

УДК 614.876:631.416

В. А. Грабовський, к. ф.-м. н., доц.;

О. С. Дзендзелюк;

Г. З. Дуцяк;

І. М. Катеринчук

## РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ (ВОЛИНСЬКА ОБЛАСТЬ)

*Представлено результати моніторингу радіонуклідного забруднення ґрунтів і рослин західної частини території Шацького національного природного парку (Волинська область, Україна) протягом 1994—2005 років. Спираючись на отримані експериментальні результати, складено карту щільності забруднення ґрунтів досліджуваної території  $^{37}\text{Cs}$ . Проведено дослідження вертикальних профілів вмісту радіоцезію у різних типах ґрунтів парку та прогноз їх зміни на глибину до 50 см протягом наступних 100 років.*

Моніторинг радіологічного стану Шацького національного природного парку (ШПНП) проводиться співробітниками лабораторії гамма-спектрометрії факультету електроніки Львівського національного університету ім. Івана Франка, починаючи з 1994 р. Програмою досліджень передбачено визначення стану радіонуклідного забруднення ґрунтів парку (складу радіонуклідів, присутніх у поверхневому двадцятисантиметровому шарі ґрунтів парку, щільності забруднення території радіонуклідами штучного походження, а також вивчення часових змін в розподілі запасів радіоцезію з глибиною протягом останніх років), визначення особливостей переходу його у рослини та прогнозування зміни їхнього радіологічного стану у майбутньому з метою визначення можливих перспектив практичного використання забруднених радіонуклідами територій лісів Полісся.

Проби ґрунту для визначення щільності радіоактивного забруднення відбиралися на глибину 20 см методом конверта. Для визначення часових змін вмісту радіонуклідів у приповерхневому шарі ґрунту (і вивчення вертикальної міграції радіонуклідів у ньому) на вибраних ділянках щорічно здійснювались пошарові зрізи ґрунтів з кроком 1 см на глибину до 50 см. Підготовка ґрунту до гамма-аналізу полягала в очищенні відібраної маси від органічних і кам'янистих часток, її висушуванні, подрібненні до отримання частинок діаметром не більше 2 мм та ретельному перемішуванні з метою гомогенізації. Підготовлену таким чином пробу зважували, відбирали з неї наважку для досліджень об'ємом 1 л, яку після зважування поміщали у посудину Марінеллі і встановлювали у вимірювальну камеру спектрометра з напівпровідниковим Ge (Li)-детектором ДГДК-100В. Екранування вимірювальної камери від зовнішнього гамма-випромінювання здійснювалося за допомогою шару свинцю товщиною 100 мм.

Гамма-спектрометричний аналіз проб ґрунтів парку, відібраних у 1994—1995 роках, показав наявність у них, поряд з природними радіонуклідами ( $^{40}\text{K}$  та представниками уранових та торієвого рядів), ізоотопів радіоцезію ( $^{137}\text{Cs}$  і значно менше —  $^{134}\text{Cs}$ ). Визначені нами співвідношення активності ізоотопів  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$  в об'єктах парку станом на 1.01.1995 р. для різних проб лежать у межах  $34 \pm 3$ , що добре узгоджується з очікуваним для чорнобильських випадіннь значенням 35 і вказують на чорнобильське походження [1, 2] наявного в довіллі парку радіоцезію.

Для визначення щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  верхнього двадцятисантиметрового шару ґрунту частини території парку, розміщеної західніше озер Світязь і Луки, у 1994—1995 рр. було відібрано та проаналізовано на вміст гамма-випромінюючих радіонуклідів 254 проби. За результатами вимірювань складено тривимірну карту розподілу щільності забруднення  $^{137}\text{Cs}$  дослідженої території (рис. 1).

Розподіл вмісту радіонукліда в ґрунті на різних ділянках значної частини досліджуваної території суттєво різниться (особливо в районі лісових насаджень), формуючи так звану «мозаїчну структуру» забруднення його поверхневого шару. Щільності забруднення радіоцезієм ґрунту парку змінюються в межах  $2,5 \text{ кБк/м}^2 \dots 18 \text{ кБк/м}^2$ . Результати дослідження забруднених територій

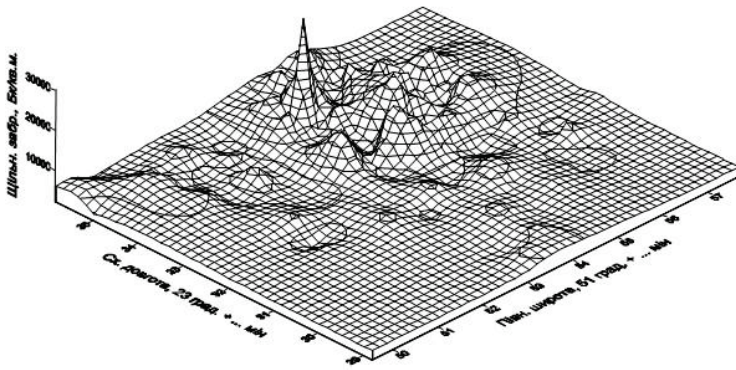


Рис. 1. Карта щільності забруднення радіоцезієм ґрунтів північно-західної частини території ШПНП (станом на 1 січня 1996 р.)

джуваніх ґрунтах радіоцезій практично відсутній — його активність не перевищувала нижньої межі визначення. Щільності забруднення радіоцезієм ґрунтів, на яких відбиралися проби, різнилися і станом на липень 1997 р. складала: для 1-го і 4-го – 3,7 кБк/м<sup>2</sup>; для 2-го – 3,3 кБк/м<sup>2</sup>; для 3-го – 3,0 кБк/м<sup>2</sup>; для 5-го – 6,5 кБк/м<sup>2</sup>.

України, проведені раніше [3], показують, що «мозаїчна структура» радіоактивного постчорнобильського забруднення загалом характерна для лісових ґрунтів території Українського Полісся.

Профілі вертикальних розподілів питомої активності <sup>137</sup>Cs у приповерхневому шарі деяких характерних для ШПНП ґрунтів різняться і представлені на рис. 2а; на рис. 2б показані вертикальні профілі розподілу цього нукліда у дерново-слабопідзолистому глеюватому супіщаному ґрунті ШПНП у 1994—2004 рр. На більших глибинах, аж до водяних горизонтів, у дослі-

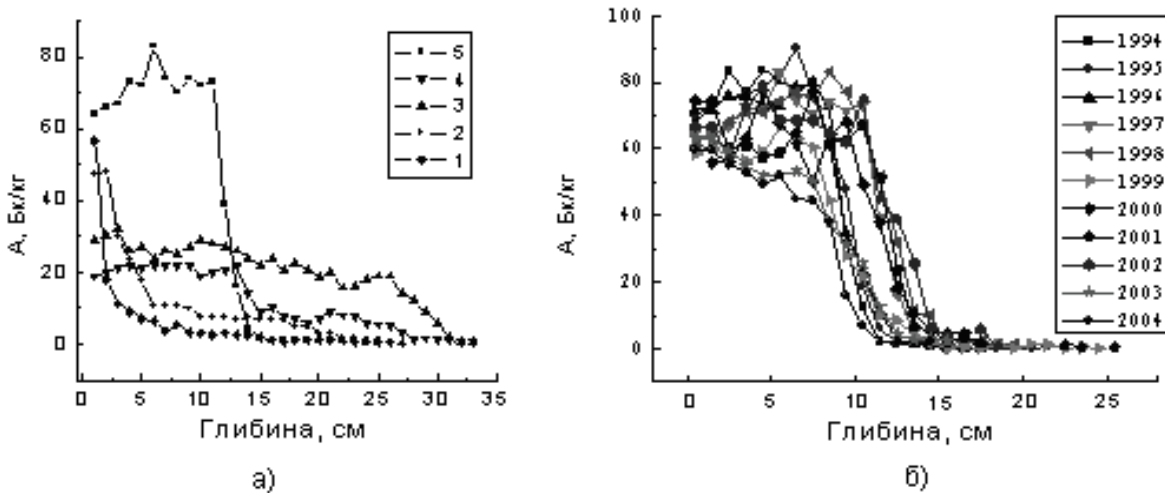


Рис. 2: а) вертикальні профілі розподілу запасів <sup>137</sup>Cs в ґрунтах ШПНП (станом на липень 1997 р.); б) вертикальні профілі розподілу <sup>137</sup>Cs у дерново-слабопідзолистому глеюватому супіщаному ґрунті ШПНП у 1994—2004 рр.: 1 – дерново-приховано підзолистий піщаний ґрунт; 2 – дерново-слабопідзолистий піщаний ґрунт; 3 – дерново-слабопідзолистий супіщаний ґрунт; 4 – дерновий супіщаний ґрунт; 5 – дерново-слабопідзолистий глеюватий супіщаний ґрунт

Як впливає з рис. 2а, спостерігаються значні відмінності у характері розподілу запасів радіонукліда з глибиною для різних типів ґрунтів парку. Для дерново-прихованого підзолистого піщаного ґрунту (крива 1) вміст радіоцезію з глибиною змінюється майже за експоненціальним законом. Особливістю цього типу ґрунту є те, що велика частина радіоцезію зосереджена в ґрунтовій підстилці (у нашому випадку на неї припадає понад 50 % від сумарної активності) та більш свіжих хвойних опадах (біля 15 %), а практично весь наявний у самому ґрунті радіоцезій зосереджений у його верхньому п'ятисантиметровому шарі. Близький до експоненціального характер зміни вмісту радіоцезію з глибиною в цьому ґрунті подібний до спостережуваних профілів його розподілу з глибиною в ґрунтах у перші роки після Чорнобильської катастрофи [4, 5]. Як зазначалося у [4], радіоцезій в розчинній фазі, який надходить в ґрунт з вологою з підстилки, не відразу ж зв'язується, а проникає в його глибину і поступово сорбується, формуючи майже експоненціальний профіль залягання.

Дещо подібний до експоненціального розподіл активності <sup>137</sup>Cs з глибиною спостерігається, починаючи з глибини понад 3 см, і для дерново-слабопідзолистого супіщаного ґрунту (крива 2),

структура якого подібна до розглянутої вище. Для інших ґрунтів залежність вмісту радіонукліда від глибини залягання суттєво відмінна від експоненціальної. Але якщо для дерново-слабопідзолистого ґрунту спостерігається повільне майже монотонне зменшення вмісту радіоцезію з глибиною (крива 4), то для дерново-супіщаного (крива 3) та дерново-слабопідзолистого глеюватого супіщаного ґрунтів (крива 5) хід зміни вмісту радіонукліда з глибиною інший: його вміст до глибини 12...13 см слабо змінюється, а далі спостерігається майже експоненціальне (з різними показниками експоненти) зменшення кількості  $^{137}\text{Cs}$ .

Оскільки всі проби відбиралися на території парку (точки відбору віддалені одна від одної на віддаль, не більшу 5 км) практично одночасно, протягом першої половини липня 1997 року, можна виключити вплив різниці кліматичних умов на особливості формування профілів забруднення радіоцезієм поверхневих шарів ґрунту. Відповідно, не може суттєво відрізнятись у точках відбору і фізико-хімічна фаза (співвідношення паливної та конденсаційної компонент) відповідних початкових випадінь радіонукліда. Отже, на формування профілів розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у цих ґрунтах (і зміну їх з часом) в основному вплинули процеси, пов'язані з відмінностями в фізико-хімічному складі ґрунтів та гідрологічному режимі в місцях відбору проб, а також з особливостями переходу осажденного радіоцезію з розчинної у фіксовану фазу і навпаки. Значну роль також відіграє неоднорідність досліджуваних шарів ґрунту.

Динаміка часових змін профілів залягання  $^{137}\text{Cs}$  у верхньому шарі дерново-слабопідзолистого глеюватого супіщаного ґрунту з території парку (рис. 2б) показує порівняно незначні їх зміни в часі. Використовуючи отримані експериментальні залежності, було здійснено прогнозну оцінку змін вмісту радіоцезію у ґрунтах парку на тривалий часовий термін з застосуванням дифузійно-дрейфової моделі міграції [4—8], яка враховує дифузію, направлене перенесення радіонукліда у товщі ґрунту та його природний розпад. Вигляд прогнозних кривих розподілу  $^{137}\text{Cs}$  для двох характерних типів ґрунтів парку показаний на рис. 3.

Прогнозні оцінки дозволяють зробити висновок, що протягом ще тривалого періоду часу у

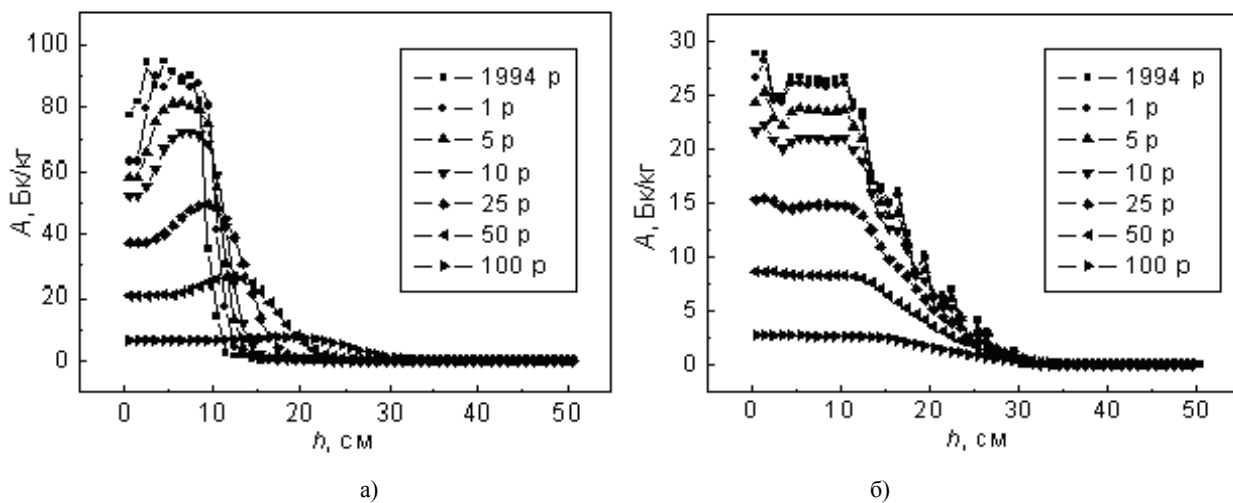


Рис. 3. Прогноз вертикального профілю розподілу  $^{137}\text{Cs}$ :

а) у дерново-слабопідзолистому глеюватому супіщаному; б) у дерновому супіщаному ґрунтах ШНПП

приповерхневому шарі ґрунтів парку буде знаходитися значна частина радіоцезію, акумульованого там сьогодні, а його вміст буде зменшуватись в основному за рахунок природного розпаду. Таку поведінку  $^{137}\text{Cs}$  можна пояснити тим, що з часом для ґрунтів стають характерними закріплені, мало рухомі форми радіонукліда, а сама міграція йде за рахунок її т. з. «повільної» компоненти [9]. Тому для ґрунтів з глинистими комплексами (а також з підвищеним вмістом гумусу), для яких характерне сильне закріплення радіонукліда, його міграція у нижчі шари буде меншою, ніж для ґрунтів інших типів, а вихід за межі тридцятисантиметрового шару практично не спостерігатиметься навіть через 100 років після Чорнобильської катастрофи. Цей висновок добре узгоджується з відміченою авторами [9] тенденцією до зменшення з часом темпів міграції радіонукліда для ґрунтів усіх типів, що веде до збільшення періоду напівочищення прикореневого шару ґрунту у декілька разів у порівнянні з оцінками, зробленими в перші роки після утворення забруднення. Відпо-

відно, протягом тривалого часу ще можна очікувати радіонуклідного забруднення рослин, які на них зростають.

Вивчення забруднення радіоцезієм рослин показує неоднакову здатність засвоювати радіонуклід з ґрунту представниками різних видів і його поступове зменшення з часом у тих рослинах, які мають здатність накопичувати радіоцезій. До останніх відносяться, зокрема, представники ягідних, деякі лікарські рослини (верес звичайний, багно болотне, вміст <sup>137</sup>Cs у листі яких перевищує допустимі санітарні норми України [10]), а особливо гриби [11], які можуть служити біоіндикаторами радіоактивного забруднення довкілля.

Величина радіоактивного забруднення рослин <sup>137</sup>Cs значно залежить від видової специфічності рослин, погодних умов вегетаційного періоду та фізіолого-біохімічного стану рослинного організму [5]. Надходження радіонукліду в надземні органи рослин тісно пов'язане з поглинанням рослинами вологи, тому, незалежно від механізму надходження радіонукліда з ґрунту до кореневої системи, подальший його перерозподіл з кореня до вегетативних та генеративних органів рослини відбувається лише з тих місць, з яких корені поглинають вологу. Окрім того, у процесах переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини суттєвим є не тільки прямий зв'язок, а й зворотний, пов'язаний з активним впливом рослини на рухливість забруднювачів. Саме взаємодія між ґрунтом і кореневою системою рослини й визначає ефективний, доступний для поглинання розмір рухомої фракції радіонуклідів і, таким чином, суттєво впливає на коефіцієнт нагромадження радіонуклідів рослиною.

На рис. 4а показані результати часових змін активності радіоцезію, накопиченого листям чорниці, лохини та брусниці в ШНПП, протягом 1997—2005 рр. Відбір проб здійснювався щорічно

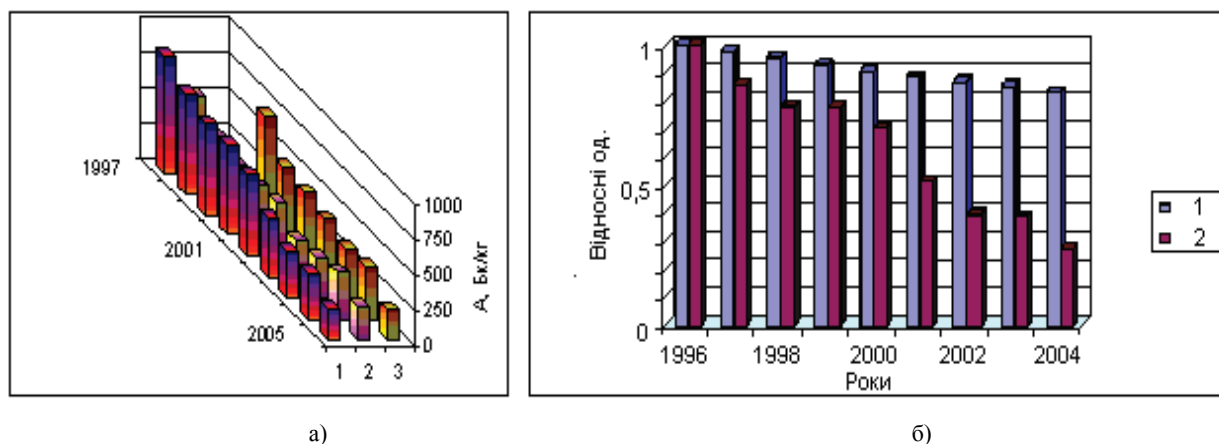


Рис. 4.: а) зміна питомої активності листя чорниці (1), лохини (2) і брусниці (3) з ШНПП протягом 1997—2005 рр.; б) темпи зменшення забруднення ґрунту (1) і листя чорниці (2) у 1996—2004 рр.

у першій декаді липня в одному і тому ж ягіднику. Рівень накопичення <sup>137</sup>Cs листям рослин спадає в ряді брусниця—чорниця—лохина і з роками для всіх досліджуваних видів рослин він суттєво зменшився. Причому, різниця цього вмісту була більшою на початку моніторингу і практично нівелювалася в останні роки. Спостережувана відмінність від монотонного зменшення вмісту накопиченого радіонукліда в окремі роки, очевидно, може бути пояснена як тим, що для досліджень могло відбиратися листя рослин різного віку (а як відомо, одні і ті ж органи багаторічних рослин різного віку мають різну здатність накопичувати радіоцезій [12]), так і впливом кліматично-погодних факторів.

Темпи зміни забруднення радіоцезієм листя чорниць та ґрунту ягідника (рис. 4б) показують, що рівень забруднення рослин радіонуклідом зменшується набагато швидше, ніж ґрунту, на якому вони зростають. Причиною цього може бути згадуване вище його закріплення на ґрунтових комплексах і, відповідно, зменшення доступності до засвоєння рослинами. При збереженні цієї тенденції у майбутньому, на радіоактивно забруднених територіях (навіть при порівняно повільному зменшенні забруднення ґрунту) можна очікувати набагато швидший, ніж для ґрунтів, вихід на допустимий чинними санітарно-гігієнічними нормами [10] рівень забруднення рослин і їх можливе народногосподарське використання в якості сировини для харчової та фармацевтичної промисловості – зрозуміло, з належним контролем їх радіологічної якості.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Kirchner G., Baumgartner D. *Analyst*, 1992. — 117, 475.
2. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В. Г. Барьяхтара. — К.: Наукова думка, 1995 — 560 с.
3. Краснов В. П. Радіоекологія лісів Полісся України. — Житомир, 1998. — 98 с.
4. Силантьев А. И., Шкуратова И. Г., Бобовникова Н. И. // Атомная энергия. — 1989. — № 66. — Вып. 3. — С. 194.
5. Пристер Б. С., Омеляненко Н. П., Перепелятникова Л. В. // Почвоведение. — 1990. — № 10. — С. 51.
6. Алексахин Р. М., Васильев А. В., Дикарев В. Г., Егорова В. А. и др.. Сельскохозяйственная радиэкология. — М.: Экология, 1992. — 400 с.
7. Левчук С. Е., Автореф. дис... канд. биол. наук — Київ, 1995.
8. Hrabovskyy V., Dzdzelyuk O., Katerynchuk I., Yu. Furgala // *Journal of Environmental Radioactivity*. — 2004. — 72. — № 1—2. — P. 25.
9. Н. И. Санжарова, В. А. Котик, А. Н. Архипов, Г. А. Соколик, и др. Радиационная биология // *Радиэкология*. — 1996. — 36, — Вып. 4. — С. 488.
10. Допустимі рівні (ДР-97)  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді. Державні гігієнічні нормативи. — Київ, 1997.
11. Hrabovskyy V., Dzdzelyuk O. *Acta Agrophysica*, 2002. — 67, 92.
12. Короткова О. З., Автореф. дис... канд. с.-г. наук. — Житомир, 2000.

**Грабовський Володимир Андрійович** — доцент, **Дуцяк Галина Зенонівна** — інженер, **Катеринчук Іван Миколайович** — молодший науковий співробітник.

Кафедра нелінійної оптики;

**Дзедзелюк Орест Степанович** — завідувач лабораторією ядерного практикуму та дозиметрії.

Львівський національний університет ім. І. Франка