівське лісництво, кв. 53, вид. 13, 15) — забруднення сіна становить 11000 Бк/кг;

- с. Червоносілка (Тхоринське лісництво, кв. 9, вид. 1) — забруднення чорниць становить понад 1000 Бк/кг;

- в урочищах Волока і Рудня; брід біля с. Рудня-Повчанська — забруднення сіна

сягає 4300–6000 Бк/кг; у лісах Коростенського й Лугинського районів активність ^{137}Cs у грибах становить 94700 Бк/кг.

Отже, до критичних екосистем районів Полісся належать сільськогосподарські угіддя, що не обробляються, та ті, де не проводяться протирадіаційні заходи, а також деякі лісові масиви з радіоекологічно небезпечними рівнями забруднення.

Експериментальні, польові та соціальні дослідження у зоні радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС свідчать про таке: ліс є основним об'єктом уваги й дослідження радіоекологів у майбутньому з метою контролю міграції радіонуклідів у основних його компартментах; вироблена продукція промислових та приватних господарств не повинна використовуватися безконтрольно. Радіонукліди, що випали на території України, формують три основні потоки міграції харчовими ланцюгами [5, 6]. До таких належать:

- *перший* і основний потік ^{137}Cs надходить з пасовищ і через продукти тваринництва, формує основну частину дози внутрішнього опромінення людини, що становить в середньому 70% від загальної дози;

- *другий* (вторинний потік радіонуклідів) формується внаслідок внесення «брудного» гною (за натурними вимірами — понад 1000 Бк/кг) на городи, а потім через городню продукцію надходить до споживача, що в середньому становить 10% від основної дози;

- *третій* потік вторинного надходження радіонукліда до людини зумовлено споживанням продуктів лісу (грибів, лісових ягід) і використанням деревини як палива. Це може збільшити додаткову дозу внутрішнього опромінення населення на 20% і вище.

Аналіз забруднених територій демонструє помітну просторову неоднорідність вмісту радіонуклідів у поверхневому шарі ґрунту майже кожного урочища, а також у продукції рослинництва. Це зумовлено неоднорідністю процесу повітряного переносу та особливостями ландшафту, можливостями змиву стічними водами радіоак-

тивно забрудненого ґрунту, відмінностями в типах ґрунтів тощо. Одержані нами результати свідчать про високу щільність радіонуклідного забруднення 0–5,0-см шару ґрунту деяких угідь Поліського регіону, наприклад:

- с. Галузія — ґрунт, середнє: 17,4 кБк/м² (діапазон 6,7–28,1 кБк/м²); вміст у сїні, середнє: 3835 Бк/кг (діапазон 3310–4360 Бк/кг); коефіцієнт нагромадження в системі «ґрунт – рослина (сїно)», середнє: 14,56 Бк·кг⁻¹/Бк·кг⁻¹ (діапазон 1,43–24,20 Бк·кг⁻¹/Бк·кг⁻¹);

- с. Серхів — ґрунт, середнє: 26,3 кБк/м² (діапазон 10,7–80,3 кБк/м²); вміст у сїні, середнє: 2439 Бк/кг (діапазон 1930–2620 Бк/кг); коефіцієнт нагромадження в системі «ґрунт – рослина (сїно)», середнє: 4,71 Бк·кг⁻¹/Бк·кг⁻¹ (діапазон 1,1–7,5 Бк·кг⁻¹/Бк·кг⁻¹).

Отже, за порівняно невисоких середніх рівнів забруднення ґрунту (14,8–25,9 кБк/м²) спостерігаються як значні розбіжності рівнів забруднення ^{137}Cs (до 7 разів), так і надто високі значення коефіцієнтів нагромадження. Це може бути спричинено низкою чинників: типом ґрунтів (торфові й лучно-болотні), низьким значенням рН (кислі ґрунти) і надмірною вологістю ґрунту.

Упродовж вегетаційного періоду спостерігалось перезволоження ґрунтів досліджуваних угідь внаслідок високого рівня ґрунтових вод. Кислотність ґрунтів також є чинником збільшення коефіцієнта нагромадження — до 20 разів. Тобто існує специфічний перелік чинників, які можуть формувати певний рівень радіоактивного забруднення на обмежених територіях. Наприклад, діапазон значень питомої активності ^{137}Cs у пробах ґрунту для населених пунктів Рівненської обл. варіює у межах 18,3–518,0 Бк/кг.

Проведений експеримент на Сарненській дослідній станції засвідчив, що відгодівля експериментальної групи великої рогатої худоби сїном з вирощеного травостою поблизу сіл Галузія й Серхів (сїно мало рівень вмісту ^{137}Cs у межах 2–8 кБк/кг), спричинила значне забруднен-

ня молока — 120–570 Бк/л. Тобто частка переходу ^{137}Cs з раціону в молоко тварин (від умісту ^{137}Cs у денному раціоні годівлі корови) має доволі значний діапазон значень — 0,1–5,0%. Ця величина помітно відрізняється від загальноприйнятого середнього значення — 1%. За результатами опитування і за натурними вимірами здійснено оцінку впливу цього блоку щодо міграції радіонуклідів (трава — молоко та м'ясо) на очікувані рівні забруднення молока. Тобто із тих самих угідь, пасовища або сіножаті, можна одержувати молоко, що за рівнем умісту ^{137}Cs має п'ятикратну і більшу різницю. Розрахунки за відповідною моделлю дають величини варіації до шести одиниць [7]. У конкретному господарстві натурні виміри молока й організму худоби (за однакових умов випасання, група 3–4 голови) засвідчили про розбіжність значень вмісту Cs у молоці та в організмі корів до 2–4 разів.

Використання в раціонах корів таких кормів, як кабачки та гарбузи, разом із сіном (восени), сприяє значному зниженню вмісту ^{137}Cs у молоці.

Отже, існує значний діапазон значень щодо забруднення молока ^{137}Cs : у с. Галузія — у межах 20–1000 Бк/л (до 50 разів) і 40–1000 Бк/л — у с. Серхів (до 25 разів), що перевищує очікувані результати. Зрозуміло, крім розглянутих чинників, є ще й інші, зокрема — істотна сезонна динаміка вмісту ^{137}Cs у молоці корів. Дані про середні значення вмісту ^{137}Cs у молоці були максимальними взимку за стійлового утримання худоби і — мінімальними улітку за її випасання. Це пояснюється тим, що влітку пасовища мають змінні характеристики травостою (явище «змішування» кормів), а взимку для відгодівлі використовується радіоактивно забруднене сіно із лісових сіножатей. Так наприклад, понад 80% проб молока із сіл Галузія та Серхів мали вміст ^{137}Cs у межах 100 Бк/л, що перевищує значення ДР-2006.

Результати натурних обстежень та дані радіологів свідчать, що ймовірність одержання додаткової дози опромінення населення ^{137}Cs унаслідок споживання молока

варіює у межах 0–3 мЗв. Тобто серед населення забруднених районів можуть бути люди, які не отримали додаткового опромінення, так і ті, котрі можуть одержати паспортну дозу або і вищу.

Результати загальних вимірів умісту ^{137}Cs у молоці в різних населених пунктах свідчать про ймовірність одержання в приватних господарствах відносно забрудненого радіонуклідами ^{137}Cs молока на рівні 100 Бк/л.

Як відомо, тип ґрунту та його зволоження є основними природними чинниками, які визначають інтенсивність включення радіонуклідів у трофічні ланцюги, тобто інтенсивність забруднення всіх продуктів харчування як рослинного, так і тваринного (через корми) походження. Різноманіття природних характеристик забруднених територій стало важливим чинником, що зумовлює складну динамічну картину формування радіаційних наслідків аварії внаслідок трофічного шляху надходження радіонуклідів у організм людини. Внесок пасовищ і сіножатей у формування дозового навантаження на населення регіону через забруднення молока та м'яса для території Волинської обл. є доволі значним. За даними наших досліджень, насамперед, слід наголосити на «волинському феномені» — аномально високих рівнях забруднення трави, сіна (близько 10–12 кБк/кг і більше), лісових продуктів (гриби — 10–20 кБк/кг) і ягід (чорниця — 100–1000 Бк/кг) і, навпаки, невисоких рівнях радіонуклідного забруднення ґрунтів — у межах 3,7–7,4 кБк/м²) [8]. Аналіз результатів досліджуваних сіл за властивостями забруднення пасовищ і сіножатей дав можливість оцінити ймовірність відгодівлі корів на пасовищі або лузі «ризикованими» за рівнем забруднення молока ^{137}Cs для різних населених пунктів.

Імовірність випасу корів на «ризикованих» пасовищах Волинської обл. і використання сіна з цих сіножатей може бути розрахована як відношення площі забруднених пасовищ і сіножатей (рівень забруднення ^{137}Cs не менше 37 кБк/м²) до загальної площі пасовищ і сіножатей, що

використовуються для випасу худоби приватних господарств і заготівлі сіна.

На прикладі угідь с. Галузія доведено, що КН (коефіцієнт нагромадження) у сіні для найбільш радіоактивно забруднених пасовищ мають дуже високі значення (1,4–18,7). Такі значення КН потребують пояснення. Нами отримано дані щодо деяких угідь с. Галузія, де коефіцієнт переходу ($\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / \text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$) сягає значення 200 і більше одиниць.

На нашу думку, чинниками цього явища є те, що на цих територіях:

- домінують торфові та болотні ґрунти (інших пасовищ і сіножатей не існує);
- зафіксовано високий ступінь зволоження й перезволоження ґрунтів, низькі значення рН — 4,5–5,6 (кислі ґрунти);
- низький рівень використання мінеральних добрив і меліорантів.

Очевидно, що радіоекологічний стан цього регіону цілком залежить від «ризикованих» пасовищ. Варто навести й інші можливі чинники впливу, які ще необхідно досліджувати. Насамперед, це роль ґрунтових мікроорганізмів (грибів і бактерій) у формуванні високих значень КН у системі «ґрунт – кормові трави».

Так, дослідження, проведені у лабораторії і на полігоні «Буряківка», засвідчили, що внесення культур силікатних бактерій у ґрунт під посіви рослин помітно (у 1,5–2,5 рази) підвищує розчинність і біодоступність радіонуклідів ^{137}Cs , і зрештою — КН [4].

Ми вважаємо, що ґрунтова мікробіота в умовах торфоболотних перезвожених ґрунтів здатна відігравати помітну роль у «волинському феномені» і пояснити аномально високі значення КН ^{137}Cs у рослинах.

Рівень забруднення кормових трав ^{137}Cs на пасовищах і сіножатях, як установлено за літературними даними та даними наших досліджень, залежить від типу ґрунту, кислотності ґрунтового розчину, рівня зволоження, внесення добрив, агрохімічної обробки ґрунту тощо [9].

Отже, забруднення кормових трав на пасовищах і сіножатях Волинського регіо-

ну можуть відрізнятися одне від одного до 10 і більше разів. Найбільш ризикованими щодо ймовірності забруднення радіонуклідами ^{137}Cs є кормові трави у селах Градиськ, Серхів, Галузія, а найменша ймовірність такого забруднення — у селах Чорниж, Красноволя. Спричинено це, насамперед, випасанням та відгодівлею худоби, як правило, на кількох пасовищах і сіножатях зі змінним або випадковим складом рослин. Випас великої рогатої худоби відбувається (наприклад, у с. Галузія) «по колу», тобто тварини проходять впродовж періоду випасу до десяти пасовищ.

ВИСНОВКИ

До системи визначення та аналізу дозотворювальних критичних екосистем обов'язково має входити моніторинг ефективності конкретних контрзаходів різних алгоритмів у формуванні дозових навантажень на населення регіону забруднених територій. Лише такий підхід дасть змогу систематизувати, прогнозувати й удосконалити підходи до рекомендацій для конкретних умов проживання населення оптимальної системи проведення контрзаходів з метою істотного зниження дозових навантажень. Дослідженнями встановлено, що визначення критичних екосистем, — як необхідна складова радіоекологічного контролю, — має включати кілька основних етапів аналізу чинників, що визначають дозове навантаження для населення регіону:

- визначення ролі лісів і лісових продуктів;
- визначення внеску та ролі пасовищ і сіножатей через забруднення молока та м'яса;
- визначення реальних раціонів харчування для населення;
- встановлення ролі городньої продукції;
- встановлення ролі контрзаходів.

Вивчення цих закономірностей є необхідним для встановлення критичних екосистем і чинників, що визначають дозове навантаження на населення селітебних територій Українського Полісся, забруд-

нених радіонуклідами внаслідок аварії на ЧАЕС.

На перспективу необхідно планувати заходи, що складатимуться з двох частин: радіаційно-гігієнічної — виявлення особливостей дієти та дози внутрішнього опромінення ^{137}Cs , отриманого жителями лісних районів Українського Полісся внаслідок споживання продуктів харчуван-

ня та прогнозного математичного моделювання вмісту радіонуклідів у харчових продуктах лісових екосистем, які істотно впливають на дозу внутрішнього опромінення населення. Поєднання цих частин надасть можливість прогнозувати дози внутрішнього опромінення населення, а також певні ризики для стану його здоров'я.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гудков І.М. Сучасна радіаційна ситуація в аграрній сфері на території України, Росії та Білорусі в зоні впливу аварії на Чорнобильській АЕС / І.М. Гудков // Проблеми сільськогосподарської радіології: 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. — Житомир, 2003. — С. 21–27.
2. Моніторинг сезонного розподілу дозових навантажень у населення, що мешкає в третій та четвертій зонах радіоекологічного контролю Українського Полісся / Г.М. Чобот'юк, Є.Є. Перетятко, В.В. Конішчук, Л.А. Райчук // II-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology — 2009): Збірник наукових статей. — Вінниця, 2009. — С. 494–497.
3. Параметри критичних екосистем на території Українського Полісся / І.І. Ясковець, Ю.О. Кутлахметов, В.О. Кутлахметов та ін. // Агроекологічний журнал. — 2008. — № 1. — С. 18–21.
4. Особливості моделювання міграції радіонуклідів у критичних екосистемах на прикладі приватних господарств / В.А. Оніщук, Л.А. Прокопенко, Є.Є. Перетятко та ін. // Екологія: Проблеми адаптивно-ландшафтного землеробства. — Житомир, 2005. — С. 21–24.
5. Ясковець І.І. Прогнозування поведінки ^{137}Cs у лісових екосистемах за допомогою математичного моделювання / І.І. Ясковець, Л.А. Прокопенко, Л.А. Райчук // Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України / Редкол.: О.Д. Мельничук (відп. ред.) та ін. — К., 2009. — Вип. 134. — Ч. 1. — С. 214–222.
6. Актуальные проблемы и задачи научного сопровождения производства сельскохозяйственной продукции в зоне радиоактивного загрязнения ЧАЭС / М.В. Зубец, Б.С. Пристер, Р.М. Алексин и др. // Агроекологічний журнал. — 2011. — № 1. — С. 5–20.
7. Екомодель: динамічна модель для радіоекологічної ситуації / В.А. Гірій, В.Р. Заїтов, В.А. Оніщук, І.І. Ясковець // Агроекологія й біотехнологія. 1999. — Вип. 3. — С. 25–34.
8. Волинський феномен: факти, аналіз, причини / Є.К. Гаргер, В.А. Гірій, І.І. Ясковець та ін. // Наука. Чорнобиль-97: 36. доп. наук.-практ. конф. (Київ, 11–12 лютого 1998 р.) — К., 1998. — С. 129–137.
9. Фурдичко О.І. Реабілітація — стратегічний напрям управління радіоактивно забрудненими територіями / О.І. Фурдичко, М.Д. Кучма // Агроекологічний журнал. — 2008. — № 1. — С. 5–12.

REFERENCES

1. Hudkov I.M. (2003). *Suchasna radiatsiynna sytuatsiya v ahramiyi sferi na terytoriyi Ukrainy, Rosiyi ta Bilorusi v zoni vplyvu avariyi na Chornobyl's'kiy AES* [Current radiation situation in the agricultural sector in Ukraine, Belarus and Russia in the zone of the Chernobyl nuclear power plant]. *Problemy sil's'kohospodars'koyi radiolohiyi: 17 rokiiv pislyavaariyi na Chornobyl's'kiy AES* [Problems of Agricultural Radiology 17 years after the Chernobyl nuclear power plant]. Zhytomyr, pp. 21–27 (in Ukrainian).
2. Chobot'ko H.M., Peretyatko Ye.Ye., Konishchuk V.V., Raychuk L.A. (2009). *Monitorynh sezonnoho rozpodilu dozovykh navantazhen' u naselemnya, shcho meshkaye v tretiyi ta chetvrtiyi zonakh radioekolohichnoho kontrolyu Ukrainy's'koho Polissya* [Monitoring seasonal distribution of doses to the population living in the third and fourth zones of radiation monitoring Ukrainian Polissya]. Proceedings of the Ekolohiya/Ecology — 2009: II Vseukrayins'kyy z'yizd ekolohiv z mizhnarodnoyu uchastyu, Zbirnyk naukovykh statey. Vinnytsya, pp. 494–497 (in Ukrainian).
3. Yaskovets' I.I., Kutlakhmetov Yu.O., Kutlakhmetov V.O. (2008). *Parametry krytychnykh ekosystem na terytoriyi Ukrainy's'koho Polissya* [Parameters critical ecosystems in the territory of Ukrainian Polissya]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 18–21 (in Ukrainian).
4. Onishchuk V.A., Prokopenko L.A., Peretyatko Ye.Ye. (2005). *Osoblyvosti modelyuvannya mihratsiyi radionuklidiv u krytychnykh ekosystemakh na prykladi pryvatnykh gospodarstv* [Features of modeling of radionuclide migration in critical ecosystems on the example of private households]. *Ekolohiya: Problemy adaptivno-landshaftnoho zemlerobstva* [Ecology: Problems of adaptive-landscape agriculture]. Zhytomyr, pp. 21–24 (in Ukrainian).

5. Yaskovets' I.I., Prokopenko L.A., Raychuk L.A. (2009). *Prohnozuvannya povedinky ¹³⁷Cs u lisovykh ekosystemakh za dopomohoyu matematychnoho modelyuvannya* [Predicting the behavior of ¹³⁷Cs in forest ecosystems using mathematical modeling]. *Naukovyy visnyk Natsional'noho universytetu biorekursiv i pryrodokorystuvannya Ukrainy* [Scientific Bulletin of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine]. Kyiv, iss. 134, part. 1, pp. 214–222 (in Ukrainian).
6. Zubets M.V., Prister B.S., Aleksakhin R.M. (2011). *Aktualnye problemy i zadachi nauchnogo soprovozhdeniya proizvodstva sel'skokhozyaystvennoy produktsii v zone radioaktivnogo zagrязneniya ChAES* [Current problems and challenges of scientific support of agricultural production in the area of radioactive contamination Chernobyl nuclear power plant]. *Agroekologichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 5–20 (in Russian).
7. Hiriy V.A., Zayitov V.P., Onyshchuk V.A., Yaskovets' I.I. (1999). *Ekomodel': dynamichna model' dlya radioekolohichnoyi sytuatsiyi* [Eco model: dynamic model for Radiological situation]. *Ahroekolohiya y biotekhnolohiya* [Agroecology and biotechnology]. Iss. 3, pp. 25–34 (in Ukrainian).
8. Harher Ye.K., Hiriy V.A., Yaskovets' I.I. (1998). *Volyns'kyi fenomen: fakty, analiz, prychny* [Volyn phenomenon: facts, analysis, reason]. Proceedings of the Nauka. *Chornobyl'-97: Zb. dop. nauk.-prakt. konf.* (11.02.1998). Kyiv, pp. 129–137 (in Ukrainian).
9. Furdychko O.I., Kuchma M.D. (2008). *Reabilitatsiya – stratehichnyy napryam upravlinnya radioaktyvno zabrudnenyimi terytoriyamy* [Rehabilitation – strategic management direction contaminated areas]. *Ahroekolohichnyy zhurnal* [Agroecological journal]. No. 1, pp. 5–12 (in Ukrainian).

УДК 54-78/06

РАДІОЕКОЛОГІЧНА ТА ТОКСИКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДИ РІЧКИ УЖ

І.В. Шумигай

Інститут агроекології і природокористування НААН

Гідросфера є одним із основних резервуарів, куди в кінцевому результаті надходять штучні радіонукліди, що утворюються під час ядерних вибухів та у процесі експлуатації атомних електростанцій. Радіоактивні елементи потрапляють у поверхневі водоймища внаслідок скидання у їх води радіоактивних відходів, поховання відходів на дні тощо. Внаслідок аварій на атомних електростанціях, зокрема на ЧАЕС, значний внесок у формування радіоактивності викидів здійснюють «довгоживучі» радіонукліди — ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs. Визначено концентрацію цих штучних радіонуклідів у водах р. Уж на території Київської обл. та їх небезпеку для іхтіофауни. Встановлено, що ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr містяться у воді здебільшого в розчиненому вигляді. Також переважна кількість радіонуклідів у екосистемі концентрується в донних відкладах. Виявлено, що для процесів очищення вод від радіонуклідів значну роль відіграють ями-настки забрудненого мулу.

Ключові слова: *Чорнобильська катастрофа, радіоактивне забруднення, радіонукліди, поверхневі води, іхтіофауна, очищення.*

У другій половині ХХ ст. на фоні постійно зростаючого антропогенного навантаження на довкілля спостерігається загроза нового чинника забруднення навколишнього природного середовища — виходу з-під контролю людини продуктів радіоактивного розпаду.

В останнє півстоліття кожен житель планети зазнав опромінення від радіоак-

тивних опадів, що утворилися внаслідок ядерних вибухів. За всю історію існування людства аварія на Чорнобильській АЕС, що сталася 26 квітня 1986 р., спричинила радіоактивне забруднення великих територій як Східної, так і значної частини Західної Європи. Масштаби наслідків цієї катастрофи для України, Республіки Білорусь та Російської Федерації — 145 тис. км² забрудненої території.