

В. П. Краснов¹, Т. В. Курбет¹, З. М. Шелест¹, О. Л. Бойко²¹ Житомирський державний технологічний університет, Житомир² Київська науково-дослідна станція Українського науково-дослідного інституту лісового господарства і агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького, Лютіж Київської областіРОЗПОДІЛ ¹³⁷Cs У ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИХ ҐРУНТАХ ЛІСІВ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Проведено дослідження щодо розподілу ¹³⁷Cs у дерново-підзолистих ґрунтах лісів Полісся України в різних типах лісорослинних умов, з використанням показників питомої активності радіонукліда та щільності радіоактивного забруднення в шарах лісової підстилки та мінеральної частини ґрунту. На основі кількісної оцінки сучасного розподілу ¹³⁷Cs у ґрунті показано роль лісової підстилки в соснових насадженнях як геохімічного бар'єра на шляху міграції радіонукліда у ґрунті, встановлено найбільшу щільність радіоактивного забруднення в гумусово-елювіальному горизонті.

Ключові слова: радіонукліди, радіоактивне забруднення ґрунту, питома активність радіонукліда, лісові насадження, дерново-підзолисті ґрунти.

Вступ

Ґрунтовий покрив лісів Полісся України досить різноманітний і знаходиться у прямій залежності від ґрунтоутворюючих і підстилаючих порід, а також від розташування на елементах мезорельєфу та глибини залягання ґрунтових вод. Утім, основний ґрунтовий фон у регіоні створюють дерново-підзолисті ґрунти з різним ступенем розвитку дернового та підзолистого процесів і різного механічного складу. У 60 - 70-ті роки минулого століття у Радянському Союзі були проведені дослідження щодо інтенсивності міграції ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr з глобальних випадань у найбільш поширених, для тих чи інших регіонів держави, ґрунтах. Дослідники встановили, що в Поліссі України та Білорусії спостерігається значна інтенсивність міграції відзначених радіонуклідів у дерново-підзолистих та оторфованих ґрунтах, а рухливість ¹³⁷Cs в них досить часто наближається до рухливості ⁹⁰Sr [1]. Виявлені закономірності пояснювали значною кислотністю ґрунтів, низьким вмістом гумусу, обмінних катіонів, глинистих частинок, але детальних досліджень у регіоні в той період не було проведено.

Після аварії на ЧАЕС дослідження з вивчення міграції основних радіонуклідів у лісових ґрунтах проводилися в Україні, Росії та Білорусі. Результати показали, що для більшості типів ґрунтів відзначаються низькі темпи вертикальної міграції ¹³⁷Cs. Так, було встановлено, що через 3 - 4 роки після аварії на ЧАЕС питома активність даного радіонукліда у верхніх шарах мінеральної частини дерново-середньопідзолистого ґрунту (на глибині 2 - 3 см) була на 1 - 2 порядки меншою порівняно з лісовою підстилкою [2]. Спостерігалось значне зменшення питомої актив-

ності ¹³⁷Cs у більш глибоких шарах ґрунту. Загальний висновок дослідників щодо вертикального розподілу питомої активності ¹³⁷Cs у лісових ґрунтах раннього післяаварійного періоду полягає в тому, що максимальні величини даного показника спостерігались у лісовій підстилці [3].

Необхідно відзначити, що лісова підстилка складається з рослинних залишків усіх рослин, що входять до складу фітоценозу на певній площі. У соснових насадженнях, які домінують у Поліссі України, формується потужна лісова підстилка (до 10 - 15 см), що складається головним чином із хвої. Це спричинено тим, що дані рослинні залишки досить повільно мінералізуються. Для повного розкладу лісової підстилки в чистих соснових насадженнях необхідно 8 - 10 років. У таких насадженнях вертикальне переміщення радіонуклідів у ґрунті буде дуже повільним. У той же час при збільшенні частки листяних деревних порід у складі соснових насаджень інтенсивність розкладу лісової підстилки зростає, що призводить до підвищення рухливості радіонуклідів. У чистих листяних насадженнях рослинні залишки мінералізуються протягом 1 - 2 років.

Значна увага приділялася дослідженню перерозподілу ¹³⁷Cs в окремих фракціях лісової підстилки, яку в лісівництві розділяють на сучасний (свіжий) опад, напіврозкладений та розкладений (гуміфікований) шари. Ці дослідження мають принципове значення для розуміння механізмів перерозподілу радіонуклідів у ґрунті та їхньої міграції в рослини. Було виявлено, що інтенсивність міграції радіонуклідів значно варіює залежно від типу, товщини та будови лісової підстилки. Найбільшу кількість радіонуклідів затримують потужні лісові підстилки хвойних лісів, а найменшу – листяних лісів [4].

У радіоекології лісу для порівняння ґрунтових умов використовується лісова типологія, в основі якої лежить тип умов місцезростання, який у свою чергу характеризується певним багатством та вологістю ґрунту. Дослідження, проведені через 10 - 15 років після аварії на ЧАЕС, виявили, що у більш багатих умовах сугрудів відбулося більш швидке переміщення радіонуклідів із лісової підстилки до мінеральної частини ґрунту, ніж у борах і суборах [5]. Порівняння темпів міграції ^{137}Cs у ґрунтах свіжих суборів і сугрудів показало, що основна кількість радіонукліда сконцентрована у верхніх (8 см) шарах ґрунту [6].

В останні 5 - 10 років дослідження щодо міграції радіонуклідів у лісових ґрунтах практично припинились. У той же час вони мають важливе теоретичне та практичне значення, оскільки поглиблюють наші знання про перерозподіл радіоактивних елементів у лісових екосистемах у часі, а також дають змогу прогнозувати рівні радіоактивного забруднення продукції лісового господарства.

Об'єкти та методи

Дослідження проводились у віддалений період з часу аварії на ЧАЕС (2012 р.) на постійних пробних площах (ППП) у лісових масивах Житомирського Полісся на території ДП «Лугинське ЛГ». Вони розташовані на рівнинних, дещо понижених площах у різних лісових кварталах. Горизонтальна міграція радіонуклідів на дослідних ділянках відсутня. ППП-68 розташована у вологому бору (A_3), ППП-61 – у вологому суборі (B_3), ППП-88 – у вологому сугруді (C_3). Таким чином, дослідні ділянки характеризувались однаковою вологістю ґрунту і різним його багатством.

Характеристика ППП-68. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту становить $342,26 \text{ кБк/м}^2$. На пробній площі зростає 55-річний сосновий ліс із зімкнутістю крон 0,8. Трав'яно-чагарничковий ярус з проективним покриттям 65 - 70 %. Співдомінують у ньому чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), верес звичайний (*Calluna vulgaris* (L.) Hull.). Моховий ярус з проективним покриттям 90 - 95 %. У ньому переважають дикран багатоніжковий (*Dicranum polysetum* Sw.), плеуроцій Шребера (*Pleurozium schreberi*). Асоціація – сосновий ліс чорнично-зеленомошний.

Ґрунт – дерново-середньопідзолистий, піщаний, на водно-льодовикових відкладах. Лісова підстилка потужністю до 15 см. У мінеральній частині ґрунту чітко виділяються горизонти: гумусово-елювіальний темно-сірого кольору;

елювіальний білого кольору, потужністю 8 - 10 см; ілювіальний коричневого кольору, суглинистий, потужністю 6 - 8 см. Материнська порода починалася з глибини 80 - 85 см.

Характеристика ППП-61. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту становить $252,54 \text{ кБк/м}^2$. На пробній площі зростає 60-річний сосновий ліс із зімкнутістю крон 0,9. Трав'яно-чагарничковий ярус з проективним покриттям 55 - 60 %. Основну роль у формуванні цього ярусу відіграють чорниця, брусниця, верес звичайний, буяхи (*Vaccinium uliginosum* L.), багно болотне (*Ledum palustre* L.), молінія голуба (*Molinia caerulea* L.), хвощ лісовий (*Equisetum sylvaticum* L.), перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.). Моховий ярус з проективним покриттям 95 - 98 %. У ньому співдомінують дикран багатоніжковий і плеврозій Шребера. Асоціація – сосновий ліс чорнично-зеленомошний.

Ґрунт – дерново-середньопідзолистий, піщаний, на водно-льодовикових відкладах. Лісова підстилка потужністю до 15 см. У мінеральній частині ґрунту виділяються горизонти: гумусово-елювіальний темно-сірого кольору; елювіальний майже білий, піщаний, потужністю 8 - 10 см; ілювіальний коричневого кольору, суглинистий, потужністю 6 - 8 см. Материнська порода починалася з глибини 80 - 85 см.

Характеристика ППП-88. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту $421,93 \text{ кБк/м}^2$. На пробній площі зростає 65-річний сосново-дубовий ліс (склад насадження: 7Д3С3+Бп+Ос) із зімкнутістю крон 0,8. Підріст середньої густоти, нерівномірний, зімкнутістю 0,2 - 0,4. Підлісок поодинокий, до 1,5 м заввишки, утворений крушиною ламкою (*Frangula alnus* Mill.), горобиною звичайною (*Sorbus aucuparia* L.) та ліщиною звичайною (*Corylus avellana* L.). Трав'яно-чагарничковий ярус, із загальним проективним покриттям 70 - 75 %, складається з орляка звичайного (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.), молінії голубої, буквиці лікарської (*Betonica officinalis* L.), дзвоників кропиволистих (*Campanula trachelium* L.), конвалії звичайної (*Convallaria majalis* L.), кадила сарматського (*Melittis sarmatica* Klok.), перлівки пониклої (*Melica nutans* L.), косяниці (*Rubus saxatilis* L.), суниці лісової (*Fragaria vesca* L.), осоки гірської (*Carex montana* L.), перстача білого (*Potentilla alba* L.). Асоціація – сосново-дубовий ліс конвалієво-різнотравний.

Ґрунт – багата відміна дерново-середньопідзолистого, супіщаного, на флювіо-гляціальних відкладах. Ґрунтовий профіль складається з горизонтів: лісова підстилка, потужністю 0 - 3 см; гумусово-елювіальний, потужністю 0 - 20 см, темно-сірий, супіщаний, перехід до наступного

горизонту хвилястий, з численними затоками; елювіальний, виражений нечітко, потужністю 20 - 25 см, жовто-світло-коричневий, зв'язно-піщаний, безструктурний; ілювіальний, потужністю 25 - 40 см, світло-залізисто-коричневий, супіщаний; материнська порода глибше 40 см, – жовтий, легкий, свіжий супісок із численними залізистими новоутвореннями.

Пробні площі (розміром 100 × 100 м) закладались за стандартною методикою [7]. На кожній пробній площі викопувались 3 ґрунтові профілі, на яких здійснювався опис горизонтів і відбір зразків ґрунту 2-сантиметровими шарами спеціальним відбірником зразків. Відбірник мав площу 500 см² (25 × 20 см) з боковими захисними щитками, що перешкождали надходженню ґрунту з верхніх шарів до зразка. Площа відбору, маса відбраного зразка (товщиною 2 см) та визначена в ньому питома активність радіонукліда використовувались у подальшому для обчислення щільності радіоактивного забруднення ґрунту кожного

його шару. Відібрані зразки висушувались у термостатах при температурі 105 °С, у подальшому перемішувались й аналізувались на спектроаналізаторах СЕГ-005-АКП зі сцинтиляційними детекторами БДЕГ-20-Р1 та БДЕГ-20-Р2.

Результати та обговорення

Динаміка величини питомої активності ^{137}Cs у різних шарах лісової підстилки для всіх досліджуваних типів лісорослинних умов має одну й ту ж тенденцію – відбувається збільшення даного показника з глибиною (табл. 1). Так, перевищення її величини в напіврозкладеному шарі над нерозкладеним сягає 3,4 - 9,3 раза (залежно від типу лісорослинних умов), розкладеного над нерозкладеним – 7,0 - 13,4 раза. Однак показник питомої активності ^{137}Cs у шарах лісової підстилки не зовсім об'єктивно характеризує вертикальну міграцію радіонукліда. Це пояснюється різною щільністю окремих шарів ґрунтового профілю та їхніми різними об'ємами на одиниці площі.

Таблиця 1. Розподіл питомої активності та щільності радіоактивного забруднення ^{137}Cs в шарах лісової підстилки у вологих борах (Аз) на ППП-68, субборах (Вз) на ППП-61, сугрудах (Сз) на ППП-88

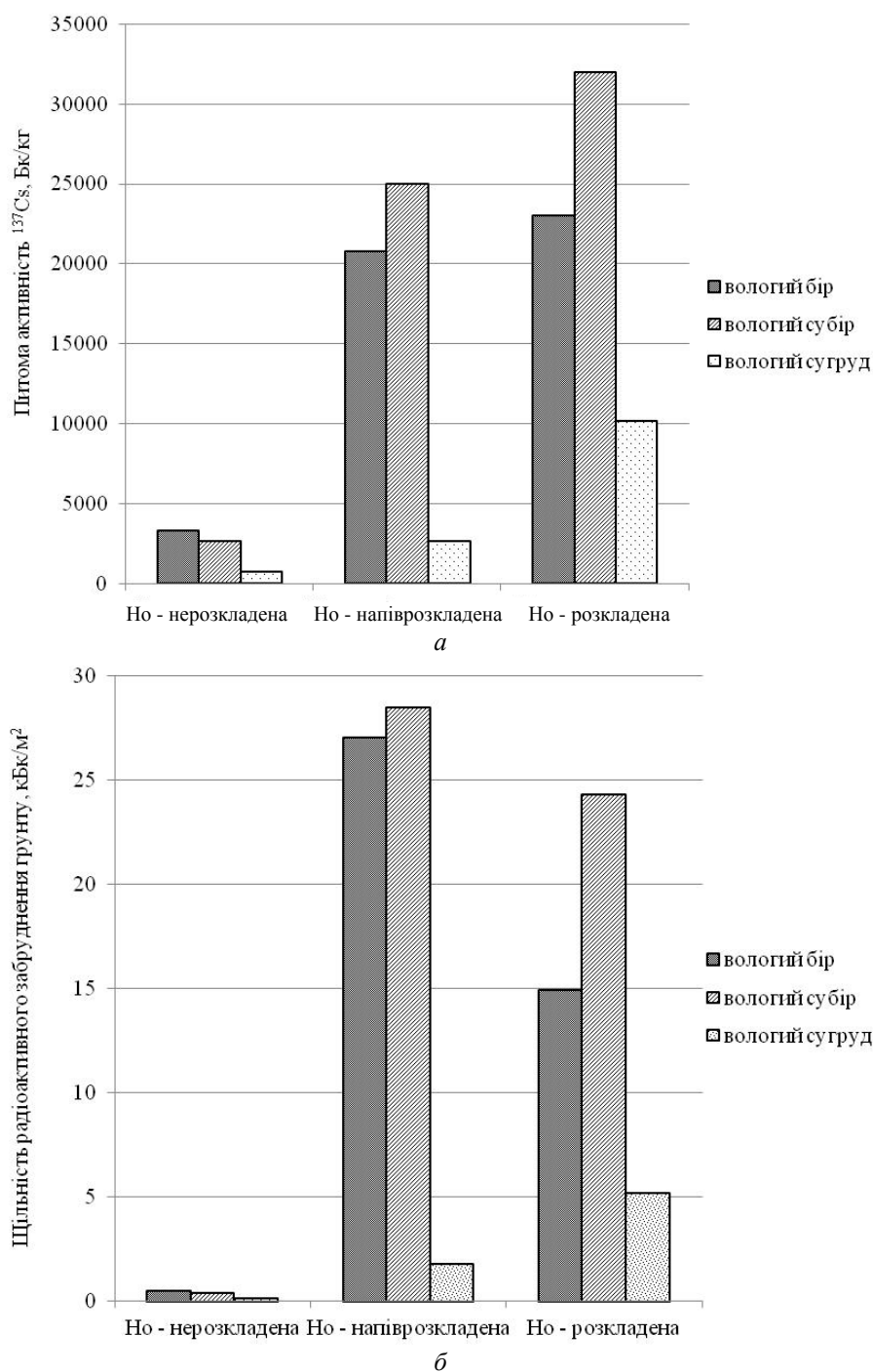
№ ППП	Шар лісової підстилки	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	Щільність радіоактивного забруднення ^{137}Cs	
			кБк/м ²	%
68	Но - нерозкладений	3300 ± 155	0,50	1,18
	Но - напіврозкладений	20800 ± 2767	27,04	63,64
	Но - розкладений	23000 ± 2074	14,95	35,18
	Усього	20231*	42,49	100
61	Но - нерозкладений	2664 ± 181	0,43	0,81
	Но - напіврозкладений	25000 ± 3041	28,50	53,52
	Но - розкладений	32000 ± 2940	24,32	45,67
	Усього	25848*	53,25	100
88	Но - нерозкладений	763 ± 80	0,16	2,23
	Но - напіврозкладений	2652 ± 300	1,80	25,11
	Но - розкладений	10210 ± 1000	5,21	72,66
	Усього	5122*	7,17	100

* Розраховані значення.

Більш об'єктивним показником, у сенсі констатації темпів вертикального переміщення радіонуклідів у ґрунті, є щільність радіоактивного забруднення (сумарна або валова активність радіонукліда) в певному його шарі (рисунок). У вологих борах і субборах, які характеризуються наявністю потужних лісових підстилок, спостерігається найбільший відсоток активності ^{137}Cs (від загальної в лісовій підстилці) в напіврозкладеному шарі. У борах даний відсоток становить 63,7 %, у субборах – 53,52 %. У вологих сугрудах максимальна активність відзначається в розкладеному шарі – 72,62 %. Необхідно також підкреслити, що верхні шари лісової підстилки характеризуються найменшим вмістом радіонукліда,

що вказує на зниження темпів його надходження до лісових рослин взагалі й сосни звичайної безпосередньо.

У ґрунтах усіх типів лісорослинних умов, які ми розглядаємо, у сучасний період спостерігається значне переміщення ^{137}Cs з лісової підстилки до мінеральної частини ґрунту (табл. 2 - 4). Так, у вологих борах 87,59 % сумарної активності ^{137}Cs у ґрунті сконцентровано в мінеральній його частині, у вологих субборах – 78,91 % і у вологих сугрудах – 98,30 %. Відзначається, що в найбільш багатих ґрунтових умовах вологого сугруду в мінеральній частині ґрунту сумарна активність становить найбільший відсоток. Це пояснюється тим, що у складі лісового насадження



Питома активність (а) та щільність радіоактивного забруднення (б) ^{137}Cs у шарах лісової підстилки.

даного типу лісорослинних умов переважають листяні деревні породи, листяний опад яких досить швидко мінералізується. Дані обставини прискорюють темпи переміщення ^{137}Cs з лісової підстилки до гумусово-елювіального горизонту мінеральної частини ґрунту. Таким чином, можна констатувати, що тільки в соснових насадженнях Полісся України лісова підстилка стає геохімічним бар'єром на шляху міграції радіонуклідів у лісових екосистемах у перші 10 - 15 років після їхнього надходження на поверхню ґрунту.

У той же час нині саме в лісовій підстилці відзначається найбільші величини питомої активності ^{137}Cs . У вологих суборах середня (розрахована) питома активність радіонукліда становить 20231 Бк/кг, у вологих суборах – 25848 Бк/кг, у вологих сугрудах – 5122 Бк/кг, проти середньої питомої активності ^{137}Cs для всіх досліджених шарів мінеральної частини ґрунту 717, 442 та 997 Бк/кг (відповідно до типів лісорослинних умов).

Таблиця 2. Розподіл питомої активності та щільності радіоактивного забруднення ^{137}Cs у шарах ґрунту вологого бору (Аз) на ППП-68

Шар ґрунту	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	Щільність радіоактивного забруднення	
		кБк/м ²	%
Лісова підстилка	20231*	42,49	12,41
Но - нерозкладена	3300 ± 155	0,50	0,15
Но - напіврозкладена	20800 ± 2767	27,04	7,90
Но - розкладена	23000 ± 2074	14,95	4,36
Мінеральні шари ґрунту, см	717*	299,77	87,59
HE 0 – 2	10741 ± 1140	146,08	42,68
HE 2 – 4	2876 ± 312	56,95	16,64
HE 4 – 6	933 ± 46	22,95	6,71
HE 6 – 8	570 ± 77	15,50	4,53
HE 8 – 10	434 ± 52	12,15	3,55
E 10 – 12	372 ± 39	10,64	3,11
E 12 – 14	336 ± 16	9,81	2,87
E 14 – 16	220 ± 15	6,42	1,88
E 16 – 18	142 ± 10	4,14	1,21
EI 18 – 20	112 ± 12	3,25	0,95
EI 20 – 22	70 ± 6	2,24	0,65
EI 22 – 24	105 ± 13	3,57	1,04
EI 24 – 26	74 ± 7	2,34	0,68
EI 26 – 28	67 ± 7	2,21	0,65
EI 28 – 30	52 ± 6	1,52	0,44
Усього	–	342,26	100,00

* Розраховані значення.

Таблиця 3. Розподіл питомої активності та щільності радіоактивного забруднення ^{137}Cs у шарах ґрунту вологого субору (Вз) на ППП-61

Шар ґрунту	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	Щільність радіоактивного забруднення	
		кБк/м ²	%
Лісова підстилка	25848*	53,25	21,09
Но - нерозкладена	2664 ± 181	0,43	0,17
Но - напіврозкладена	25000 ± 3041	28,50	11,28
Но - розкладена	32000 ± 2940	24,32	9,64
Мінеральні шари ґрунту, см	442*	199,29	78,91
HE 0 – 2	4189 ± 297	89,64	35,49
HE 2 – 4	1620 ± 210	41,47	16,41
HE 4 – 6	837 ± 70	23,27	9,21
HE 6 – 8	434 ± 34	11,80	4,67
HE 8 – 10	233 ± 22	7,32	2,90
E 10 – 12	147 ± 16	4,70	1,87
E 12 – 14	131 ± 11	4,06	1,61
E 14 – 16	113 ± 7	3,46	1,37
E 16 – 18	83 ± 8	2,47	0,98
EI 18 – 20	66 ± 8	1,98	0,78
EI 20 – 22	70 ± 7	2,34	0,93
EI 22 – 24	62 ± 8	2,21	0,88
EI 24 – 26	52 ± 3	1,62	0,64
EI 26 – 28	53 ± 6	1,71	0,68
EI 28 – 30	39 ± 3	1,24	0,49
Усього	–	252,54	100,00

* Розраховані значення.

Таблиця 4. Розподіл питомої активності та щільності радіоактивного забруднення ^{137}Cs у шарах ґрунту вологого сугруду (Сз) на ППП-88

Шар ґрунту	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	Щільність радіоактивного забруднення	
		кБк/м ²	%
Лісова підстилка	5122*	7,17	1,70
Но - нерозкладена	763 ± 80	0,16	0,04
Но - напіврозкладена	2652 ± 300	1,80	0,43
Но - розкладена	10210 ± 1000	5,21	1,23
Мінеральні шари ґрунту, см	997*	414,76	98,30
HE 0 – 2	7884 ± 800	197,45	46,79
HE 2 – 4	4982 ± 500	129,52	30,70
HE 4 – 6	1600 ± 160	41,63	9,86
HE 6 – 8	850 ± 80	22,13	5,25
HE 8 – 10	271 ± 30	7,06	1,67
HE 10 – 12	180 ± 20	4,85	1,15
HE 12 – 14	62 ± 6	1,68	0,40
HE 14 – 16	75 ± 8	2,10	0,50
HE 16 – 18	57 ± 6	1,60	0,38
HE 18 – 20	49 ± 5	1,40	0,33
EI 20 – 22	37 ± 4	1,11	0,26
EI 22 – 24	49 ± 5	1,43	0,34
EI 24 – 26	44 ± 4	1,30	0,31
I 26 – 28	31 ± 3	0,91	0,22
I 28 – 30	20 ± 2	0,59	0,14
Усього	–	421,93	100,0

* Розраховані значення.

Відомо, що гумусово-елювіальний горизонт містить найбільшу кількість гумусу, який надходить із лісової підстилки та кореневих систем лісових рослин, а також рухливих форм хімічних елементів, які є елементами живлення рослин і вимиваються в більш глибокі шари ґрунту. Зазвичай потужність даного горизонту ґрунту зростає в більш багатих типах лісорослинних умов. На наших пробних площах у вологих борах і субборах вона становила 10 см, а в достатньо багатих умовах вологих сугрудів – 20 см. Виявилось, що в усіх типах лісорослинних умов саме в гумусово-елювіальному горизонті сконцентрована найбільша активність ^{137}Cs : у вологих борах – 74,11 %, вологих субборах – 68,72 % і вологих сугрудах – 97,27 %. Але потужність даного горизонту ґрунту нині не відіграє суттєвої ролі, оскільки й у більш багатих вологих сугрудах сумарна активність не розподіляється у всьому 20-см шарі, а сконцентрована головним чином у 10-см шарі (94,51 %), як і у менш багатих умовах. Проте можна констатувати, що у ґрунтах усіх типів лісорослинних умов, які ми вивчали, найбільш

значуща величина сумарної активності радіонукліда простежується в невеликому шарі гумусово-елювіального горизонту потужністю 4 см.

Висновки

1. Через 26 років після аерального забруднення лісових екосистем аварійними викидами ЧАЕС спостерігається найбільша сумарна активність ^{137}Cs у 10-см шарі гумусово-елювіального горизонту ґрунту у всіх типах лісорослинних умов. Це створює сприятливі умови до залучення ^{137}Cs до біологічного кругообігу в лісових екосистемах, оскільки основна кількість коренів лісових рослин і міцелію грибів знаходиться у верхніх шарах ґрунту.

2. Лісова підстилка є геохімічним бар'єром на шляху міграції ^{137}Cs у лісових ґрунтах тільки чистих або мішаних (з перевагою сосни у складі) соснових насаджень. У теперішній час вона характеризується найбільшими величинами питомої активності ^{137}Cs , але, завдяки невеликій масі на одиниці площі, невеликою сумарною активністю радіонукліда.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Павлоцкая Ф.И., Тюрюканова Э.Б. Миграция искусственных радионуклидов в природных биогеоценозах // Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. - Сыктывкар, 1976. - С. 30 - 45.
2. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое изучение почвенно-растительного покрова сопряженных участков ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС // Экология. - 1990. - № 3. - С. 30 - 35.
3. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах европейской части СНГ // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1996. - Т. 36, вып. 4. - С. 469 - 478.
4. Краснов В.П. Радиоэкология лісів Полісся України: монографія. - Житомир: Волинь, 1998. - 112 с.
5. Краснов В.П., Орлов А.А., Бузун В.А. и др. Прикладная радиоэкология леса: монография / Под ред. В. П. Краснова. - Житомир: Полісся, 2007. - 680 с.
6. Шитюк К.В., Орлов О.О., Мельничук С.Д. Порівняльна оцінка розподілу ^{137}Cs в екосистемах соснових та сосново-дубових лісів Українського Полісся // Ядерна фізика та енергетика. - 2010. - Т. 11, № 4. - С. 74 - 80.
7. Лавренко Е.М. Основные закономерности растительных сообществ и пути их изучения / Под общ. ред. Е. М. Лавренко и А. А. Корчагина. Т. III. - М. - Л.: Наука, Ленинградское отд., 1959. - С. 13 - 70.

В. П. Краснов¹, Т. В. Курбет¹, З. М. Шелест¹, А. Л. Бойко²

¹ Житомирский государственный технологический университет, Житомир

² Киевская научно-исследовательская станция Украинского научно-исследовательского института лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г. Н. Высоцкого, Лютеж Киевской области

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{137}Cs В ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВАХ ЛЕСОВ ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ

Исследовано распределение ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах лесов Полесья Украины в различных типах лесорастительных условий. Анализировались показатели удельной и суммарной активности радионуклида в слоях лесной подстилки и минеральной части почвы. На основе количественной оценки современного распределения ^{137}Cs в почве сосновых насаждений признана роль лесной подстилки как геохимического барьера на пути миграции радионуклидов в почве. Установлено наибольшую суммарную активность радионуклида в гумусово-элювиальном горизонте.

Ключевые слова: радионуклиды, радиоактивное загрязнение почвы, удельная активность радионуклидов, лесные насаждения, дерново-подзолистые почвы.

V. P. Krasnov¹, T. V. Kurbet¹, Z. M. Shelest¹, A. L. Boyko²

¹ Zhytomyr State Technological University, Zhytomyr

² Kyiv Research Station of the Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. N. Vysotsky, Lyutezh, Kyiv region

 ^{137}Cs DISTRIBUTION IN SOD-PODZOL FOREST SOIL OF UKRAINIAN POLISSIA

^{137}Cs distribution in sod-podzol forest soil of Ukrainian Polissia in different types of forest condition is studied. Rates of specific and total radionuclide's activity in the layers of forest floor and in the mineral part of soil are analyzed. According to the qualitative study of ^{137}Cs distribution in the soil of pine plantation the forest floor is considered to be the geochemical barrier for the migration of radionuclides into soil. The highest total radionuclide activity in humus-eluvial horizon is observed.

Keywords: radionuclides, soil radioactive contamination, radionuclides' specific activity, forest plantation, sod-podzol soils.

REFERENCES

1. Pavlotskaya F.I., Tyuryukanova E.B. // Problemy radioekologii i biologicheskogo dejstviya malyx doz ioniziruyushchej radiatsii. - Syktyvkar, 1976. - P. 30 - 45. (Rus)
2. Molchanova I.V., Karavaeva E.N., Kulikov N.V. // Ekologiya. - 1990. - No. 3. - P. 30 - 35. (Rus)
3. Shcheglov A.I., Tikhomirov F.A., Tsvetnova O.B. et al. // Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya. - 1996. - Vol. 36, Iss. 4. - P. 469 - 478. (Rus)
4. Krasnov V.P. Radioecology of forests in Ukrainian Polissia: monograph. - Zhytomyr: Volyn, 1998. - 112 p. (Ukr)
5. Krasnov V.P., Orlov A.A., Buzun V.A. et al. Applied forest radioecology: monograph / Ed. V. P. Krasnov. - Zhytomyr: Polissya, 2007. - 680 p. (Rus)
6. Shytyuk K.V., Orlov O.O., Mel'nychuk S.D. // Nucl. Phys. At. Energy. - 2010. - Vol. 11, No. 4. - P. 74 - 80. (Ukr)
7. Lavrenko E.M. Basic laws of plant communities and methods of studying / Ed. E. M. Lavrenko and A. A. Korchagin. Vol. III. - Moskva - Leningrad: Nauka, 1959. - P. 13 - 70. (Rus)

Надійшла 29.04.2015

Received 29.04.2015