

ДО МЕТОДОЛОГІЇ ВИВЧЕННЯ ЩІЛЬНОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЛІСОВИХ НАСАДЖЕНЬ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

У статті дається характеристика особливостей забруднення лісових насаджень радіонуклідами в залежності від типу фітоценозів, їх розвитку, складу, розташування та інших факторів, показується "ефект узлісся", залежність забруднення території від розташування деревостанів, вміст радіоактивних елементів у різних компонентах лісових екосистем та щільність радіоактивного забруднення ґрунту в лісі та на прилягаючій до нього території.

Вже в початковий період після аварії на Чорнобильській АЕС лісові фітоценози стали першим бар'єром на шляху радіоактивних опадів. У залежності від типу фітоценозів, їх розвитку, складу, розташування та деяких інших факторів вони акумулювали різну кількість радіонуклідів. Взаємодія радіоактивного пилу та аерозолей з лісовими насадженнями взагалі має свої специфічні особливості, про що наголошували радіоекологи ще в період вивчення міграції радіонуклідів після випробування атомної зброї [1]. В той час було встановлено, що у навітряних частинах лісових масивів щільність їх радіоактивного забруднення була в 30 раз вища від цього показника на прилеглих безлісних площах [9]. Після аварії на ЧАЕС у радіоекологічних дослідженнях також відмічався "ефект узлісся". Українські вчені зробили висновок, що дане явище чітко простежується на лісових навітряних узліссях шириною 20-50 м і лише в окремих випадках – у смугах шириною до 200-300 м [5]. Результати досліджень російських вчених вказували на неоднозначність цього явища. Було відмічено, що "ефект узлісся" більш чітко простежується в 30-кілометровій зоні ЧАЕС [8].

Подібні дослідження приводилися головним чином у перші місяці після аварії на Чорнобильській АЕС, при цьому визначалася сумарна активність радіонуклідів у ґрунті. Подібний підхід був вірний, оскільки в аварійних випадках були присутні біля сотні різноманітних радіоізотопів, до того ж більша частина з них відносилась до короткоживучих.

В той же час спеціалісти, котрі займалися обстеженням територій на радіоактивне забруднення, відмічали, що при наближенні до поодиноких дерев або до окремої групи дерев збільшується радіоактивність ґрунту. У подальшому це було встановлено після проведення спеціальних досліджень [6].

Аналіз матеріалів радіоактивного забруднення лісів дозволив дослідникам відмітити велику його мозаїчність [1], як на рівні значних територій, так і на площах лісогосподарських підприємств, їх підрозділів, лісових кварталів і таксаційних виділів. На жаль, цей факт залишився на рівні констатації і не набув практичного розвитку. На сучасному етапі знання закономірностей радіоактивного забруднення лісів вкрай необхідне для проведення реабілітації лісових насаджень, особливо з погляду використання недеревної продукції лісу.

Оскільки ведення лісового господарства здійснюється у конкретному таксаційному виділі лісового кварталу – саме в них ми вивчали характер мозаїчності радіоактивного забруднення. Дослідження проводилися в Журбеньському лісництві Овруцько-Народицького спецлісгоспу, де рендомізаційним методом визначено два лісові квартали (№51, 39) та таксаційні виділи. У кожному кварталі вивчалися рівні радіоактивного забруднення ґрунту за сіткою 100х100 м, а також у кожному таксаційному виділі методом конверту. У окремих таксаційних виділах дослідження щільності забруднення ґрунту проведені за сіткою 20х20 м. Таким чином, в процесі досліджень вивчалися не тільки мозаїчність радіоактивного забруднення лісових насаджень, але й розроблялися питання методичного характеру - для обстеження лісів. За існуючим зонуванням досліджені лісові квартали віднесені до зони з щільністю радіоактивного забруднення ґрунту 7,1-10,0 Кі/км².

Дані математичної обробки матеріалів при різних методах досліджень рівнів радіоактивного забруднення мають досить близькі значення (табл. 1). Так, у кварталі 51 величина щільності радіоактивного забруднення ґрунту при системному його обстеженні склала $2,0 \pm 0,07$ Кі/км², а при повидільному – $1,9 \pm 0,09$ Кі/км². При цьому спостерігається досить значне, але близьке варіювання цього показника – 35,4-35,6 %. У першому випадку відмічається дещо вища точність проведення досліджень – 3,5 %, ніж у другому – 5,0 %.

Необхідно відмітити, що мінімальне значення щільності радіоактивного забруднення ґрунту склало 0,82 Кі/км², а максимальне – 5 Кі/км². Це вказує на необхідність диференційного підходу до використання недеревної продукції лісу в лісових кварталах вказаної вище зони.

Подібні результати отримані при вивченні вищезгаданого показника радіаційного стану лісів у кварталі 39. Величина щільності радіоактивного забруднення ґрунту при системному обстеженні склала – 2,3 Кі/км², при повидільному – 2,4 Кі/км². Коефіцієнт варіації у першому випадку був 28,8 %, у другому 29,7 %, а точність досліджень – 1,1 і 2,2 %. Мінімальні та максимальні значення показника відповідно були 1,1 Кі/км² та 4,3 Кі/км².

Не зважаючи на подібні результати величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту, що отримані при різних методах досліджень, привертає увагу зниження точності досліджень при повидільному обстеженні лісових кварталів у порівнянні із систематичним обстеженням за сіткою.

Дещо нижче варіювання радіоактивного забруднення ґрунту у таксаційних виділах (табл. 2). У кварталі 51 цей показник склав 25,4 %, при досить високій точності досліджень – 3,8 %.

Моделювання визначення щільності радіоактивного забруднення ґрунту при системному розміщенні точок відбору ґрунту, але при різній їх щільності (табл. 3) вказує, що для досягнення точності визначення показника у лісовому кварталі у межах 10 % необхідно відібрати та проаналізувати 20-25 зразків, а для досягнення точності до 5 % – 60-65 зразків. Слід відмітити, що отримані результати будуть об'єктивними для територій, які мають рівні радіоактивного забруднення ґрунту близько 5 Кі/км², оскільки в літературі існують припущення, що зі збільшенням радіоактивного забруднення площі збільшується його мінливість [3]. Для більшої кількості недеревної продукції лісу критичними є рівні, при яких ми проводили дослідження, оскільки саме в зоні до 5 Кі/км² знаходяться граничні межі використання даної продукції.

Репрезентативність кількості проб для характеристики радіаційної ситуації у лісах – досить важливий компонент радіоекологічних досліджень [7].

Таблиця 1

Мозаїчність радіоактивного забруднення лісових кварталів (2001 р.) при системному та повидільному методах обстеження

№ кварталу	Існуюча щільність радіоактивного забруднення ґрунту, Кі/км ²	Показники	Дані обстеження							
			системного				повидільного			
			M±m	σ	V, %	P, %	M±m	σ	V, %	P, %
51	7,1-10	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, Кі/км ²	2,0±0,07	0,69	35,6	3,5	1,9±0,09	0,67	35,4	5,0
		Експозиційна доза гамма-випромінювання, мкР/год:								
		на висоті 1 м	17,7±0,28	2,81	15,9	1,6	17,8±0,37	2,61	14,7	2,1
		на ґрунті	19,0±0,29	2,94	15,5	1,5	18,9±0,41	2,90	15,4	2,2
39	7,1-10	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, Кі/км ²	2,3±0,06	0,66	28,8	2,8	2,4±0,13	0,71	29,7	5,4
		Експозиційна доза гамма-випромінювання, мкР/год:								
		на висоті 1 м	16,7±0,19	1,93	11,6	1,1	16,7±0,37	2,02	12,1	2,2
		на ґрунті	19,2±0,21	2,19	11,4	1,1	19,2±0,46	2,52	13,1	2,4

Таблиця 2

Мозаїчність радіоактивного забруднення таксаційних виділів (2001 р.) при системному методі обстеження

№ кварталу	№ виділу	Існуюча щільність радіоактивного забруднення ґрунту, Кі/км ²	Показники	Статистика			
				M±m	σ	V, %	P, %
51	47	7,1-10	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, Кі/км ²	1,97±0,07	0,50	25,4	3,8
			Експозиційна доза гамма-випромінювання мкР/год:				
			на ґрунті	15,7±0,23	1,53	9,8	1,5
			на висоті 1 м	17,1±0,23	1,55	9,1	1,4
39	27	7,1-10	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, Кі/км ²	2,3±0,08	0,51	22,8	3,7
			Експозиційна доза гамма-випромінювання мкР/год:				
			на ґрунті	16,1±0,20	1,24	7,7	1,3
			на висоті 1 м	17,7±0,28	1,75	9,9	1,6

Спеціальні наукові дослідження з цього питання необхідні для об'єктивної характеристики: радіаційного забруднення ґрунту на одиниці лісгосподарської діяльності - таксаційного виділу, а також лісовому кварталі, площі лісгосподарських

підприємств і їх структурних підрозділів; вмісту радіоактивних елементів в тих чи інших компонентах лісових екосистем; коефіцієнтів переходу радіонуклідів в ті чи інші рослини; вмісту радіоізотопів в частинах і органах рослин і т.д. Наукових розробок з цього питання на базі Чорнобильського полігону досить небагато [4], а використання методичних розробок минулих років, які були створені на базі вивчення міграції радіонуклідів після випробування атомної зброї [2], є досить проблематичним.

Таблиця 3

Математична обробка величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs при різній кількості спостережень

№ кварталу	Кількість спостережень, шт.	Статистика			
		$M \pm m$	σ	V, %	P, %
51	102	$2,0 \pm 0,07$	0,69	35,6	3,5
	82	$2,0 \pm 0,08$	0,70	35,2	3,9
	62	$2,0 \pm 0,10$	0,76	38,9	4,9
	22	$2,1 \pm 0,20$	0,97	46,7	9,7
39	105	$2,3 \pm 0,06$	0,66	28,8	2,8
	85	$2,3 \pm 0,07$	0,67	29,3	3,2
	65	$2,3 \pm 0,08$	0,69	30,2	3,7
	25	$2,2 \pm 0,14$	0,73	32,6	6,4

Таблиця 4

Щільність радіоактивного забруднення ґрунту ($\text{Кі}/\text{км}^2$) на лісових сінокосах на різній відстані від стіни лісу

Навітряна сторона		Підвітряна сторона	
відстань від лісу, м	$M \pm m$	відстань від лісу, м	$M \pm m$
-12	$5,7 \pm 0,7$	-18	$3,5 \pm 2,02$
12	$2,0 \pm 0,001$	18	$2,6 \pm 0,61$
60	$1,5 \pm 0,001$	36	$2,3 \pm 0,001$
120	$1,4 \pm 0,001$	54	$2,1 \pm 0,001$
180	$1,7 \pm 0,001$	72	$2,0 \pm 0,001$
240	$1,8 \pm 0,18$	90	$2,0 \pm 0,26$

У лісових масивах Журбеньського лісництва Овруцько-Народицького держлісгоспу та на сінокосах села Буда Любовичі проведені дослідження по вивченню щільності радіоактивного забруднення ґрунту в лісі на сінокосі, але на різній відстані від узлісся (табл. 4). Перша ділянка розташована з навітряної сторони по відношенню до джерела аварійних викидів, а друга - з підвітряної. На першій зростає соснове насадження з середньою висотою 18,0 м, а на другій - висотою 12,0 м.

Перші зразки ґрунту відбиралися в лісі на відстані середньої висоти деревостану від краю узлісся, а всі інші - на сінокосі.

З навітряної сторони у лісі спостерігається найбільша величина радіоактивного забруднення ґрунту - $5,7 \pm 0,7 \text{ Кі}/\text{км}^2$, в той час, як на сінокосі цей показник коливався від 1,5 до $2,0 \text{ Кі}/\text{км}^2$, що у 2,8-3,8 рази менше. Помітного впливу лісового масиву на величину радіоактивного забруднення ґрунту на сінокосі не відмічається. З підвітряної сторони спостерігається поступове зменшення величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту від стіни лісу ($2,6 \pm 0,61 \text{ Кі}/\text{км}^2$) до середини сінокошу ($2,0 \pm 0,26 \text{ Кі}/\text{км}^2$).

Література

1. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. - М.: Наука, 1977. - 142 с.
2. *Израэль Ю.А.* Экология и контроль состояния природной среды. -Л.: Гидрометиздат, 1979. - 375 с.
3. *Краснов В.П.* Радіоекологія лісів Полісся України. - Житомир: Волинь, 1998. - 112 с.
4. *Орлов М.Ю., Сныков В.П., Бочков Л.П.* Определение средней плотности загрязнения почвы Cs-137 // Атомная энергия. - 1994. - Т. 76, вып. 3. - С. 212-217.

5. *Пастернак П.С., Молотков П.И., Кучма Н.Д.* Лесоводственно-экологические последствия разрушения лесов аварийными выбросами // Доклады «Первой Всесоюзной научн.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС» (Чернобыль-88). – К.: Чернобыль. 1989. – Т. 3, ч. 2. – С. 36-40.
6. *Стыро С.Д., Филистович В.И.* Особенности загрязнения радионуклидами цезия подстилающей поверхности над кронами деревьев. – Физика атмосферы. – 1990. – № 15. – С. 87-93.
7. *Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И.* Оптимизация отбора и измерений проб при радиологическом мониторинге. – К.: 2001. – 160 с.
8. *Щеглов А.И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
9. *Herbst W.* Der Einfluß des Windes auf die Feinverteilung radioaktiver atmosphärischer Beimengungen // Schweiz. Z. Forstwesen. – 1961. – №10-11. – S.209-213.