

**Зібцев С.В.,**

*кандидат біологічних наук*

**Зібцева О.В.,**

*кандидат сільськогосподарських наук*

Старопетрівська лісова науково-дослідна станція, с. Лютиж Київської обл.

## **Особливості розподілу $^{137}\text{Cs}$ та $^{90}\text{Sr}$ в лісових ґрунтах головних типів лісорослинних умов зони відчуження ЧАЕС та їх переходу у лісоутворюючі види**

Необхідною умовою реабілітації забруднених радіонуклідами лісових земель є достовірна інформація про поточний розподіл радіонуклідів в лісовій екосистемі (ґрунт, фітоценоз) і коротко- та довгострокові прогнози його зміни. Наявність такої інформації та відповідних прогнозів дозволить оцінити можливості використання продукції лісового господарства, проектувати та планувати реабілітаційні заходи.

Вивченні ролі лісотипологічних умов в процесах міграції радіонуклідів лісовій екосистемі після аварії приділялося відносно мало уваги - першочерговою метою досліджень було виявлення критичних по швидкості міграції радіонуклідів компонентів дендроценозів та оцінка накопичувальної здатності лісу як окремого компоненту ландшафту [1-3]. Вплив типологічних умов на міграцію радіонуклідів можливо було оцінити тільки по результатам досліджень впливу на міграцію окремих типологічних чинників - вологості та трофності ґрунту. Радіоекологічними дослідженнями було встановлено, що коефіцієнти переходу радіонуклідів із ґрунту в деревні рослини збільшуються з підвищенням вологості в 2-4 рази [4, 5]. Збільшення накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах лісових насаджень зафіксовано в ряду: автоморфні – напівгідроморфні – гідроморфні ґрунти [6-9]. В той же час, результати отримані для авто- та гідроморфних ґрунтів не могли бути використані при ведення лісового господарства в забруднених зонах, що вимагало проведення більш детальних досліджень на основі лісівничої класифікації. Формування зон з різним складом випадін (паливні, паливно-конденсаційні, конденсаційні) [10] вимагало також регіональної прив'язки таких досліджень.

В Республіці Білорусь лісотипологічні дослідження проводилися Інститутом лісу та Інститутом експериментальної ботаніки АН Білорусі [11-13]. Лісорослинні умови при цьому характеризувалися на основі фітоценологічної класифікації В.М.Сукачова. Головна увага в дослідженнях приділялась вивченню змін накопичення радіонуклідів в компонентах фітоценозу (деревні породи та їх органи, підлісок, трав'янистий покрив) за градієнтом щільності забруднення ґрунту. Велика увага приділена порівняльній характеристиці накопичення радіонуклідів в головних лісоутворюючих породах.

На Україні типологічні особливості міграції радіонуклідів вивчались в Житомирському та Київському Поліссі науковими лабораторіями Поліської ЛНДС та Старопетрівської ЛНДС. Зокрема, в роботах [14-16] представлені дані про накопичення цезію в сосні в умовах А<sub>1-4</sub>, В<sub>2-4</sub>, С<sub>3</sub> по Житомирській області, а в роботі [17] дані про накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в головних типах лісорослинних умов (А<sub>2</sub>, В<sub>1-3</sub>, С<sub>2-3</sub>, D<sub>2</sub>) Київської та Чернігівської областей. При цьому в літературі недостатньо даних про накопиченню  $^{90}\text{Sr}$ .

Регіон зони відчуження - один з найкраще вивчених з точки зору радіоекологічної ситуації в лісах. При цьому, найбільша увага приділялася вивченню міграції радіонуклідів в лісових ґрунтах [18], динаміки перерозподілу радіонуклідів в системі "ґрунт-рослина"[9], накопичення радіонуклідів окремими компонентами лісового фітоценозу [19, 20], стану опромінених лісових насаджень [21]. В той же час, дослідження міграції радіонуклідів в рамках української типологічної класифікації в зоні відчуження представлені тільки однією роботою [22], де охоплені борові та суборові типи умов. Формування специфічної радіаційної, лісівничої і типологічної ситуації в зоні відчуження, відмінної від такої поза зоною з одного боку, та недостатньо повна інформація по типологічним аспектам проблеми вимагають додаткових досліджень.

Вивчення особливостей розподілу радіонуклідів в лісових насадженнях та ґрунтах головних типів лісу здійснювалось в рамках комплексного радіоекологічного моніторингу лісів зони відчуження в 1997 році. Моніторинг лісів зони проводиться з 1994 року за спеціально розробленою методикою і включає як оцінку поточного стану лісів (за технологією моніторингу лісу ICP Forest), так і вивчення розподілу та міграції радіонуклідів в головних типах лісу зони відчуження. Метою даних досліджень було: 1) вивчення розподілу  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в ґрунтового профілі головних типів умов місцезростання зони відчуження; 2) вивчення особливостей переходу та розподілу радіонуклідів в лісоутворюючі види.

Методика робіт полягала в закладці радіоекологічних пробних площ, у вибраних типах лісу, відбору зразків рослинності, ґрунту і їх аналізі на вміст  $^{137}\text{Cs}$  й  $^{90}\text{Sr}$ . Лісова підстилка відбиралася в точках відбору зразків ґрунту площадками 0,5x0,5 м із застосуванням металічної рамки і розділялася

на три шари (A<sub>0</sub>L, A<sub>0</sub>F, A<sub>0</sub>H). Проби ґрунту бралися циліндричними пробовідбірниками до глибини 20 см, а совковими - до глибини 50 см. Кожний шар ґрунту представлений змішаним з 10 точок зразком з площі відбору 50х50м. Для відбору зразків фітомаси відбиралися три модельні дерева головних лісоутворюючих порід та одне модельне дерево супутніх порід, з яких робилися змішані зразки по компонентам фітомаси. Більш докладно методика викладена в [23].

Вибір об'єктів досліджень здійснювався у відповідності до лісотипологічної структури лісового фонду зони відчуження з метою охоплення найбільш поширених типів умов місцезростання, побудови рядів трофності та вологості. Пробні площі розміщувалися поряд з постійними пунктами нагляду мережі моніторингу лісів зони відчуження на західному сліді аварії на відстані 7-15 км від ЧАЕС.

Важливою проблемою при проведенні радіаційно-типологічних досліджень є достовірність визначення типу лісорослинних умов на пробній площі. Звичайно тип умов визначається дослідниками на основі декількох критеріїв – даних таксаційного опису, окомірної оцінки складу та рясності видів трав'янистого покриву, іноді опису ґрунту. Переважання якісних оцінок може привести до похибки у визначенні індексу трофності або вологості екотопу. Оскільки мережа моніторингу розрахована на багаторічну експлуатацію, а первинна інформація або так звана "точка відліку" повинна бути максимально достовірною, при закладці пунктів моніторингу співробітниками Інституту Ботаніки НАН були проведені кількісні дослідження трав'янистого покриву на пробних площах і визначені типи лісорослинних умов по шкалі Алексеева-Погребняка на основі аналізу видів-індикаторів [24]. П.С.Погребняк визнавав цей метод визначення типу умов найбільш точним. Характеристика та місцезнаходження деревостанів та типів умов наведена в таблиці 1. Підбір об'єктів досліджень, який включає все типологічне розмаїття регіону дає змогу оцінити загальну картину розподілу радіонуклідів по профілю лісових ґрунтів в зоні відчуження.

Таблиця 1

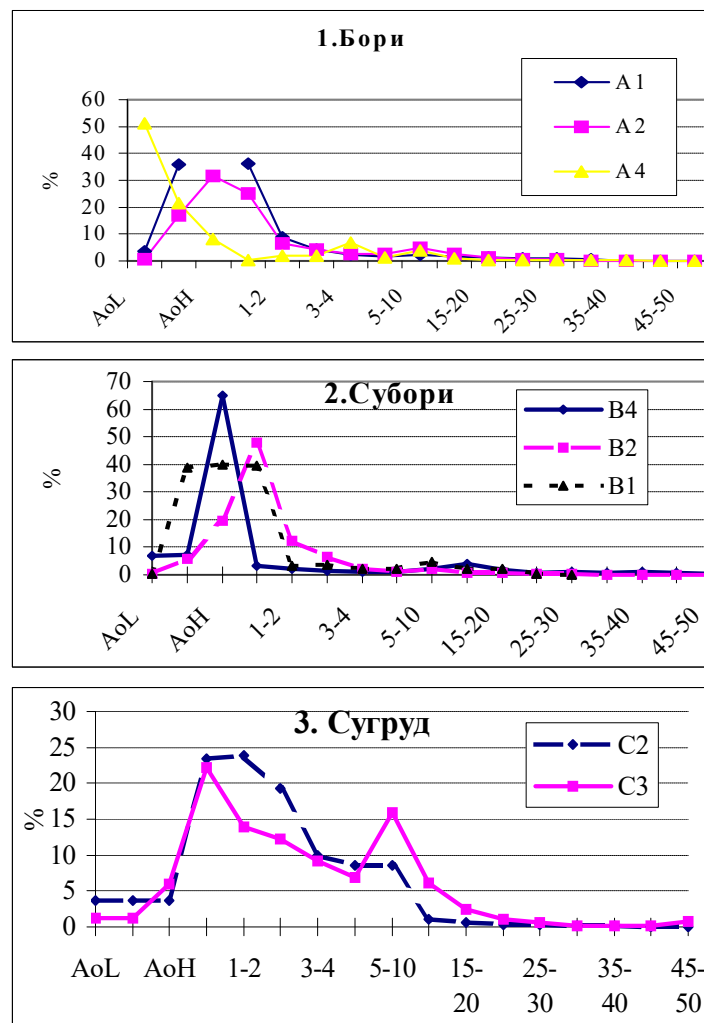
Лісівничо-типологічна характеристика об'єктів досліджень

ППН	Лісництво, квартал	Склад деревостану	ТУМ /тип лісу за П.С. Погребняком	Тип лісу (за В.М. Сукачовим)
49	Корогодське, 130	10С	Сухий бір / сосняк лишайниковий	А <sub>1</sub> Сосновий ліс овечокострицево-зеленомоховий
30	Старошепелицьке 190	10С	Свіжий бір / сосняк зеленомоховий	А <sub>2</sub> Сосновий ліс зеленомоховий
25	Луб'янське, 6	6С2Ос1Бп1Влч	Мокрий бір / сосняк довгомошниковий	А <sub>4</sub> Пухнастоберезово-дубово-сосновий ліс пухнасто-плодоосоково-сфагновий
67	Опачицьке, 60	10С+Дч	Сухий суббір	В <sub>1</sub> Дубово-сосновий ліс орляковий
36	Лелівське, 61	10С	Свіжий суббір	В <sub>2</sub> Дубово-сосновий ліс зеленомоховий
16	Яковецьке, 58	6Ос2Бп2С+Дч	Мокрий суббір	В <sub>4</sub> Сосново-дубово-пухнасто-березово-осиковий ліс молінієвий
7 <sub>Т01</sub>	Денисовицьке, 92	5Дч2С1Бп1Ос1Влч	Вологий сугруд	С <sub>3</sub> Вільхово-пухнасто-березово-дубово-осиковий ліс побережноосоковий
7 <sub>Т02,3</sub>	Денисовицьке, 92	7Дч3С	Свіжий сугруд	С <sub>2</sub> Сосново-дубовий, побережноосоковий

В таблиці 2 представлений відносний розподіл <sup>137</sup>Cs по профілю лісових ґрунтів головних типів лісорослинних умов. З таблиці видно, що типологічні умови суттєво впливають на розподіл цезію по профілю лісових ґрунтів. Так, в опаді (A<sub>0</sub>L) може знаходитись від 51,2% в умовах А<sub>4</sub> до 0,3% в В<sub>2</sub> повної щільності цезію в ґрунтовому профілі. Аналогічне значне варіювання можна спостерігати в шарах A<sub>0</sub>F, A<sub>0</sub>H та 0-2 см. Максимум забрудненості в залежності від типу умов може знаходитись в опаді (А<sub>4</sub>); гумусовому шарі лісової підстилки (А<sub>2</sub>, В<sub>4</sub>); в 0-2 см (А<sub>1</sub>, В<sub>1</sub>, В<sub>2</sub>, С<sub>2</sub>, С<sub>3</sub>) шару ґрунту. В 2-5 см шарі знаходиться в середньому 13% цезію від повної щільності в профілі, при коливаннях в різних типах від 4 до 35%. В 5-10 см шарі в середньому знаходиться 5%, при коливаннях 2-16%. В 10-50 см шарі знаходиться в середньому 5,5% цезію, при коливанні 2-12%.

Розподіл  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальному профілю ґрунту на об'єктах, %

ТУМ /ПНН	A <sub>1</sub> (49)	A <sub>2</sub> (30)	A <sub>4</sub> (25)	B <sub>1</sub> (67)	B <sub>2</sub> (36)	B <sub>4</sub> (16)	C <sub>2</sub> (72,3)	C <sub>3</sub> (71)
AoL	3,6	0,7	51,2	-	0,3	6,9	-	1,2
AoF	35,8	16,9	21,6	0,3	5,8	7,2	-	1,2
AoH	-	31,5	8,2	38,8	19,7	65,0	3,7	6,0
0-1 см	36,3	25,1	0,3	39,7	47,8	3,1	25,4	22,2
1-2 см	8,8	6,6	2,0	3,3	12,4	2,2	23,9	13,9
2-3 см	4,1	4,2	2,0	3,8	6,7	1,4	19,3	12,2
3-4 см	2,4	2,6	6,9	2,1	2,2	1,1	9,9	9,2
4-5 см	1,6	2,5	1,4	2,1	1,0	1,0	6,4	6,8
5-10 см	2,3	4,8	4,0	4,8	2,1	2,0	8,6	15,9
10-15 см	1,6	2,7	0,9	2,2	0,7	4,0	1,1	6,2
15-20 см	1,5	1,4	0,5	2,3	0,7	1,8	0,6	2,4
20-25 см	0,9	0,5	0,3	0,4	0,3	0,8	0,3	1,1
25-30 см	1,1	0,5	0,2	0,1	0,2	1,1	0,3	0,6
30-35 см	-	-	0,3	-	-	0,9	0,1	0,2
35-40 см	-	-	0,2	-	-	1,0	0,3	0,2
40-45 см	-	-	0,1	-	-	0,2	-	0,1
45-50 см	-	-	0,1	-	-	0,4	-	0,8
Всього, %	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Всього, кБк/м <sup>2</sup>	36,3	4714,7	698,7	114,6	206,6	149,7	145,9	108,5



**Рис. 1** Зміни розподілу  $^{137}\text{Cs}$  в лісовому ґрунті при збільшенні вологості едапоу в ряду: сухі – свіжі – вологі, сирі - в різних варіантах трофності : 1 - бір [A]; 2 - суббір [B]; 3 - сугруд [C];

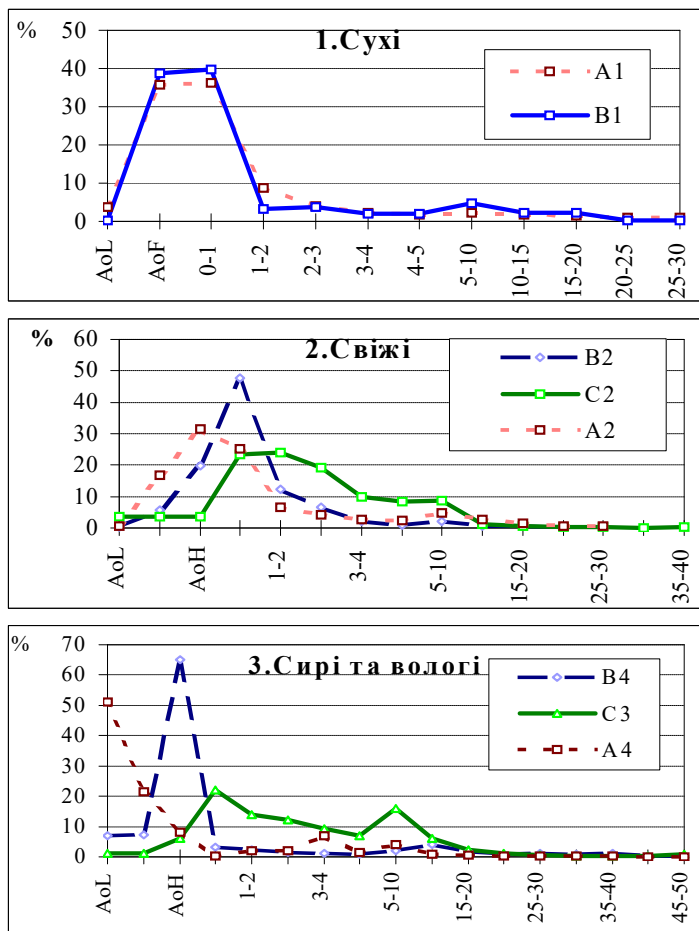
Розглянемо зміни розподілу цезію в ґрунтовому профілі за градієнтами головних едафічних факторів: вологості та трофності ґрунту. На рис. 1 наведена порівняльна характеристика розподілу  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальному профілю в екотопах однієї трофності і різної вологості (1-сухий гігروتоп, 2 – свіжий, 3 – вологі та сирі). З наведених даних видно, що найбільш інтенсивне заглиблення цезію відбувається в  $C_2$ ,  $C_3$  (максимум в шарі 0-3см) та  $A_2$ ,  $B_2$  (максимум в шарі АоН-2 см). В сухих та сирих гігروتопах борів та суборів заглиблення цезію проходить менш інтенсивно, а максимум його знаходиться в АоF-1см ( $A_1$ ,  $B_1$ ) або Ао ( $A_4$ ,  $B_4$ ). Такий розподіл цезію вірогідно пов'язаний з особливостями малого біологічного кругообігу в різних типах лісорослинних умов, зокрема з більшою інтенсивністю кругообігу і відповідно міграції нуклідів в оптимальних умовах росту ( $A_2$ ,  $B_2$ ,  $C_2$ ,  $C_3$ ), і меншою - в умовах недостатньої ( $A_1$ ,  $B_1$ ) або надмірної ( $A_4$ ,  $B_4$ ) вологи. Надмірна вологість, як і бідність ґрунту сприяють нагромадженню лісової підстилки, за рахунок чого щільність забруднення  $^{137}\text{Cs}$  підстилки вище в сирих та бідних екотопах, де накопичується більша її біомаса (табл. 3).

Таблиця 3

Частка  $^{137}\text{Cs}$  в лісовій підстилці в різних типах умов  
(ПЦЗГ екотопа – 100%)

Вологість/трофність	Бори (А)	Субори (В)	Сугруди (С)
1 - сухі	39,4	39,2	-
2 - свіжі	49,1	25,8	3,7
3 - вологі	-	-	9,7
4 - сирі	80,8	79,1	-

В найбільш корененасиченому 0-5 см шарі ґрунту запас цезію також суттєво відрізняється в різних типах умов: 9-13% в  $A_4$ ,  $B_4$ , 41-64% в  $A_1$ ,  $A_2$ ,  $B_1$ ,  $C_3$  та 71-85% в  $B_2$ ,  $C_2$ . В 5-15 см шарі розбіжності вирівнюються і запас цезію в усіх типах становить 3-10% (виключення 22% в  $C_3$ ), в 15-50 см шарі - 1,2-6%. На глибині 50 см активність  $^{137}\text{Cs}$  складає 7 (ППН49) – 20 (ППН30) Бк/кг.



**Рис 2** Зміни розподілу  $^{137}\text{Cs}$  в лісовому ґрунті при збільшенні трофності едатопу: бір [А] - субір [В] - сугруд [С] в різних варіантах вологості 1 - сухі едатопи; 2 - свіжі; 3 - сирі та вологі

Вплив зміни трофності на вертикальну міграцію  $^{137}\text{Cs}$  ілюструє рис. 2. Як свідчать графіки, різниця в міграції  $^{137}\text{Cs}$  між бідними та багатими трофотопами збільшується по мірі зростання зволоженості ґрунту.

Зокрема, в сухих гігротопих незначне переважання вмісту цезію в суборах в порівнянні з борами (1 – 4%) встановлено тільки в верхніх шарах (AoH і 0-1 см) та на глибині 5-20 см. Можна констатувати, що різниця в міграції  $^{137}\text{Cs}$  в сухих борах та суборах несуттєва. В свіжих гігротопих чітко простежується зсув максимуму  $^{137}\text{Cs}$  по ґрунтовому профілю в ряду А-В-С: відповідно від AoH до 0-1см та 1-2см. Різниця по вмісту  $^{137}\text{Cs}$  між свіжими борами та сугрудами існує до глибини 10 см і становить 4-17%. В сирих та вологих гігротопих пік  $^{137}\text{Cs}$  зміщується в ряду А-В-С таким чином: AoL – AoH – 0-1см. Різниця між крайніми трофотопами (A\C) на глибині 0-30см сягає 22%.

Важливість вивчення міграції  $^{90}\text{Sr}$  в цей час зумовлена його більш інтенсивним переходом в лісову рослинність та міграцією по ґрунтовому профілю в порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{239}\text{Pu}$ . Інформація про розподіл  $^{90}\text{Sr}$  в лісових ґрунтах на об'єктах досліджень в зоні відчуження наведена в таблиці 4.

Максимальна щільність стронцію в верхніх 50 см встановлена в шарах AoF та AoH, де сконцентровано в середньому 26%  $^{90}\text{Sr}$ , який міститься в профілі, при коливаннях в залежності від ТУМ 3-63%. З глибини від 1 до 5 см середній вміст стронцію знижується від 17 до 4% з коливанням в різних екотопах 0,3-43%. На глибині від 10 до 25 см середній вміст стронцію в ґрунтах становить 1-3% (коливання 2-10%). На глибині 35-50 см активність  $^{90}\text{Sr}$  становить 2-10 Бк/кг.

Таблиця 4

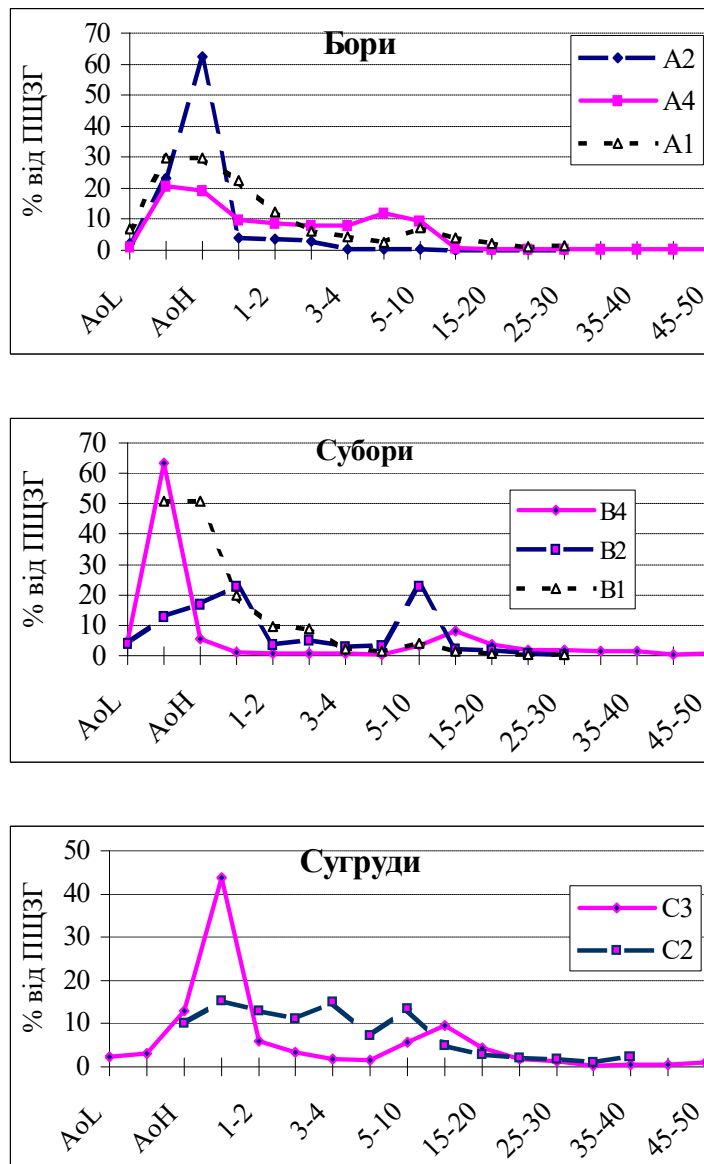
Розподіл  $^{90}\text{Sr}$  по вертикальному профілю ґрунтів на об'єктах, %

Шар, см / ТУМ	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>4</sub>	B <sub>1</sub>	B <sub>2</sub>	B <sub>4</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>
AoL	6,7	2,3	1,0	-	4,1	4,7	-	2,2
AoF	-	23,3	20,7	-	12,9	63,4	-	3,0
AoH	29,6	62,5	19,4	50,9	17,0	5,4	10,1	13,0
0-1 см	22,3	4,2	9,9	20,0	22,7	1,2	15,2	43,8
1-2 см	12,3	3,5	8,7	9,4	3,8	0,8	13,1	5,9
2-3 см	6,3	2,9	7,9	8,8	5,1	0,8	11,2	3,4
3-4 см	4,2	0,4	7,8	2,1	2,8	0,6	14,9	1,9
4-5 см	2,5	0,3	12,1	1,6	3,4	0,5	7,2	1,6
5-10 см	7,3	0,3	9,6	3,9	23,0	3,3	13,4	5,7
10-15 см	4,0	0,2	0,9	1,5	2,3	8,0	4,8	9,5
15-20 см	2,3	0,1	0,4	0,8	1,7	3,7	2,8	4,4
20-25 см	1,2	0,1	0,3	0,5	0,7	1,8	2,1	1,7
25-30 см	1,4	0,1	0,2	0,3	0,4	1,8	1,8	1,2
30-35 см	-	-	0,2	-	-	1,4	1,0	0,4
35-40 см	-	-	0,3	-	-	1,3	2,3	0,4
40-45 см	-	-	0,2	-	-	0,5	-	0,5
45-50 см	-	-	0,4	-	-	0,7	-	1,1
Всього, %	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Всього,кБк/м <sup>2</sup>	11,5	659,3	48,9	17,2	36,8	50,0	16,0	33,5

Вплив збільшення вологості екотопу на міграцію  $^{90}\text{Sr}$  можна проаналізувати за даними рисунка 3. Збільшення зволоженості ґрунту прискорює міграцію  $^{90}\text{Sr}$  в борах та суборах, тоді як у сугрудах цей процес виражений не так чітко. Встановлено, що рівень забрудненості 1-10-см шару ґрунту  $^{90}\text{Sr}$  в сухих та свіжих суборах вищий в порівнянні із сирими суборами, тобто зволоженість умов прямо впливає на більш інтенсивний виніс стронцію до межі 10-см шару ґрунту. В більш багатих сугрудах виніс стронцію із шару 0-10 см у вологих умовах також більш інтенсивний в порівнянні із свіжими.

Порівняння розподілу  $^{90}\text{Sr}$  по ґрунтовому профілю екотопів однієї вологості та різної трофності (рис. 4) показує, що зменшення трофності ґрунтів в сухих гігротопих дещо прискорює міграцію стронцію по профілю але питання потребує додаткових досліджень. В свіжих типах досить чітко простежується зміщення максимуму забруднення по профілю при збільшенні трофності ґрунту з AoH в борах до 0-1см в суборах та 0-10см в сугрудах.

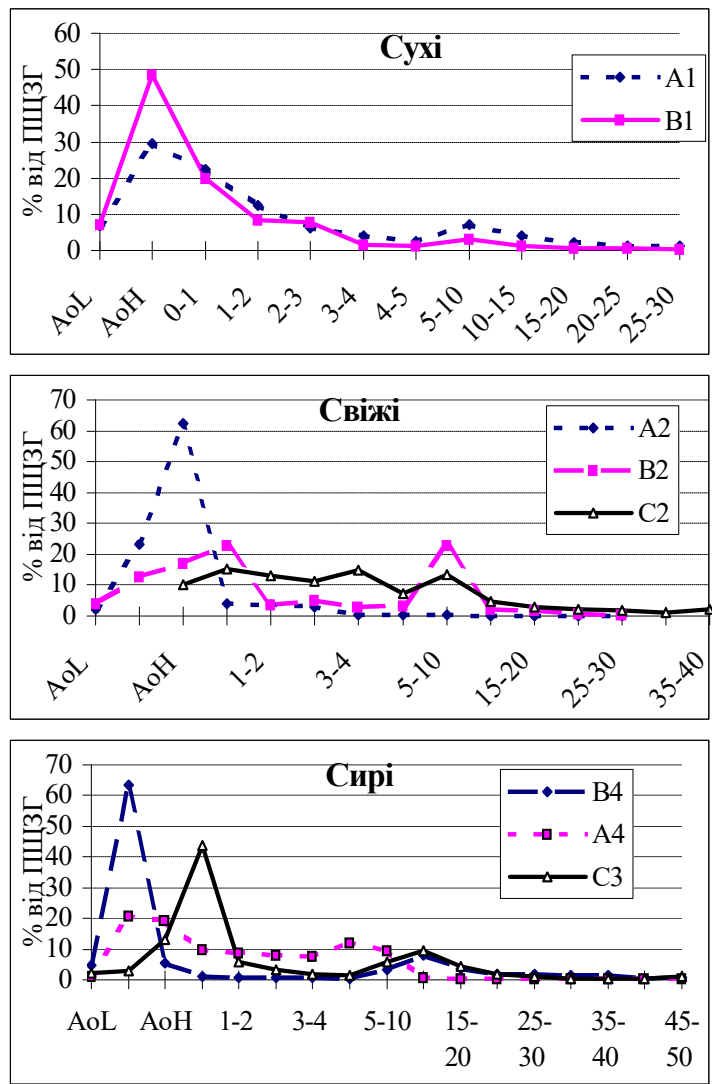
Подібна тенденція також спостерігається в вологих та сирих гігротопих, де пік забруднення зміщується із підстилки в борах та суборах до 0-1см шару в сугрудах. Узагальнюючи відмітимо, що по мірі зростання багатства ґрунту інтенсивність виносу  $^{90}\text{Sr}$  до нижчих шарів ґрунтового профілю зростає.



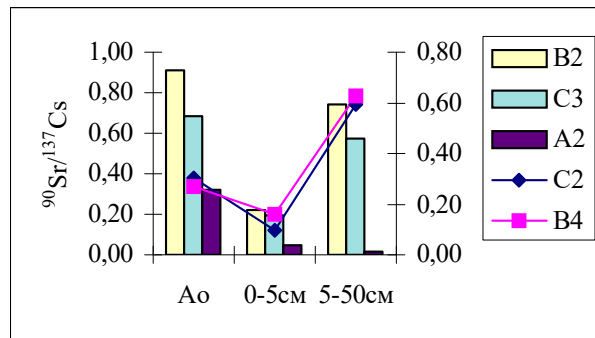
**Рис. 3** Зміни розподілу  $^{90}\text{Sr}$  в лісовому ґрунті при збільшенні вологості едатопу :  
 “сухі - свіжі - вологі та сирі” в різних варіантах трюфності :  
 1 - бір; 2 - суббір; 3 – сугруд

Для прогнозування швидкості міграції  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в ґрунті необхідно знати їх співвідношення в ґрунтах головних типів умов місцезростання лісових насаджень зони. В сухих борах та субборах, де ґрунтовий профіль слабо диференційований, відбувається рівномірна вертикальна міграція радіонуклідів: відношення  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  практично не змінюється по всьому профілю і становить 0.32 в сухих борах і 0.15 в сухих субборах. В свіжих борах, свіжих, вологих та сирих субборах та сугрудах характер розподілу відношення  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  по профілю ідентичний (рис.5): мінімальні значення (0.10-0.22) зафіксовані в 0-5 см шарі ґрунту, в підстилці цей показник складає 0.3-0.9, в ґрунті шаром 5-50 см – 0.6-0.7 (за винятком  $A_2$ , де він дорівнює 0.1). Такий розподіл вказує на більш інтенсивне забруднення стронцієм двох частин профілю: лісової підстилці - за рахунок надходження з річним опадом та ґрунту глибше 5 см – за рахунок високої рухомості стронцію. Доля стронцію в повній щільності забруднення ґрунту коливається від 6.7% до 25.1%.

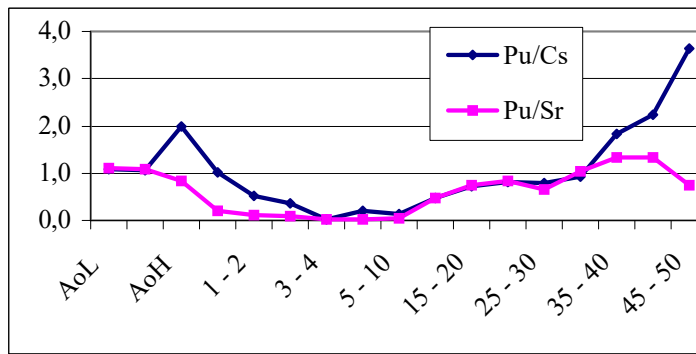
Все актуальнішою для лісових екосистем зони відчуження стає проблема плутонію. В перші роки після аварії плутоній, що надійшов до навколишнього середовища з аварійними викидами, знаходився переважно в складі нерозчинних паливних матриць. Через вплив природних процесів і, зокрема, вивітрювання за минулі роки частина раніше недоступного плутонію перейшла в розчинний стан і мігрує разом з іншими радіонуклідами в малому біологічному кругообігу. Згідно [25]



**Рис. 4** Зміни розподілу  $^{90}\text{Sr}$  в лісовому ґрунті при збільшенні трофності едатопу : «бір - суббір - сугруд» в різних варіантах вологості : 1 - сухі едатопи; 2 - свіжі; 3 - вологі та сирі



**Рис 5** - Пересічні значення відношення  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  для підстилки, 0-5 та 5-50 см шарів ґрунту



**Рис. 6** Розподіл співвідношення  $^{239}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$  та  $^{239}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$  по ґрунтовому профілю (ППН 25, А4)

наявність  $^{239}\text{Pu}$  в розчинному стані в ґрунтах могильнику «Рудий ліс» зумовлює перехід його в компоненти лісової фітомаси. Нижче наведені дані про вміст плутонію в ґрунті на постійному пункті моніторингу №25 (А4). Питома активність  $^{239}\text{Pu}$  в ґрунті знижується з 184,69 Бк/кг в AoL(max) до 0,06 Бк/кг на глибині 20-50 см. В Ao міститься 93% від його вмісту в шарі 0-50 см. Торкаючись характеру розподілу  $^{239}\text{Pu}$  по ґрунтовому профілю, необхідно відмітити, що його вміст прямолінійно знижується до глибини 4 см. Глибше 4 см вміст плутонію в ґрунті практично не змінюється. Внесок  $^{239}\text{Pu}$  в ПЩЗГ на ППН 25 становить 0,22%,  $^{90}\text{Sr}$  - 6,78%,  $^{137}\text{Cs}$  - 93%.

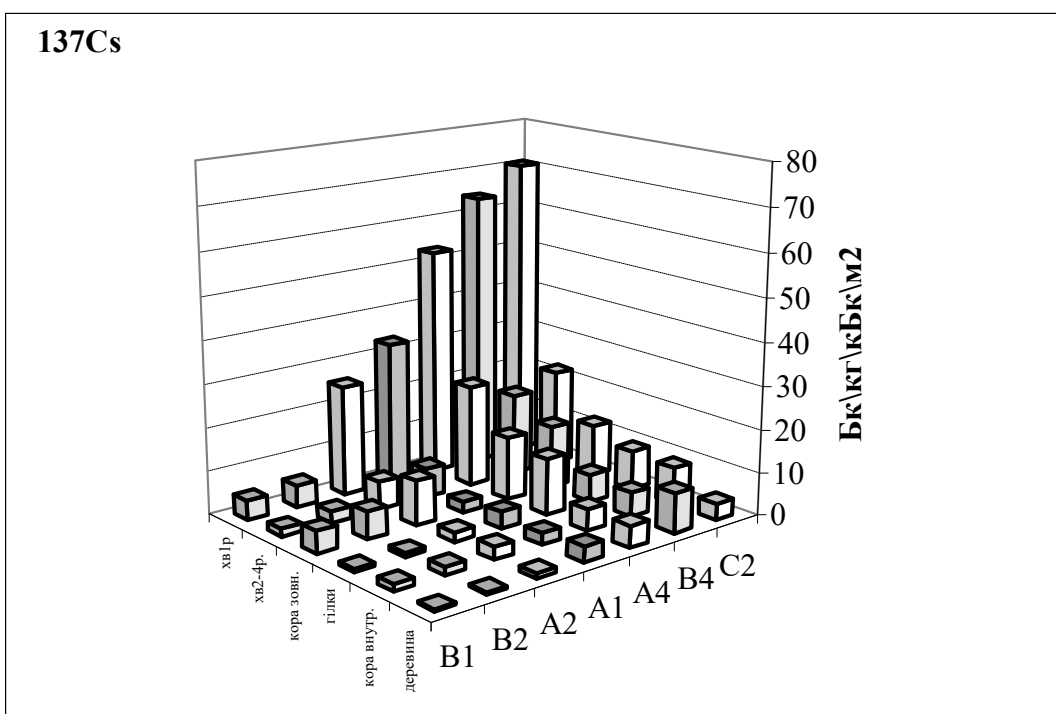
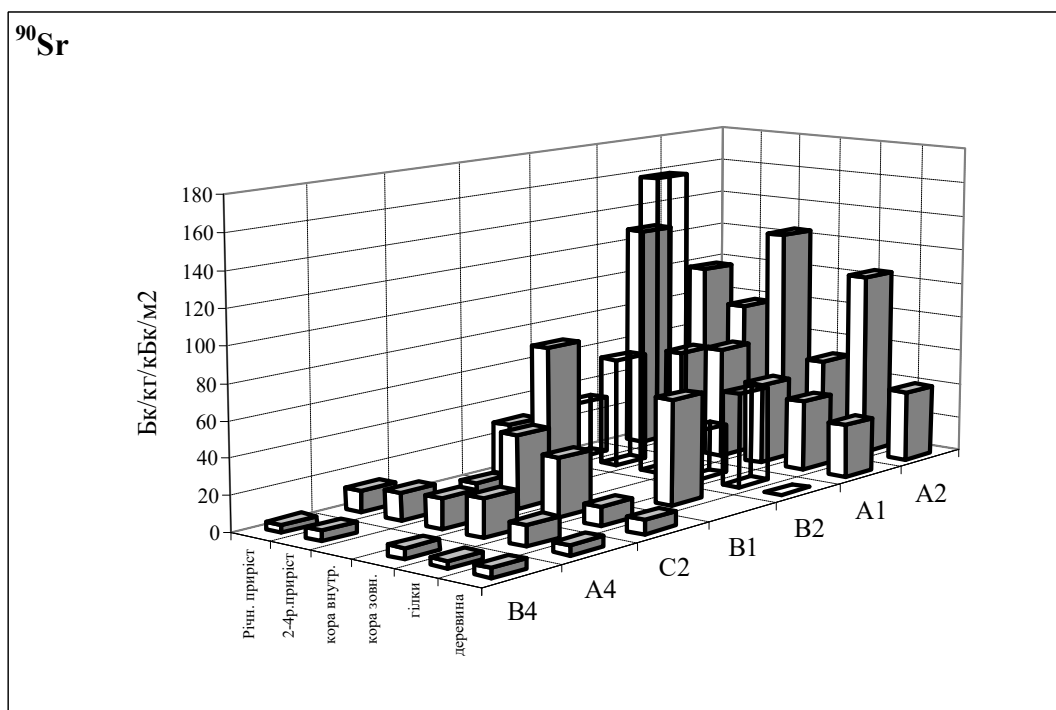
Розподіл співвідношення  $^{239}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$  та  $^{239}\text{Pu}/^{90}\text{Sr}$  по ґрунтовому профілю наведений на рисунку 6. Хід обох графіків має подібний характер до графіку відношення  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ . Характер розподілу вказує на переважання плутонію в верхньому шарі ґрунту (Ao), де відношення зі стронцієм набуває навіть позитивного значення та шарах глибше 15 см, тоді як в середній частині профілю (на глибині 3,4 см), доля плутонію знижується порівняно зі стронцієм та цезієм.

Особливості розподілу радіонуклідів по ґрунтовому профілю безпосередньо зумовлюють ступінь забруднення компонентів лісової фітомаси. Оскільки щільність забруднення більш ніж 95 % лісів зони відчуження знаходиться в межах діапазону щільностей забруднення на об'єктах досліджень, можна припустити, що результати досліджень забруднення фітомаси ілюструють хід міграції радіонуклідів в більшості лісових насаджень зони відчуження.

Найбільший вміст  $^{137}\text{Cs}$  в органах сосни звичайної встановлений в фізіологічно активних хвої та пагонах. Максимальні значення активності становлять відповідно 121300 та 56460, середні - 24840 та 12719 Бк/кг. Найменша активність по цезію серед тканин та органів сосни встановлена в деревині (в середньому 1552 Бк/кг при максимальному значенні 5140 Бк/кг). Активність  $^{90}\text{Sr}$  в деревині сосни звичайної на об'єктах варіює від 95 до 93218 Бк/кг, в березі повислій - від 163 до 17629 Бк/кг, в дубі черешчатому - від 149 до 8700 Бк/кг, в клені гостролистому, ясені звичайному, осиці, вільсі чорній - від 101 до 14716 Бк/кг. Вказані межі зумовлені, головним чином, щільністю забруднення ґрунту на об'єктах, максимальна з яких встановлена на пункті 30, де відповідно встановлено найвищий рівень забруднення фітомаси стронцієм. Вміст  $^{239}\text{Pu}$  коливається від 0,03 Бк/кг в деревині дуба черешчатого до 3,37 Бк/кг в корі зовнішній сосни звичайної. Висока активність плутонію в корі частково пов'язана з первинним забрудненням у 1986 році.

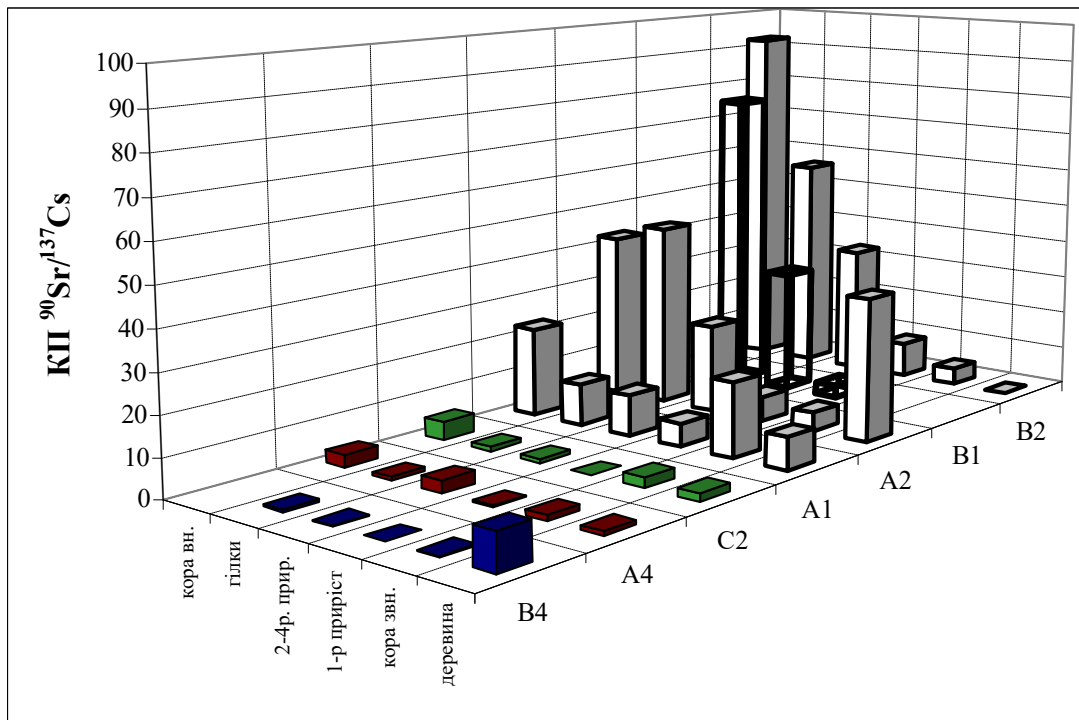
Коефіцієнти пропорційності  $^{137}\text{Cs}$  для компонентів лісового фітоценозу в зоні відчуження знижуються в такій послідовності (Бк/кг/кБк/м<sup>2</sup>): гриби (600) - мохи (200-350) - види трав'янистого покриву (50-116) - листя (до 150) - хвоя (до 70) - пагони, деревина (0,2-9,0). Здатність до накопичування радіонуклідів в головних типах умов найкраще відображають контрастні за фізіологічною активністю асиміляційні органи та деревина. Результати досліджень показують, що перехід  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  в лісову фітомасу відбувається за різними законами (рис.7). В листі та 1-річній хвої лісоутворюючих видів коефіцієнти пропорційності  $^{137}\text{Cs}$  зростають в наступній послідовності типів умов: В<sub>1</sub>В<sub>2</sub> (3-6) - А<sub>1</sub> (16-23) - А<sub>4</sub>,С<sub>2</sub>,С<sub>3</sub> (40-76) - В<sub>4</sub> (70-113). Коефіцієнти пропорційності  $^{90}\text{Sr}$  в листі зростають в ряду: В<sub>4</sub> (30-100) - В<sub>1</sub>,С<sub>2</sub> (112) - А<sub>4</sub>,В<sub>2</sub> (250); в 1-річній хвої: В<sub>4</sub> (2,5) - А<sub>4</sub> (10) - В<sub>1</sub>,В<sub>2</sub> (30) - А<sub>2</sub>(80) - А<sub>1</sub> (205). КП  $^{90}\text{Sr}$  в 0,03-150 разів перевищують КП  $^{137}\text{Cs}$ .

Інформативним показником особливостей забрудненості компонентів фітомаси є відношення коефіцієнтів пропорційності  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  того чи іншого деревного органу. Цей показник максимальний в органах вільхи чорної, берези повислої та дуба черешчатого, що дозволяє віднести вказані породи до категорії порід з переважанням накопичування стронцію порівняно до цезію. До протилежної категорії належить сосна звичайна, де величини відношення мінімальні.



**Рис. 7** -Коефіцієнти пропорційності <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr в органах сосни звичайної в головних типах умов зони відчуження

Серед типів лісу найбільші значення згаданого відношення встановлені в сухих та свіжих борах та суборах, що вказує на переважання надходження стронцію в фітомасу в цих умовах порівняно до цезію (рис.8). Мінімальне відношення встановлено в сирих борах та суборах, свіжих та вологих сугрудах, де переважає надходження цезію над стронцієм. Серед фізіологічних органів першочерговими депо надходження стронцію слід вважати гілки, пагони та деревину.



**Рис. 8** - Відношення коефіцієнтів пропорційності  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  в органах сосни звичайної в головних лісорослинних умовах зони відчуження

Підсумовуючи наведені дані необхідно констатувати, що типологічні фактори в цей час детермінують процеси міграції радіонуклідів в лісових екосистемах. Розробка та обґрунтування заходів по реабілітації вкритих лісом земель зони відчуження, в тому числі складання прогнозів міграції радіонуклідів в ґрунтах, забрудненості компонентів фітомаси лісоутворюючих порід, картування території, прийняття рішень по використанню лісів тощо, повинно вестись на типологічній основі. При цьому виникає проблема невідповідності типів умов, визначених на модельних об'єктах кількісними методами в наукових дослідженнях типам умов, встановленим для ділянок лісового фонду під час лісовпорядкування. Необхідно враховувати, що типи умов з таксаційних описів можуть використовуватись для площадних розрахунків міграції радіонуклідів з певною мірою обережності. Окомірний метод, який застосовується під час лісовпорядкування, не завжди забезпечує вірне визначення типу умов. В той же час, як показують наведені результати, існує суттєва різниця в накопиченні радіонуклідів на сусідніх по типологічній сітці трофо- або гігروتапах. При проведенні балансових розрахунків міграції радіонуклідів в лісових ландшафтах з використанням ГІС та карт лісових насаджень, бажано використання в якості додаткового контролю ландшафтних карт з нанесенням критеріїв визначення типів лісорослинних умов (місце в ландшафті, глибина ґрунтових вод, характеристика ґрунтів та ґрунтоутворюючих порід, недеревна рослинність, тощо).

### Висновки

Інтенсивність міграції радіонуклідів по вертикальному профілю ґрунтів зони відчуження та переходу в органи лісоутворюючих видів на даний момент обумовлюється типом умов місцезростання. Найбільш інтенсивно цезій заглиблюється в ґрунт в оптимальних лісорослинних умовах - C<sub>2</sub>, C<sub>3</sub>, A<sub>2</sub>, B<sub>2</sub>, найменш інтенсивно - в A<sub>4</sub>, B<sub>4</sub> де більше половини цезію знаходиться в потужному шарі лісової підстилки. Зростання трофності ґрунту в свіжих та сирих умовах прискорює виніс цезію в нижні шари ґрунту. Інтенсивність вертикальної міграції стронцію прискорюється при збільшенні зволоженості та зменшенні трофності едафотопів. Критичними типами умов за показником накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в фітомасі лісоутворюючих видів слід вважати A<sub>4</sub>, B<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>, C<sub>3</sub>, накопичення  $^{90}\text{Sr}$  – A<sub>1</sub>, A<sub>2</sub>, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>. До порід з переважанням накопичення  $^{90}\text{Sr}$  слід віднести вільху чорну, березу повислу та дуб черешчатий, накопичення  $^{137}\text{Cs}$  – сосну звичайну.

Типологічні аспекти розподілу радіонуклідів в лісових ґрунтах та переходу їх у лісоутворюючі види повинні враховуватись при плануванні та проведенні лісівничих (вибір технології виконання робіт та еколого-збережувальних технічних засобів), лісоохоронних заходів в зоні відчуження, лісорозведенні (підбір порід з врахування лісівничого та еколого-радіаційного критерію), при створенні та реалізації системи протипожежної охорони (врахування забрудненості

лісових палих матеріалів, моделювання можливих радіаційних наслідків пожежі ) та проведенні заходів протипожежної профілактики.

### Література

- 1.Калетник М.М., Ландин В.П., Пастернак П.С., Краснов В.П., Подкур П.П. Радіоекологічна обстановка в лісах Українського Полісся// Ойкумена. - 1991.- N2. - С.61-66.
- 2.Пастернак П.С., Молотков П.И., Кучма Н.Д. и др. Лесоводственноэкологические последствия загрязнения лесов аварийными выбросами// Тез.докл. 1 Всесоюз. н.-т. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. – Чернобыль, 1989. – Кн.3. – Ч.2. – С.36-60.
- 3.Бойко А.В., Евсевич К.М. Накопление радионуклидов в компонентах лесного фитоценоза//Тез. докл. респ. науч.-практ. конф. по радиобиологии и радиоэкологии. – Мн., 1990. – С.25.
- 4.Куликов Н.В., Радиоэкологические исследования на Урале// Экология, 1986. - № 4 . - С.65-71.
- 5.Панфилов А.В., Ушаков Б.А. К оценке закономерностей миграции цезия-137 в лесных экосистемах // Тез докл. Всес. научно-практич. конф. “Основы организации и ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения”. - Гомель.- 1990.- С. –15.
- 6.Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Сидоров В.П., Маркин М.В., Чумак В.К., Эйдлин В.З. Поступление радионуклидов в продукцию лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения// Тез.докл. 1 Всесоюзного радиобиологического съезда 21-27 августа 1989 г. – М., 1989. – С.555-557.
- 7.Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Цезий-137 в древесине деревьев, произрастающих на территории загрязненной в результате аварии на ЧАЭС// Проблемы экологического мониторинга: Материалы Российской радиобиологической научно-практической конф.26-28 февраля 1991 г. – Брянск, 1991. – Ч.2.-С.34-36.
- 8.Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах//Чернобыль-94 «Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС»: Тез.докл.4 Междунар.науч.-практ. конф. – Зеленый мыс, 1994. – С.156-157.
- 9.Кучма Н.Д., ФедотовИ.С., Архипов Н.П. и др. Радиоэкологические и лесоводственные последствия загрязнения лесных экосистем зоны отчуждения. – Препринт. – Чернобыль – 1994. – 54 с.
- 10.Мешалкин Г.С., Архипов Н.П. Проблемы реабилитации территории в зоне аварии на Чернобыльской АЭС//Проблеми Чорнобильської зони відчуження. – Вип.1. – 1994. – С.19-27.
- 11.Лес и Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС 1986-1994.-Минск, МНПП “Стенер”, 1994.-248 с.
- 12.Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси.- Мн.:Навука і тэхніка, 1995.- 582 с.,
- 13.Булавик И.М., Переволоцкий А.Н.Миграция цезия-137 в лесных почвах Белорусского Полесья//Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України.-Житомир: Волинь – 1998.- Вип.5.- С. 14.
- 14.Краснов В.П., Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Мазепа М.Г., Приступа Г.К. Накопичення цезію-137 сосною звичайною// Лісівництво і агролісомеліорація.-Вип. 88. -С. 19-24,
- 15.Краснов В.П., Мазепа М.Г., Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Приступа Г.К. Міграція цезію-137 в деревні породи Українського Полісся// Лісовий журнал.-№ 6.- С. 9-10,
- 16.Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України.-Житомир, 1998.- С.45-48.
- 17.Давидов М.М., Худолій В.М.,Подкур П.П., Музика В.В., Несін О.І. Міграція радіоцезію в лісостанах після аварії на Чорнобильській АЕС//Лісівництво і агролісомеліорація. -Вип. 88. -С. 32-35
- 18.Кляшторин А.Л, Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Кучма Н.Д. Роль водных потоков в миграции радионуклидов в лесных почвах//Чернобыль-96: Матер.межд.научн.конф.-Зеленый Мыс-1996.-С. 238
- 19.Кучма Н.Д., Архіпов М.П., Бідна С.М., Терещенко О.Н. Радіоекологічна та лісівнича ситуація в лісах зони відчуження// Наука. Чорнобиль-96: Тези наук.-практ.конф.-Київ-1997.- С.53.
- 20.Кучма Н.Д., Архіпов М.П., Бідна С.М., Матухно Ю.Д., Паскевич С.А., Петров М.Ф. Особливості накопичення і міграції радіонуклідів в лісових і лугових екосистемах Наука. Чорнобиль-97: Тези наук.-практ.конф.-Київ-1998.- С.106.
- 21.Кучма Н.Д., Четверня С.А., Москаленко В.А., Криницький Г.Т., Шлончак Г.А., Митроченко В.В. Сучасний стан опромінених хвойних насаджень зони відчуження// Наука. Чорнобиль-96: Тези наук.-практ.конф.-Київ-1997.- С.97
- 22.Зибцев С.В.,Худолій В.Н., Давыдов Н.Н., Кучма Н.Д. Типологические особенности распределения радионуклидов в лесных экосистемах зоны отчуждения//Чернобыль-96: Тез. докл. межд. конф. - Зеленый Мыс, 1996. - С..268
- 23.Балашов Л.С., Зібцев С.В., Гаврилей В.Г., Берчій В.І., Калетник М.М. Методика радіоекологічного моніторингу лісів зони відчуження ЧАЕС: Метод. вказівки, затв.Мінлісгоспом, Мінчорнобилем. - Чорнобиль–1997. – 50 с.

- 24.Плюта П.Г., Балашов Л.С. Фітоіндикація екологічного режиму лісів Чорнобильської зони відчуження за даними пунктів лісового моніторингу//Проблеми екології лісів та лісокористування на Поліссі України.-Житомир: Волинь – 1998.-Вип.5.-156 с.]
- 25.Копейкин В.А. Плутоний в древесине живых деревьев в ближней зоны ЧАЭС//Проблеми Чорнобильської зони відчуження.-Вип.2.-1995.- С. 157.

**Зибцев С.В., Зибцева О.В.**

Особенности распределения  $^{137}\text{CS}$  и  $^{90}\text{SR}$  в лесных почвах главных типов лесорастительных условий зоны отчуждения ЧАЭС

*Старопетровская НИС, Лутеж, Киевская обл.*

Реабилитация лесных земель зоны отчуждения и ведение специализированного лесного хозяйства требует информации про особенности миграции радионуклидов в лесных насаждениях в основных типах лесорастительных условий. Показано, что типологические особенности экотопа – основной фактор, ускоряющий или, наоборот, замедляющий миграцию  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  вглубь по профилю почв и, соответственно, их накопление в компонентах фитоценоза. При использовании результатов научных исследований для проведения площадных оценок миграции и запасов радионуклидов в лесных ландшафтах необходимо контролировать степень достоверности определения типов лесорастительных условий в таксационных описаниях.

**Zibtsev S.V., Zibtseva O.V.**

Particularities of the  $^{137}\text{CS}$  and  $^{90}\text{SR}$  distribution in forest stands in main forest sites of Chernobyl exclusion zone

*Staropetrivska scientific research station, Lutizh, Kyiv reg.*

Rehabilitation of forests area of Chernobyl exclusion zone and the running of the specialised radiological forestry requires the information about features of migration a radionuclids in forest trees in the basic forest sites. Humidity and nutrition value of forest soils is the major factor accelerating or, on the contrary, slowing down migration  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in contaminated forest ecosystems. With use of results of scientific researches for estimations of landscapes migration and stocks the radionuclids in forests is necessary to supervise a degree of reliability of forest sites in taxation materials.