

## Порівняння радіоактивного забруднення багна болотного (*Ledum palustre* L.) у різні періоди з часу аварії на ЧАЕС

В. П. Краснов, О. О. Орлов, О. В. Жуковський, М. Б. Корбут,  
І. В. Давидова, В. В. Мельник, О. В. Зборовська

Досліджено радіоактивне забруднення надземної фітомаси багна болотного (*Ledum palustre* L.) у різні періоди після аварії на ЧАЕС. Багно болотне широко використовується в офіційній та народній медицині. Досліджуваний вид зростає в перезволожених соснових (рідше мішаних) лісах та на відкритих оліготрофних і мезотрофних болотах. Встановлено, що за перші чотири роки з початку спостережень (1991 р.) зменшення величини питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у надземній вегетативній фітомасі багна болотного, в залежності від постійної пробної площі (ППП), склало 1,2–1,4 разів. Через 10 років зменшення було в 1,6–1,7 разів, через 16 років в 1,9–2,1 разів, через 21 рік в 2,7–3,1 разів, а через 27 років в 3,1–6,5 разів. Також на всіх ППП спостерігається зменшення величини коефіцієнтів переходу з роками. Так, мінімальне зменшення за період 1991–2018 рр. відмічене на ППП 11 і становить у 1,2 рази та ППП 13 – 1,4 рази. Максимальне зменшення величини коефіцієнтів переходу було на ППП 16 – 2,7 разів, на ППП 15 – 3,0 рази та на ППП 18 – 2,0 рази. Встановлено, що багно болотне відноситься до групи рослин, які характеризуються високим вмістом  $^{137}\text{Cs}$  у надземній вегетативній фітомасі. Протягом періоду спостережень (1991–2018 рр.) даний вміст значно перевищує допустимі рівні вмісту радіонукліду в рослинній лікарській сировині, що використовується для виготовлення лікарських засобів. На ППП з максимальними величинами щільності радіоактивного забруднення ґрунту ( $400,5 \pm 50,73$  кБк·м<sup>-2</sup>) у 1991 р. дане перевищення сягало 158,4 разів, у 2018 р. ( $166,9 \pm 23,56$  кБк·м<sup>-2</sup>) – 33,7 разів. За 27 років спостережень відмічається зменшення щільності радіоактивного забруднення ґрунту в 2,1–2,7 разів, що пояснюється розпадом радіонукліду, його вертикальною міграцією у ґрунті та до компонентів лісових екосистем.

Ключові слова: *питома активність  $^{137}\text{Cs}$ , радіоактивне забруднення, міграція радіонуклідів, фітомаса, лісові екосистеми.*

### 1. Вступ

Багно болотне (*Ledum palustre* L.) – досить поширена рослина перезволожених соснових (рідше мішаних) лісів, відкритих оліготрофних і мезотрофних сфагнових боліт [1]. Основна частина ареалу багна болотного поширена у Поліссі – на територіях, які зазнали найбільшого радіоактивного забруднення (головним чином  $^{137}\text{Cs}$ ) внаслідок аварії на ЧАЕС.

Відомо, що внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, значного радіоактивного забруднення зазнали ліси, що стало причиною перегляду існуючих уявлень і багатьох нормативних документів з експлуатації лісових ресурсів. До да-

них ресурсів відносяться численні дикорослі лікарські рослини, в тому числі багно болотне [2]. Втім, радіаційна ситуація у лісових масивах регіону з часом змінилася, що, в першу чергу, пояснюється природним розпадом радіонукліду. З огляду на ці обставини моніторингові дослідження щодо динаміки радіоактивного забруднення тих чи інших видів лікарських рослин є актуальними. Вони значно розширяють наші уявлення щодо переходу  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту до лікарських рослин лісових та болотних екосистем і дозволяють науково обґрунтувати їх використання на територіях, забруднених радіонуклідами.

## 2. Аналіз літературних даних і постановка проблеми

Багно болотне – це вічнозелений, розгалужений кущ із прямостоячими стеблами висотою 0,5–1,0 м заввишки. Листки на короткому черешку, мають довжину 2–6 см та ширину 0,2–0,7 см. На кінці стебел у травні з'являються суцвіття, які складаються з 20–30 білих квітів [3]. Для лікувальних цілей використовують верхню (20–30 см) олистяну частину пагонів рослини [4]. Коренева система рослини розгалужена, поверхнева, заглиблюється у ґрунті до глибини 30–40 см. Довгі стебла багна болотного вигинаються під власною вагою та вагою снігу і заглиблюються у сфагнові мохи на болотах. Цьому процесу також сприяє ріст сфагнів у висоту. На менш зволжених територіях пагони присипаються рослинним опадом і легко утворюють додаткові корені. За допомогою кореневих відростків кущі розростаються по площі. Рослина зростає на оторфованих ґрунтах і торф'яниках з високою кислотністю (рН 3–4) та низькою аерацією субстрату [5]. На таких ґрунтах  $^{137}\text{Cs}$  знаходиться переважно у водорозчинній (15–30 %) та обмінній (70–85 %) формах [6] і з роками не відбувається його закріплення [7]. У таких умовах у багна болотного утворилися стійкі симбіотичні зв'язки з мікоризними грибами, які постачають йому елементи живлення з органічного субстрату [8]. У Центральному Поліссі України для рослини було виявлено 22 види грибів-ендофітів [9]. Дослідники віднесли багно болотне до чітко виражених рослин-мікотрофів [10].

Екологічний ареал багна болотного охоплює переважно сирі і мокрі бори ( $A_4$ – $A_5$ ) і субори ( $B_4$ – $B_5$ ). В той же час, рослина досить часто зустрічається у пониженнях у вологих борах і суборах [1]. Необхідно відмітити, що дані типи лісорослинних умов досить поширені в Українському Поліссі. Так, лише у Волинській, Рівненській та Житомирській областях, де сконцентровані найбільші площі сирих і мокрих борів і суборів Полісся України, площа лісів у даних типах лісорослинних умов складає 167,1 тис. га [11]. Схожі результати отримали інші автори [12]. Саме у цьому регіоні проводиться основна заготівля пагонів багна болотного для лікувальних цілей. У сирих борах і суборах формуються чисті або з участю берези повислої соснові насадження низьких класів бонітету. Вони зростають у бідних і перезволжених умовах – переважно на торф'яно-глеєвих-підзолистих ґрунтах з шаром торфу до 40 см [13].

Вже у перші роки після Чорнобильської катастрофи дослідники приділили значну увагу радіоактивному забрудненню лікарських рослин у регіонах, які зазнали найбільшого радіоактивного забруднення. В сферу їх інтересів потрапила і лікарська сировина, яка отримується з пагонів багна болотного. В робо-

ті [14] багно болотне було віднесено до рослин, які накопичують  $^{137}\text{Cs}$  з достатньо високою інтенсивністю. В публікаціях [15, 16], де висвітлювалися основні особливості радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  лікарської сировини було отримано подібні висновки. Проте, отримані результати вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у лікарській сировині, на жаль, не були прив'язані до певних величин щільності радіоактивного забруднення ґрунту та конкретних екологічних умов. З огляду на це їх важко порівнювати між собою і робити висновки щодо особливостей накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у багні болотному та можливостей його використання при певних рівнях радіоактивного забруднення територій.

У наступний період дослідники вивчали розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у болотних екосистемах і накопичення радіонукліду різними видами рослин на осушених болотах. Дослідження проводились у Західному Українському Поліссі (Кричільському лісництві ДП «Сарненське лісове господарство» Рівненської області). В роботі [17] показано, що значний вплив на інтенсивність накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у фітомасі багна болотного здійснює лісоосушення. На неосушених лісових оліготрофних болотах при щільності радіоактивного забруднення ґрунту радіонуклідом  $8,5 \pm 1,18 \text{ kBк} \cdot \text{м}^{-2}$ , питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного дорівнювала  $1823 \pm 193,0 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ . Цей результат перевищував більш ніж втричі відповідний гігієнічний норматив. Середнє значення коефіцієнта переходу сягало  $220,34 \pm 12,99 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ . На ділянці 15-річного осушення цього болота при близькій щільності радіоактивного забруднення ґрунту радіонуклідом ( $10,5 \pm 1,15 \text{ kBк} \cdot \text{м}^{-2}$ ) питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у лікарській сировині багна болотного дорівнювала  $1409 \pm 105,1 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ . Середнє значення коефіцієнта переходу знизилася до  $134,7 \pm 4,98 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ . Отримані дані добре корелюють з результатами, отриманими на території Республіки Білорусь. В роботі [18] було запропоновано використовувати гідромеліоративний метод для зниження концентрації радіонуклідів у цінних рослинах лісів і боліт.

Через 20–30 рр. після аварії на ЧАЕС були проведені дослідження на мезооліготрофному сосново-сфагновому болоті у Рівненському природному заповіднику. Отримані результати [19] дозволили науковцям віднести багно болотне до рослин з середнім вмістом  $^{137}\text{Cs}$ . В процесі досліджень, було виявлено, що у пагонах багна болотного містилося радіонукліду значно менше, ніж у інших видів, які зростали поряд – осоці багновій (*Carex limosa* L.) та шейхцерії болотній (*Scheuchzeria palustris* L.). Багно болотне, яке у даних екологічних умовах зростало на невисоких купинах, мало середні значеннями коефіцієнта переходу  $^{137}\text{Cs}$  –  $98,52 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ . Іншими дослідниками цього регіону наведено середнє значення коефіцієнта переходу в ланці «ґрунт – пагони багна болотного» –  $61,67 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ . Дослідження були проведені на мезотрофних болотах [20].

У монографії продемонстровано, що пагони багна болотного з різною інтенсивністю акумулюють  $^{137}\text{Cs}$  у різних лісорослинних умовах [2]. Так, на оліготрофних болотах Українського Полісся у сирих борах середнє значення коефіцієнта переходу радіонукліду до цієї лікарської сировини сягало  $180,9 \pm 11,65 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ , а в мокрих борах –  $235,2 \pm 13,67 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ . На лісових мезотрофних болотах середні значення цього ж коефіцієнта були дещо нижчими у порівнянні з оліготрофними болотами: у сирих суборах –

$179,9 \pm 10,05 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ , у мокрих суборах –  $200,0 \pm 11,76 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ . Науковці зробили висновок, що навіть через тривалий час після аварії на Чорнобильській АЕС пагони багна болотного залишаються одним з найбільш забруднених видів лікарської сировини. Саме тому було рекомендовано заборонити промислову заготівлю цього виду лікарської сировини.

У центральній Швеції науковці вивчали рівні радіоактивного забруднення рослин верхових сфагнових боліт з сосною звичайною (*Pinus sylvestris L.*). Вони встановили, що у 2004–2007 рр. серед судинних рослин згаданих екотопів багно болотне відзначалося максимальними значеннями коефіцієнта переходу  $^{137}\text{Cs}$  –  $158,0 \pm 24,34 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  [21].

Високу акумулятивну здатність багна болотного по відношенню до  $^{137}\text{Cs}$  дослідники пояснювали двома основними факторами. До першого вони віднесли специфічну особливість екотопів, де зростає вид. Це потужні торф'яники з низьким ступенем розкладу та незначною присутністю мінерального дрібнозему. Ці фактори зумовлюють значну мобільність згаданого радіонукліду в ґрунтово-рослинному покриві цих боліт [22, 23]. До другого належать біологічні особливості видів рослин, які зростають у досить жорстких екологічних умовах (бідних і зволжених). Це відбулося в інтенсивній акумуляції радіонукліду, як хімічного аналогу калію [24, 25]. В роботах [26, 27] було зроблено висновок, що верхові (оліготрофні) болота виступають як фітоміграційні радіонуклідні аномалії. Ці аномалії характеризуються високою мобільністю техногенних радіонуклідів у ґрунтово-рослинному покриві. У публікаціях [9, 28] відмічено, що в таких умовах формуються специфічні трофічні зв'язки між вищими рослинами – судинними видами і мохами за допомогою ендоефітних грибів. Мохи виступають у якості субстрату, в якому сконцентрований  $^{137}\text{Cs}$ , судинні рослини (в т. ч. багно болотне) – акцептора даного радіонукліду. Ендоефітні гриби, які пронизують організми мохів і судинних рослин, поєднують їх. Зокрема, в організмі багна болотного виявлено 22 види ендоефітних мікроміцетів, коефіцієнт видової подібності з ендоефітними грибами в сфагнових мохах дорівнював 0,32.

Дослідження з вивчення радіоактивного забруднення різних видів рослин у лісових екосистемах проводились, головним чином, у перші 10–15 років після аварії на ЧАЕС. Вони були зосереджені у різній мірі на Україні, в Білорусі, Швеції, Фінляндії, Польщі, Італії, Австрії та Німеччині. У процесі досліджень встановлювались значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у частинах і органах тих чи інших видів рослин, а також коефіцієнти переходу радіонукліду. Порівняння визначених показників у різних видів рослин дозволяло науковцям розділяти їх на групи по інтенсивності накопичення даного радіонукліду. Втім, досить часто дані дослідження проводились без детального вивчення радіоактивного забруднення територій та детального опису екологічних умов.

Значно менше було публікацій, у яких аналізувались результати подібних досліджень, проведених на різних типах боліт. Частіше це були фрагментарні спостереження, проведені впродовж декількох років. При вивченні розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у компонентах оліготрофних і мезотрофних сфагнових боліт після аварії на ЧАЕС науковці визначали рівні радіоактивного забруднення найбільш поширених видів рослин. Дослідники визнали, що у надземній частині багна бо-

лотного міститься значна активність радіонукліду. Незважаючи на широту проведених досліджень, необхідно відмітити, що часто вони здійснювались впродовж одного або декількох років. Крім того, існує невелика кількість публікацій, яка написана на основі багаторічних спостережень, які, однак, не дають якісної характеристики радіоактивного забруднення надземної фітомаси багна болотного. З огляду на відмічене є досить важливими довготривалі моніторингові дослідження, які направлені на встановлення закономірностей міграції  $^{137}\text{Cs}$  до найбільш поширених в певних екологічних умовах і господарсько цінних видів рослин. До таких рослин належить багно болотне.

### 3. Мета та задачі дослідження

Метою дослідження є виявлення рівнів радіоактивного забруднення багна болотного у різні періоди після аварії на ЧАЕС та встановлення закономірностей динаміки питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у надземній частині даного виду. Дана інформація важлива для розуміння закономірностей міграції даного радіонукліда у вологих суборах, прогнозування радіоактивного забруднення рослин, які зростають у даних екологічних умовах. Крім того, отримані дані мають практичне значення з огляду відновлення заготівлі цінної лікарської рослини.

Для досягнення мети дослідження були сформульовані наступні задачі:

- дослідити зміни щільності радіоактивного забруднення лісових ґрунтів протягом періоду спостережень;
- виявити закономірності у динаміці питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у надземній частині багна болотного з часу аварії на ЧАЕС;
- встановити коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  до надземної вегетативної фітомаси багна болотного.

### 4. Матеріали та методи дослідження рівнів радіоактивного забруднення багна болотного

Дослідження проводились протягом 1991–2018 рр. у Житомирському Поліссі на території ДП «Лугинське лісове господарство» (Україна) на 5-ти постійних пробних площах (ППП). Лісові насадження на ППП мали досить близькі лісівничі характеристики (табл. 1).

Таблиця 1

Місцезнаходження ППП та лісівнича характеристика лісових насаджень

№ ППП	Лісництво	Квартал/виділ	Склад деревостану	Вік, років*	Повнота	Тип лісорослинних умов
11	Липницьке	3 / 1	10Сз	55	0,55	В <sub>3-4</sub>
13	Липницьке	3 / 13	9Сз1Бп	55	0,60	В <sub>3-4</sub>
15	Повчанське	50 / 16	10Сз	50	0,75	В <sub>3-4</sub>
16	Лугинське	79 / 1	10Сз+Бп	60	0,60	В <sub>3-4</sub>
18	Повчанське	50 / 12	10Сз+Бп	65	0,50	В <sub>3-4</sub>

\*Примітка: вік деревостану вказано станом на початок досліджень (1991 р.).

Ділянки розташування ППП однотипні й знаходяться серед соснових лісів чорнично-зеленомохових (тип лісорослинних умов – вологі субори), у неглибоких (глибиною до 0,5–0,7 м), плоских, замкнених, безстічних улоговинах, площею 0,02–0,04 га. Тип лісорослинних умов – перехідний від вологих до сирих суборів – В<sub>3-4</sub>. В цих умовах рівень ґрунтових вод знаходився на глибині 20–30 см. Це призвело до заболочування згаданих ділянок та формування поверхнево оторфованих дерново-середньопідзолистих глеєвих ґрунтів на флювіогляціальних супіщаних відкладах. Потужність шару торфу становила 30–40 см.

Деревостан, як правило, середньоповнотний (0,50–0,60), представлений сосною звичайною з незначною домішкою берези повислої (*Betula pendula* Roth). Підріст – поодинокий, з обох названих вище порід. Підлісок негустий, зімкнутістю до 0,1, куртинного розміщення. До його складу входили крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.), горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.), верба сіра (*Salix cinerea* L.) та верба вушката (*Salix aurita* L.). Трав'яно-чагарничковий ярус середньої густоти, з проективним покриттям 60–75 %, розподіл видів в ньому визначається умовами мікрорельєфу. У більш зволжених місцях поширені багно болотне – 30–40 %, буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.) – 5–15 %, осока чорна (*Carex nigra* (L.) Reichard) – 1–3 %. Як домішка у даному ярусі зустрічаються пухівка піхвова (*Eriophorum vaginatum* L.) та вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.), а на невисоких купинах – чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) – 10–15 % та брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.) – 3–5 %. Моховий ярус характеризується проективним покриттям 80–98 %, розподіл видів в ньому також визначається топографічними умовами. Зокрема, у більш зволжених місцях переважає сфагн оманливий (*Sphagnum fallax* (H. Klinggr.) H. Klinggr.) – 40–45 %. Значно меншу участь у створенні мохового ярусу бере сфагн волосистий (*Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw.) – 10–15 % та аулакомній болотний (*Aulacomnium palustre* (Hedw.) Schwaegr.). На купинах зустрічаються плевроцій Шребера (*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.) – 5–15 % та дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.) – 5–10 %. На ділянках сформувався ценоз соснового лісу багново-сфагнового.

Зразки надземної фітомаси багна болотного (довжиною 20 см) на кожній ППП відбирали наприкінці червня – на початку липня в трикратній повторності. При цьому до складу зразка входили як приріст поточного року, так і минулого року, об'єм зразка становив 1000 см<sup>3</sup>. В місцях відбору зразків надземної вегетативної фітомаси багна болотного відібрались зразки ґрунту у трикратній повторюваності. Даний зразок складався з ґрунту, який відбирався навколо досліджуваних кущиків багна болотного циліндричним буром, на глибину 10 см, у 5-ти точках (методом конверту).

Зразки ґрунту та фітомаси висушували до повітряно-сухого стану при температурі +80 °С протягом 72 годин. Гомогенізацію зразків проводили на пробопідготовлювачах ПРП–01 та ПРГ–01Т. Зразки вміщували у посудини Марінеллі об'ємом 1000 см<sup>3</sup> та зважували на вагах ВВ–1037. Вимірювання питомої активності <sup>137</sup>Cs у зразках проводили на багатоканальних гамма-спектроаналізаторах: у 1991–2000 рр. – Nokia LP–4900В «AFORA» з напівпровідниковим детектором ДГДК 100–В3 та сцинтиляційними детекторами БДЕГ–63; у 2001–2018 рр. –

СЕГ–001 «АКП–С»–150 з сцинтиляційним детектором БДЭГ–150 (NaI(Tl)) 150×100 мм. Відносна похибка вимірювання згаданого показника не перевищувала 8 %. Показником інтенсивності акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  у системі «грунт-рослина» слугував коефіцієнт переходу (КП).

## 5. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту та питома активність $^{137}\text{Cs}$ у надземній частині багна болотного

### 5. 1. Динаміка щільності радіоактивного забруднення ґрунту

Після надходження радіоактивних елементів до лісових екосистем відбулося деяке їх закріплення на деревному ярусі та подальша міграція радіонуклідів до тих ярусів рослинності, які розміщені нижче, та до ґрунтового покриву. З часом, після міграції основної кількості  $^{137}\text{Cs}$  на поверхню ґрунту розпочався його перерозподіл в останньому та міграція до лісових рослин через кореневі системи. З огляду на ці обставини важливими в лісовій радіоекології є дослідження, які дають уявлення щодо щільності радіоактивного забруднення ґрунту в певні проміжки часу після аварії. Дана інформація є основою для подальшого аналізу динаміки вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у різних видах рослин.

Постійні пробні площі у рік закладки мали різну щільність радіоактивного забруднення ґрунту (табл. 2): від  $53,0 \pm 6,71$  (ППП 13) до  $400,5 \pm 50,73$  кБк·м<sup>-2</sup> (ППП 18). З часом, природно, на всіх ППП даний показник зменшувався. Так, на ППП 13 це зменшення за період з 1991 по 2018 рр. склало 2,2 разів, на ППП 11 – 2,7 разів, на ППП 16 – 2,1 разів, на ППП 15 – 2,1 разів і ППП 18 – 2,4 разів. Зменшення величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту на всіх ППП пояснюється, в першу чергу, природним розпадом радіонукліду.

Таблиця 2

Динаміка щільності радіоактивного забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  на постійних пробних площах протягом років спостережень

№ ППП	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту $^{137}\text{Cs}$ у роки, кБк·м <sup>-2</sup>					
	1991	1995	2001	2007	2012	2018
13	$53,0 \pm 6,71$	$49,1 \pm 8,95$	$43,1 \pm 6,12$	$36,5 \pm 4,51$	$29,7 \pm 4,15$	$24,4 \pm 2,97$
11	$72,7 \pm 7,12$	$64,0 \pm 8,66$	$52,9 \pm 6,77$	$45,6 \pm 6,27$	$36,1 \pm 4,07$	$26,5 \pm 2,39$
16	$250,7 \pm 29,82$	$216,9 \pm 24,94$	$190,1 \pm 6,86$	$172,5 \pm 21,03$	$141,3 \pm 16,76$	$119,9 \pm 13,57$
15	$339,8 \pm 49,05$	$289,7 \pm 48,52$	$251,4 \pm 31,46$	$219,7 \pm 26,53$	$197,5 \pm 22,23$	$159,5 \pm 24,60$
18	$400,5 \pm 50,73$	$340,9 \pm 43,25$	$305,0 \pm 31,94$	$284,2 \pm 42,28$	$247,0 \pm 28,07$	$166,9 \pm 23,56$

Крім того, певна частина  $^{137}\text{Cs}$  протягом тривалого періоду (32 роки після аварії на ЧАЕС) мігрувала з ґрунту до численних складових лісових екосистем. Це також вплинуло на зниження його вмісту в ґрунті. Частина радіонукліду, яка надійшла до лісових рослин, закріпилася в них – деревині деревних порід і чагарників, а частина поверталася до ґрунту з щорічним опадом (листя, хвоєю, пагонами та фітомасою трав'янистих рослин). Через певні проміжки часу до ґрунту повертався також  $^{137}\text{Cs}$ , який містився у гілках та пагонах дерев, чагарників і кущиків. Відмічений процес певним чином міг вплинути на існуючу мозаїчність радіоактивного забруднення ґрунту конкретних лісових площ. Це могло проявитися у неоднорідності процесу зниження щільності радіоактивного

забруднення ґрунту на досліджуваних постійних пробних площах протягом періоду спостережень. Цей же висновок можна зробити після аналізу зниження даного показника на всіх ППП протягом менших періодів спостережень. Так, за перші 10 років спостережень (1991–2001 рр.) щільність радіоактивного забруднення ґрунту на ППП зменшилась у 1,2–1,4 разів, за 16 років – у 1,4–1,6 разів.

## 5. 2. Зміна питомої активності $^{137}\text{Cs}$ у надземній частині багна болотного

На всіх ППП спостерігається поступове зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у надземній частині багна болотного (табл. 3). За перші 4 роки з часу початку спостережень це зменшення, в залежності від ППП, склало 1,2–1,4 разів; через 10 років – 1,6–1,7 разів, через 16 років – 1,9–2,1 разів, через 21 рік – 2,7–3,1 разів і через 27 років – 3,1–6,5 разів. Протягом періоду спостережень (1991–2018 рр.) на кожній ППП спостерігається специфічна, властива даній постійній пробній площі динаміка зменшення показника. Так, на ППП 16 величина питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  зменшилась з  $54020 \pm 7358,8$  до  $10193 \pm 1452,6$  Бк·кг<sup>-1</sup> (5,3 рази), а на ППП 18 від  $79200 \pm 9558,0$  до  $16841 \pm 2223,4$  Бк·кг<sup>-1</sup> (4,7 разів). Для ППП 11 характерне зменшення величини питомої активності радіонукліду в 3,3 рази (від  $7400 \pm 689,8$  до  $2245 \pm 369,5$  Бк·кг<sup>-1</sup>). Крім того, максимальне зменшення вмісту  $^{137}\text{Cs}$  відмічено на ППП 15 від  $70150 \pm 9004,1$  до  $10823 \pm 903,9$  Бк·кг<sup>-1</sup> (6,5 разів), а мінімальне на ППП 13 від  $7050 \pm 885,6$  до  $2316 \pm 286,0$  Бк·кг<sup>-1</sup> (3,1 разів). Це може пояснюватися специфічністю ґрунтових умов на кожній із них, а від цього і тими процесами, які в них відбуваються і від яких залежить міграція  $^{137}\text{Cs}$  до надземної вегетативної частини багна болотного. Також згадані закономірності, у деякій мірі, можуть залежати від віку та стану самих кущів багна болотного. Так, дослідники, які вивчали питому активність радіонукліду у кущиках чорниці, яка у деяких типах лісорослинних умов зростає разом з багном болотним, встановили, що спостерігається зменшення даного показника з віком кущиків [29]. Автор публікації пояснював отримані результати тим, що молоді рослини характеризуються більшою активністю обмінних процесів, а тому – більш інтенсивним поглинанням елементів живлення та води з ґрунту. Цілком ймовірно, що аналогічні процеси можуть відбуватися також у багна болотного.

Виявлено, що середні значення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у надземній вегетативній фітомасі багна болотного на ППП залежать від щільності радіоактивного забруднення ґрунту та варіювання останньої в межах кожної постійної пробної площі. Було проаналізовано статистики ряду розподілу на двох ППП (з максимальними та мінімальними величинами щільності радіоактивного забруднення ґрунту) у першій та останній роки спостережень (табл. 4). Встановлено, що спостерігаються значні відмінності між мінімальними та максимальними значеннями досліджених показників. Так, на ППП 13 у 1991 р. мінімальне значення щільності радіоактивного забруднення ґрунту становило  $39,7$  кБк·м<sup>-2</sup>, що в 1,5 разів менше, ніж максимальне ( $61,2$  кБк·м<sup>-2</sup>). В 2018 р. на даній пробній площі максимальне значення аналізованого показника було в 1,6 разів більше, ніж мінімальне ( $22,1$  кБк·м<sup>-2</sup>). На ППП 18 у 1991 р. максимальне значення рівнів забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  було у 1,5 разів більше, ніж мінімальне, яке становило ( $299,3$  кБк·м<sup>-2</sup>). У 2018 р. перевищення максимального значення щільності радіоактивного забруд-



нення ґрунту над мінімальним було у 1,6 разів (135,4 і 213,0 кБк·м<sup>-2</sup>). Схожі закономірності спостерігаються і з мінімальними та максимальними значеннями питомої активності <sup>137</sup>Cs у надземній вегетативній фітомасі багна болотного. Результати також свідчать, що на обох постійних пробних площах за період спостережень обидва показники мали середню мінливість. На них також показано, що не відбувається суттєвої зміни варіювання показників при їх загальній тенденції до зменшення. Так, на ППП 13 (найменша щільність радіоактивного забруднення ґрунту) величина коефіцієнта варіації даного показника у 1991 р. була 12,7 %, а у 2018 р. – 12,2 %; на ППП 18 (найбільша величина показника) – 12,7 і 14,1 % (відповідно рокам). Подібна тенденція відмічається і для коефіцієнту варіації середньої питомої активності <sup>137</sup>Cs у надземній вегетативній фітомасі багна болотного: на ППП 13 у 1991 р. він складав 21,8 %, а 2018 р. – 12,4 % та на ППП 18 – 20,9 і 22,9 % (відповідно рокам). Отримані матеріали свідчать, що у даних типах лісорослинних умов варіабельність та величина питомої активності <sup>137</sup>Cs у надземній вегетативній фітомасі багна болотного визначається головним чином щільністю радіоактивного забруднення ґрунту. Вплив можливих інших факторів невеликий.

Таблиця 3

Динаміка питомої активності <sup>137</sup>Cs у надземній частині багна болотного на постійних пробних площах по роках

№ ППП	Питома активність <sup>137</sup> Cs у надземній частині фітомаси у роки, Бк·кг <sup>-1</sup>					
	1991	1995	2001	2007	2012	2018
13	7050±885,6	5460±647,6	4241±243,8	3728±470,3	2576±330,4	2316±286,0
11	7400±689,8	6353±790,2	5294±821,1	4081±494,3	2767±462,3	2245±369,5
16	54020±7358,8	38598±8622,8	33762±4085,0	27975±3302,9	19293±2335,8	10193±1452,6
15	70150±9004,1	54896±7430,8	43361±6444,5	33160±4652,7	22954±2836,4	10823±903,9
18	79200±9558,0	57317±9486,5	48095±5490,6	38286±6463,3	29429±4084,6	16841±2223,4

Таблиця 4

Статистики ряду розподілу значень середніх щільності радіоактивного забруднення ґрунту (кБк·м<sup>-2</sup>) та питомої активності <sup>137</sup>Cs (Бк·кг<sup>-1</sup>) у надземній вегетативній фітомасі багна болотного на ППП 13 і 18 у 1991 та 2018 рр.

№ ППП	Показники	Рік	Статистики ряду розподілу						
			<i>M</i>	<i>m</i>	<i>std</i>	<i>V</i> , %	<i>P</i> , %	min	max
13	As	1991	53,0	± 6,71	11,6	21,9	12,7	39,7	61,2
		2018	24,4	± 2,97	5,1	21,1	12,2	22,1	34,5
	Am	1991	7050	± 885,6	1533,9	21,8	12,6	5281	8010
		2018	2316	± 286,0	495,3	21,4	12,4	1791	2775
18	As	1991	400,5	± 50,73	87,9	21,9	12,7	299,3	457,2
		2018	166,9	± 23,56	40,8	24,5	14,1	135,4	213,0
	Am	1991	79200	± 9558,0	16554,9	20,9	12,1	69198	98309
		2018	16841	± 2223,4	3851,1	22,9	13,2	13558	21080

Примітка: As – щільність радіоактивного забруднення ґрунту, Am – питома активність <sup>137</sup>Cs у надземній вегетативній фітомасі багна болотного.

Було встановлено залежність між щільність радіоактивного забруднення ґрунту та питомою активністю  $^{137}\text{Cs}$  у надземній вегетативній фітомасі багна болотного у різні роки спостережень для кожної ППП. Зв'язок між цими показниками має свої особливості в різні періоди з часу надходження радіонукліду до лісових екосистем (рис. 1). Він описується лінійними рівняннями, й розрахунки підтверджують значну його тісноту:

- у 1991 р. –  $y=219,32x-5417,4$ ;  $R^2=0,99$ ;
- у 1995 р. –  $y=186,38x-3695,7$ ;  $R^2=0,98$ ;
- у 2001 р. –  $y=176,99x-2872,3$ ;  $R^2=0,99$ ;
- у 2007 р. –  $y=139,02x-254,43$ ;  $R^2=0,96$ ;
- у 2012 р. –  $y=125,31x-924,79$ ;  $R^2=0,99$ ;
- у 2018 р. –  $y=84,83x-47,04$ ;  $R^2=0,91$ .

Отримані матеріали регресійного аналізу мають теоретичне значення. На основі кількісної оцінки процесу, який відбувається з міграцією  $^{137}\text{Cs}$  у даному типі лісової екосистеми через значні проміжки часу після її радіоактивного забруднення. Крім того вони характеризують інтенсивність поглинання радіонукліду багном болотним. Представлені залежності та графіки можна використовувати в практиці заготівлі лікарської сировини з даного виду рослин в різні періоди з часу надходження  $^{137}\text{Cs}$ .

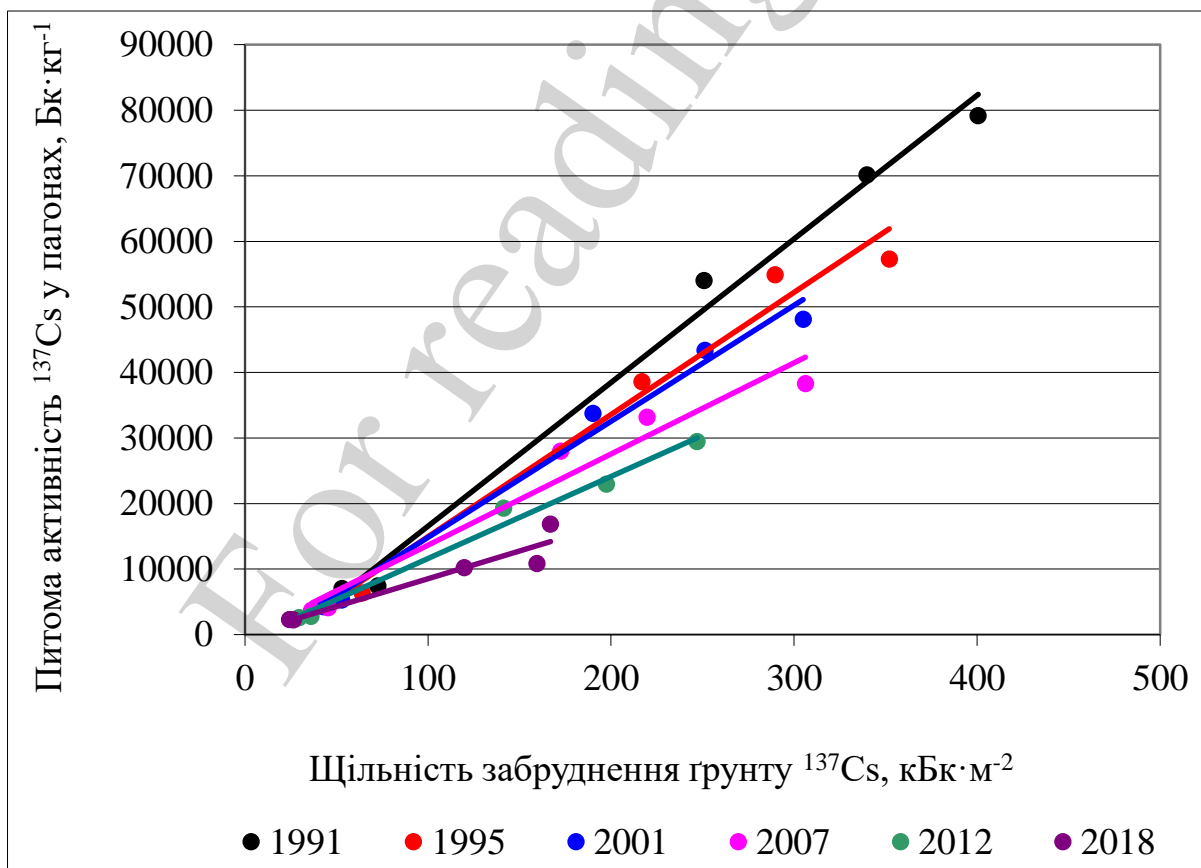


Рис. 1. Залежність питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного від щільності забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$  у різні роки після аварії на ЧАЕС

Спостерігається зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного на постійних пробних площах з роками. Тренд динаміки цього показника на постійних пробних площах відповідно описується експоненційними рівняннями (рис. 2):

- на ППП 13:  $y=3E+39e^{-0,0411x}$ ,  $R^2=0,98$ ;
- на ППП 11:  $y=1E+43e^{-0,0454x}$ ,  $R^2=0,98$ ;
- на ППП 16:  $y=3E+52e^{-0,0552x}$ ,  $R^2=0,93$ ;
- на ППП 15:  $y=1E+60e^{-0,0638x}$ ,  $R^2=0,95$ ;
- на ППП 18:  $y=5E+49e^{-0,0518x}$ ,  $R^2=0,93$ .

Отримані матеріали дозволяють вирахувати потенційні величини питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного при певних величинах щільності радіоактивного забруднення ґрунту через певний проміжок часу. Так, у 2030 р. питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного на ППП 13 складе  $1345 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , на ППП 11 –  $1320 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , на ППП 16 –  $6435 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , на ППП 15 –  $6344 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ , на ППП 18 –  $10413 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ .

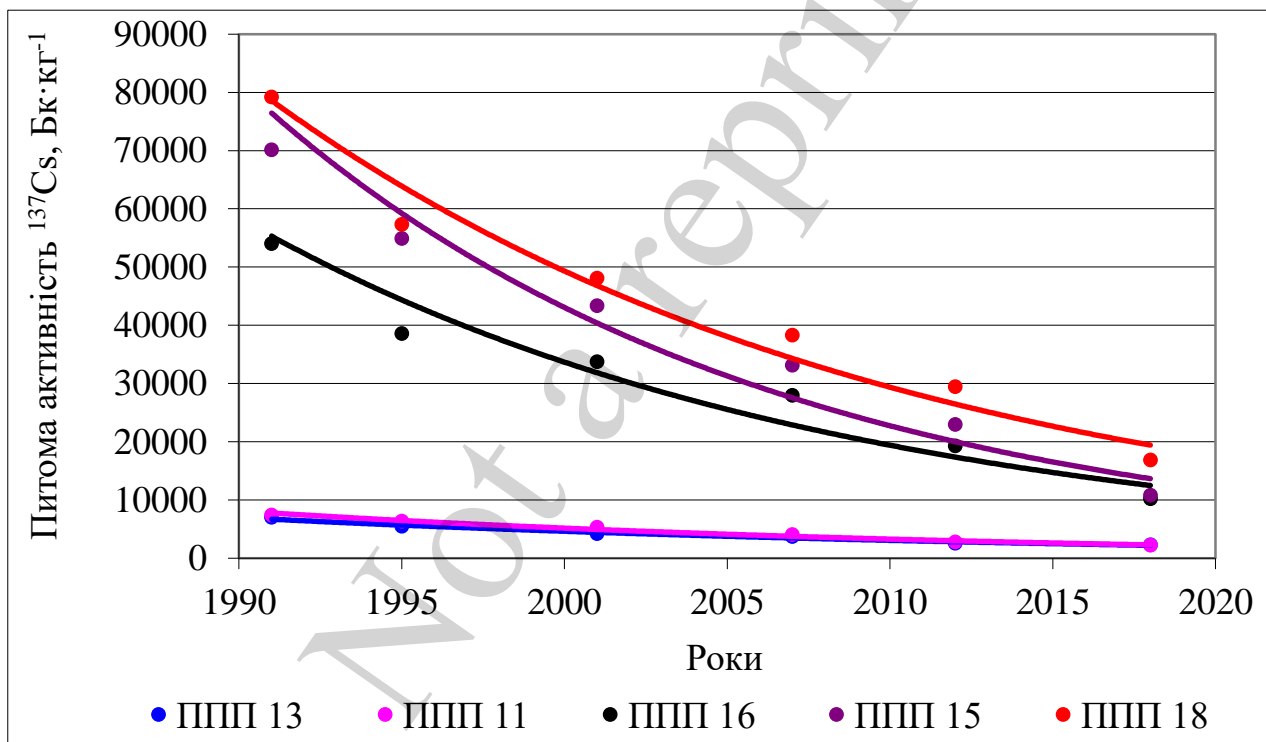


Рис. 2. Динаміка питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного у різні роки після аварії на ЧАЕС

При порівнянні отриманих розрахункових даних з гігієнічним нормативом питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у рослинній лікарській сировині, що використовується для виготовлення лікарських засобів, можна констатувати, що і у 2030 р. вміст радіонукліду ще буде перевищувати допустимі рівні ( $500 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ).

### 5. 3. Коефіцієнти переходу $^{137}\text{Cs}$ до надземної вегетативної фітомаси багна болотного

З метою оцінки інтенсивності накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у надземній вегетативній фітомасі багна болотного у різні періоди з часу аварії на ЧАЕС визначено величину коефіцієнтів переходу на кожній ППП (табл. 5). Протягом всіх років спостережень, і на всіх постійних пробних площах отримано достатньо високі значення КП. В усі роки спостережень відмічається значна варіація даного показника на постійних пробних площах:

- у 1991 р. мінімальне його значення склало  $103 \pm 11,1 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ , а максимальне  $226 \pm 47,5 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (перевищення другого над першим – 2,2 разів);
- у 1995 р. –  $105 \pm 22,6$  і  $194 \pm 20,1 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (перевищення другого над першим – 1,9 разів);
- у 2001р. –  $99 \pm 3,2$  і  $177 \pm 1,7 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (перевищення другого над першим – 1,8 разів);
- у 2007 р. –  $91 \pm 6,9$  і  $164 \pm 15,7 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (перевищення другого над першим – 1,8 разів);
- у 2012 р. –  $77 \pm 8,6$  і  $137 \pm 2,0 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (перевищення другого над першим – 1,8 разів);
- у 2018 р. –  $70 \pm 5,8$  і  $101 \pm 1,6 \text{ м}^2 \text{ кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$  (перевищення другого над першим – 1,5 разів).

Таблиця 5

Динаміка коефіцієнтів переходу  $^{137}\text{Cs}$  до надземної фітомаси багна болотного на постійних пробних площах по роках

№ ППП	Коефіцієнти переходу $^{137}\text{Cs}$ у роки, $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$					
	1991	1995	2001	2007	2012	2018
13	$133 \pm 1,3$	$114 \pm 7,3$	$101 \pm 8,0$	$102 \pm 7,7$	$90 \pm 17,2$	$95,2 \pm 6,76$
11	$103 \pm 11,1$	$105 \pm 22,6$	$99 \pm 3,2$	$91 \pm 6,9$	$77 \pm 8,6$	$88 \pm 20,3$
16	$226 \pm 47,5$	$175 \pm 29,3$	$177 \pm 1,7$	$164 \pm 15,7$	$137 \pm 2,0$	$85 \pm 5,8$
15	$208 \pm 11,7$	$194 \pm 20,1$	$173 \pm 17,1$	$150 \pm 3,9$	$116 \pm 1,6$	$70 \pm 5,8$
18	$201 \pm 22,4$	$167 \pm 11,8$	$157 \pm 2,1$	$135 \pm 8,7$	$119 \pm 3,1$	$101 \pm 1,6$

Необхідно також відмітити, що максимальні та мінімальні значення КП в певні роки не характерні для певної ППП. Це може пояснюватися комбінацією едафічних факторів, ступенем розвитку та станом кущів багна болотного на кожній з ППП, а також погодними умовами конкретного року. Втім на всіх ППП спостерігається зменшення величини КП з роками. Так, на ППП 13 це зменшення за період 1991–2018 рр. склало 1,4 разів, на ППП 11 – 1,2 разів, на ППП 16 – 2,7 разів, на ППП 15 – 3,0 разів, на ППП 18 – 2,0 разів. Різна інтенсивність зниження КП на різних ППП також може вказувати на існування певних особливостей у розвитку кущів багна болотного та у ґрунтових умовах.

Додатково було розраховано значення коефіцієнту переходу (КП) для кожного періоду спостережень по даних всіх ППП (табл. 6). Даний показник більш об'єктивно характеризує інтенсивності надходження  $^{137}\text{Cs}$  до надземної

вегетативної фітомаси багна болотного та відображає нівелювання тих екологічних факторів, які можуть впливати на відмічений процес.

Таблиця 6

Середні коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  до надземної фітомаси багна болотного на постійних пробних площах за роки спостережень

Статистики	Середні коефіцієнти переходу $^{137}\text{Cs}$ за роки, $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 10^{-3}$					
	1991	1995	2001	2007	2012	2018
<i>M</i>	174,2	150,9	141,4	128,5	107,5	87,7
<i>m</i>	15,74	12,01	9,78	8,27	6,61	4,83
<i>Std</i>	60,96	46,51	37,86	32,03	25,61	18,71
<i>V</i> , %	35,0	30,8	26,8	24,9	23,8	21,3
<i>P</i> , %	9,0	8,0	6,9	6,4	6,2	5,5
min	91,0	60,2	85,8	77,7	59,5	56,4
max	297,7	230,7	204,0	183,9	136,2	125,7

На конкретних ППП опрацьовані матеріали свідчать, що спостерігається зменшення середніх значень КП з роками: з  $174 \pm 15,7$  у 1991 р. до  $88 \pm 4,8 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1} \cdot 10^{-3}$  у 2018 р. (зменшення склало 2,0 рази). Встановлені закономірності можуть пояснюватися зменшенням вмісту  $^{137}\text{Cs}$  у заселеному кореневими системами багна болотного шарі ґрунту за рахунок його міграції до деревних порід, чагарників і кущиків. Крім того, відбулася міграція радіонуклідів за межі верхнього шару ґрунту, який відбирався для визначення щільності радіоактивного забруднення ґрунту.

## 6. Обговорення особливостей забруднення $^{137}\text{Cs}$ надземної фітомаси багна болотного після аварії на ЧАЕС

У даній статті узагальнені результати досліджень, які проводились через певні проміжки часу (4–6 років) на постійних пробних площах за досить тривалий період. На основі отриманих даних вперше здійснена кількісна оцінка багаторічних (протягом 27 років) процесів, які характеризують радіаційну ситуацію у лісових екосистемах. Завдяки наведеним в даному дослідженні результатам стає можливим прогнозування рівнів радіоактивного забруднення багна болотного, що є основою щодо його подальшого використання. Це і є перевагою даного дослідження.

Отримані результати досліджень щодо особливостей забруднення  $^{137}\text{Cs}$  надземної фітомаси багна болотного після аварії на ЧАЕС досягалися шляхом вирішення ряду завдань. Так, при дослідженні зміни щільності радіоактивного забруднення лісових ґрунтів протягом періоду спостережень було отримано такі результати. На всіх постійних пробних площах відмічено зменшення рівнів радіоактивного забруднення ґрунту (табл. 2). Дану ситуацію можна пояснити, в першу чергу, природнім розпадом радіонукліду та міграцією  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту до численних компонентів лісових екосистем. Отримані результати є основою для

подальшого вивчення динаміки вмісту радіонукліду в надземній фітомасі досліджуваного виду.

Аналізуючи закономірності зміни питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у надземній частині багна болотного, з часу аварії на ЧАЕС, відмічено поступове зменшення досліджуваного показника протягом часу спостережень (табл. 3). Так, за перші 4 роки вміст  $^{137}\text{Cs}$  у надземній частині багна болотного зменшився у 1,2–1,4 рази відповідно до ППП, а через 10 років таке зменшення було в 1,6–1,7 разів. Максимальне зменшення досліджуваного показника відмічено через 27 років після аварії та коливалось від 3,1 до 6,5 разів (відповідно до ППП). Встановлено, що величина питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у надземній вегетативній фітомасі багна болотного залежать від щільності радіоактивного забруднення ґрунту (рис. 1). Так, отримані результати свідчать, що чим вищі рівні радіоактивного забруднення ґрунту, тим більші величини вмісту радіонукліду в надземній фітомасі багна. Крім того, було розраховано потенційні величини питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного при заданих величинах щільності радіоактивного забруднення ґрунту (рис. 2). Встановлені залежності можна використовувати в практиці заготівлі даного виду в якості лікарської сировини. Проте, отримані результати свідчать, що багно болотне досі залишається інтенсивним накопичувачем радіонуклідів, тому використання в лікарських цілях навіть через 10 років є недоцільним.

З метою оцінки інтенсивності накопичення радіонукліду в надземній вегетативній фітомасі багна болотного було розраховано коефіцієнт переходу (табл. 5). В процесі вирішення даного питання встановлено, що на всіх ППП отримано високі значення коефіцієнту. Так, у 1991 році найвищі значення досліджуваного показника відмічено на ППП 16, а найменші на ППП 11. Однак у 2018 році коефіцієнт переходу на даних ППП не перевищував  $90 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1} \cdot 10^{-3}$ . Результати дослідження свідчать, що на всіх ППП спостерігається різна інтенсивність зменшення коефіцієнту переходу, що можна пов'язати з екологічними умовами зростання досліджуваного представника. Аналіз багаторічних даних щодо інтенсивності накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в олистяних пагонах багна звичайного дозволяють рекомендувати використання середнього багаторічного значення КП для порівняння інтенсивності поглинання радіонукліду різними видами. Отримана інформація, у поєднанні з даними про зміни питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у пагонах багна болотного, дозволяє розробляти рекомендації щодо його використання у конкретні роки після надходження радіонукліду до лісових екосистем.

Результати вказують, що навіть через такий тривалий період (1986–2018 рр.) з часу надходження  $^{137}\text{Cs}$  до лісових екосистем, відмічаються значні рівні радіоактивного забруднення багна болотного. Це вимагає продовження даних досліджень, а також подібних досліджень в різних типах лісорослинних умов.

## 7. Висновки

1. Протягом періоду спостережень (1991–2018 рр.) відмічається зменшення щільності радіоактивного забруднення ґрунту – у 2,1–2,7 разів, що пояснюється розпадом радіонукліду та його міграцією до компонентів лісових екосистем.

2. Встановлено, що bagno болотне належить до групи рослин, які характеризуються високим вмістом  $^{137}\text{Cs}$  у надземній вегетативній фітомасі. Протягом періоду спостережень (1991–2018 рр.) даний вміст значно перевищував допустимі рівні вмісту радіонукліду у рослинній лікарській сировині, що використовується для виготовлення лікарських засобів. На постійних пробних площах з максимальними величинами щільності радіоактивного забруднення ґрунту ( $400,5 \pm 50,73 \text{ kBк} \cdot \text{м}^{-2}$ ) у 1991 р. дане перевищення сягало 158,4 разів, у 2018 р. ( $166,9 \pm 23,56 \text{ kBк} \cdot \text{м}^{-2}$ ) – 33,7 разів.

3. Спостерігається зменшення питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  у надземній вегетативній фітомасі bagno болотного з часу аварії на Чорнобильській АЕС. Протягом періоду спостережень (1991–2018 рр.) це зменшення досягало 3,1–6,5 разів і описується рівнянням прямої лінії типу  $y=aX+b$ .

### Література

1. Краснов, В. П., Орлов, О. О., Ведмідь, М. М. (2009). Атлас рослин-індикаторів і типів лісорослинних умов Українського Полісся. Новоград-Волинський: НОВОград, 488.
2. Краснов, В. П., Орлов, О. О., Гетьманчук, А. І. (2005). Радіоекологія лікарських рослин. Житомир: Полісся, 214.
3. Доброчаева, Д. Н., Котов, М. И., Прокудин, Ю. Н. и др. (1999). Определитель высших растений Украины. Киев: Фитосоцицентр, 548.
4. Мінарченко, В. М. (2014). Ресурсознавство. Лікарські рослини. Киев: Фітосоціоцентр, 215.
5. Коніщук, В. В. (2015). Класифікація торфових боліт у розвитку і типології гелоландшафтів. Агроєкологічний журнал, 4, 22–31. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/agrog\\_2015\\_4\\_5](http://nbuv.gov.ua/UJRN/agrog_2015_4_5)
6. Cheshire, M. V., Shand, C. (1991). Translocation and plant availability of radio caesium in an organic soil. *Plant and Soil*, 134 (2), 287–296. doi: <https://doi.org/10.1007/bf00012048>
7. Bunzl, K., Schimmack, W., Krouglov, S. V., Alexakhin, R. M. (1995). Changes with time in the migration of radiocesium in the soil, as observed near Chernobyl and in Germany, 1986–1994. *Science of The Total Environment*, 175 (1), 49–56. doi: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04842-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04842-1)
8. Орлов, А. А., Курченко, И. Н., Соколова, Е. В., Жданова, Н. Н., Юрьева, Е. М. (2009). Принципиально новое трофическое взаимодействие в системе «мхи – эндофитные микромицеты – сосудистые растения» в олиготрофных лесоболотных экосистемах. Сб. мат. VII Междунар. конф. «Проблемы лесной фитопатологии и микологии». Пермь, 142–145.
9. Peterson, R. L., Massicotte, H. B., Melville, L. H. (2004). *Mycorrhizas: Anatomy and Cell Biology*. Ottawa, 173.
10. Joner, E. J., Johansen, A. (2000). Phosphatase activity of external hyphae of two arbuscular mycorrhizal fungi. *Mycological Research*, 104 (1), 81–86. doi: <https://doi.org/10.1017/s0953756299001240>
11. Ткачук, В. І. (2004). Проблеми вирощування сосни звичайної на Правобережному Поліссі. Житомир: Волинь, 464.

12. Іванюк, І. Д. (2017). Типологічна структура дубових насаджень Західно- та Центральнопільського лісогосподарського округу. Житомир: ЖДУ ім. І. Франка, 31–32.
13. Краснов, В. П., Ткачук, В. І., Орлов, О. О. (2013). Довідник спеціаліста лісового господарства. Житомир: Новоград-Волинський, 436.
14. Дмитриев, С. В., Фетисов, А. А., Перцев, В. А., Котов, Н. Н., Гринкевич, Н. И., Бакулина, Л. А. (1991). О загрязнении дикорастущих лекарственных растений цезием-137. Гигиена и санитария, 12, 51–53.
15. Грищенко, Е. Н., Гродзинский, Д. Н., Москаленко, В. Н. и др. (1990). Радионуклидная загрязненность растительного сырья в различных областях Украины после аварии на ЧАЭС. Экологические аспекты в фармации: Тез. Докл. Междунар. симп. Москва, 56.
16. Гродзинский, Д. Н., Коломиец, К. Д., Кутлахмедов, Ю. А. и др. (1991). Антропогенная радионуклидная аномалия и растения. К.: Лыбидь, 160.
17. Орлов, О. О., Долін, В. В. (2010). Біогеохімія цезію-137 у лісоболотних екосистемах Українського Полісся. К.: Наук. думка, 198.
18. Ипатьев, В. А., Булко, Н. И., Митин, Н. В., Шабалева, М. А. (2004). Гидромелиоративный метод снижения концентрации дозообразующих радионуклидов в лесных экосистемах. Проблемы радиоэкологии леса. Лес. Человек. Чернобыль, 61, 67–68.
19. Орлов, О. О., Головка, О. В. (2011). Акумуляція  $^{137}\text{Cs}$  видами трав'яно-чагарничкового ярусу лісових боліт Західного Полісся України. Лісівництво і агролісомеліорація, 118, 73–80. URL: <http://forestry-forestmelioration.org.ua/index.php/journal/issue/view/15/118-pdf>
20. Головка, О. В., Орлов, О. О. (2019). Особливості накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у фітомасі видів трав'яно-чагарничкового ярусу оліготрофних та мезотрофних боліт Західного Полісся України. Біологічні системи: теорія та інновації, 10 (3), 92–101. doi: <https://doi.org/10.31548/biologiya2019.03.092>
21. Rosén, K., Vinichuk, M., Johanson, K. J. (2009).  $^{137}\text{Cs}$  in a raised bog in central Sweden. Journal of Environmental Radioactivity, 100 (7), 534–539. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.03.005>
22. Livens, F. R., Howe, M. T., Hemingway, J. D., Goulding, K. W. T., Howard, B. J. (1996). Forms and rates of release of  $^{137}\text{Cs}$  in two peat soils. European Journal of Soil Science, 47 (1), 105–112. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01377.x>
23. Щеглов, А. И., Цветков, О. Б., Касацкий, А. А. (2011). Некоторые показатели биологического круговорота  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{39}\text{K}$  в лесных экосистемах Брянского Полесья в отдаленный период после чернобыльских выпадений. Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 3, 43–48.
24. Ипатьев, В. А. (Ред.) (1999). Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации. Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 454.
25. Ипатьев, В. А., Булко, Н. И., Митин, Н. В., Шабалева, М. А., Диденко, Л. Г. (2004). Радиоэкологический феномен лесных экосистем. Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 310.



26. Елиашевич, Н. В., Мацко, В. П., Сквернюк, И. И., Орехова, М. Г. (1998). Верховые болота – фитомиграционные радионуклидные аномалии. Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды: Тез. докл. междунар. научн. конф. Минск, 73.
27. Ipatyev, V., Bulavik, I., Baginsky, V., Goncharenko, G., Dvornik, A. (1999). Forest and Chernobyl: forest ecosystems after the Chernobyl nuclear power plant accident: 1986–1994. *Journal of Environmental Radioactivity*, 42 (1), 9–38. doi: [https://doi.org/10.1016/s0265-931x\(98\)00042-3](https://doi.org/10.1016/s0265-931x(98)00042-3)
28. Курченко, И. Н., Соколова, Е. В., Орлов, А. А. (2013). Эндофитные микроскопические грибы высших растений и их экологическая роль в биогеоценозах сфагновых болот Украинского Полесья. Микобиота Украинского Полесья. Последствия Чернобыльской катастрофы. К.: Наукова думка, 101–197.
29. Коротков, О. З., Орлов, О. О. (1999). Перерозподіл  $^{137}\text{Cs}$  по органах ягідних рослин родини Vacciniaceae S. F. в залежності від віку. Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. Наукові праці Поліської ЛНДС, 6, 62–64.