

Лекція № 6

Надходження радіонуклідів у лісові екосистеми

Однією із нагальних проблем, що постали останніми десятиріччями у зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС, є проблема вивчення впливу радіоактивного забруднення на лісові екосистеми. Саме ліси виконали притаманну їм захисну функцію, затримавши значну кількість радіоактивних ізотопів, що випали внаслідок аварії. Разом з цим постала задача вивчення закономірностей поведінки радіонуклідів у лісових екосистемах, їх впливу на функціонування лісів, а також протирадіаційного захисту працівників лісового господарства і населення.

Лісові біогеоценози, і в першу чергу хвойні, відносяться до найбільш радіочутливих компонентів біосфери. За радіочутливістю такі ліси можуть бути порівняні з найбільш чутливими представниками тваринного світу – ссавцями. Яскравим підтвердженням цих висновків стали підсумки багаторічних досліджень лісових екосистем в найбільш постраждалих від аварії районах Південно-західної частин Східноєвропейської рівнини та Українсько-Білоруського Полісся. Лісистість у районах Полісся досягає 70%. Основна частка лісів припадає на хвойні породи. І цілком зрозуміло, що лісові екосистеми відіграють важливу роль в акумуляції радіонуклідів не лише на етапі аеральних випадань, але і в подальшому – в стримуванні вертикальних і горизонтальних потоків за межі зон первинного забруднення.

Роль лісів у первинному затриманні радіоактивних аерозолів

Тривала і складна динаміка викиду радіоактивних речовин із чорнобильського реактора під час аварії, а також супутня зміна метеорологічних умов спричинили складну картину забруднення великих територій. Відразу після аварії на лісові масиви осіло на 20–30% більше аеральних радіоактивних випадань, ніж на прилеглі безлісі ділянки.

Підвищене відкладення радіонуклідів спостерігалось і в зоні поодинокі стоячих дерев.

Затримування радіоактивних частинок залежить від площі поверхні, здатної їх збирати. Лісові біогеоценози характеризуються найбільшою біомасою на одиницю площі, тобто найбільшою поверхнею збирання частинок. Природно, первинна основна кількість радіоактивних речовин була затримана в кронах дерев (від 40 до 90%). Ефективність затримування рослинами аерозольних частинок збільшується зі зменшенням їх розмірів. Частинки діаметром 44–88 мкм затримуються в 2,5 рази легше, ніж частинки з діаметром 88–175 мкм. Затримування частинок, менших 40 мкм, може досягати кількох десятків відсотків.

За вимірюваннями, проведеними через 15 діб після викидів радіонуклідів з ЧАЕС, природний травостій утримував 30–45% випалої кількості γ -випромінюючих нуклідів і близько 30% ^{137}Cs . Багаторічні сіяні трави: 20–40 і 7–15% відповідно. Для озимого жита коливання початкового затримання γ -випромінюючих нуклідів і ^{137}Cs становили від 10 до 30 і від 7 до 20

% відповідно. Варіювання показників однієї культури залежало від стану посівів у період випадання і щільності забруднень. Коефіцієнт затримання лісами глобальних випадань варіював у межах 50–100%, при цьому він був вищим в соснових молодняках, нижчим – в середньовікових сосняках, ще нижчим — в листяних насадженнях, знижуючись до 20–25%. Максимальні рівні забруднення відзначалися в органах, що експонуються до зовнішнього забруднення, — листі, дрібних гілках, зовнішніх шарах кори.

В цілому ж безпосередньо після аварії питома активність рослинного ярусу визначалася тільки поверхневим забрудненням, а його радіонуклідний склад повністю відповідав змісту радіоактивної суміші, що випала. У ближній зоні випадань він був представлений усім

спектром продуктів поділу ядерного палива, на більш видаленій території – в основному довгоживучими ізотопами ^{137}Cs . При цьому вже через два місяці після викиду на усій території в радіонуклідному складі забруднення внутрішніх структур деревних порід, спочатку не забруднених, фіксувався ^{137}Cs . Це було обумовлено його позакореневим споживанням рослинами.

Відразу після аварії зв'язок радіоактивних частинок з поверхнею рослин був дуже слабкий, і під дією вітру, атмосферних опадів вони швидко переміщалися під запону лісу. Перший період напівочищення (час впродовж якого половина випавших радіонуклідів переміщується з крони до підстилки) деревного ярусу (без урахування радіоактивного розпаду) складав від двох тижнів до місяця, і в результаті до серпня 1986 р. активність в кронах дерев знизилася до 10–20% від первинної. Найінтенсивніше процеси дезактивації радіонуклідів в рослинному ярусі протікали на територіях, де випали більші радіоактивні частинки (у 5–10-кілометровій зоні відчуження), а також в листяних ценозах. У хвойних екосистемах ці процеси проходили повільніше, оскільки тривалість «життя» хвої складає 3–4 роки.

Вже через два–три місяці після випадань основна частина (до 80%) радіоактивних речовин, що випали, в лісових екосистемах переміщається під запону лісу, хоча процеси самоочищення деревного і трав'яно- чагарничкового ярусів в забруднених лісах домінують і в подальші два-три роки. Основну екологічну роль в регулюванні міграційних потоків радіонуклідів в лісових екосистемах починає грати ґрунт.

Радіонукліди в лісових ґрунтах

Лісова підстилка – основний ґрунтовий горизонт лісових екосистем, де спочатку акумулюються і надалі тривалий час утримуються радіонукліди. Вона неоднорідна і складається з трьох шарів, або субгоризонтів. Верхній, листовий, шар представлений свіжим нерозкладеним рослинним опадом; нижчий, ферментативний, – складається з частково трансформованих в процесі розкладання, але ще зберігаючих свою морфологічну будову рослинних залишків; нижній, гуміфікований, – представлений органічною речовиною рослинних залишків. Така структура лісової підстилки зумовлює те, що спочатку до 90% радіоактивних речовин, що надійшли з рослинного ярусу, акумулюється в листовому шарі. Потім в результаті щорічного надходження на поверхню ґрунту свіжого, відносно чистішого рослинного опаду, процесів перенесення з ґрунтовою фауною і міграції радіонуклідів разом з низхідною вологою відбувається переміщення забруднюючих речовин усередині її субгоризонтів. Верхній, листовий, шар активно очищується. Особливо інтенсивно цей процес протікає в перші роки після аварії. Надалі темпи зниження відносної кількості радіонуклідів істотно сповільнюються, і через чотири-п'ять років їх вміст у верхньому шарі стабілізується приблизно на одному рівні (близько 1% від загальних запасів в підстилці) незалежно від біогеоценозу. У ферментативному і гуміфікованому шарах усе інакше. Тут запаси радіонуклідів поступово зростають до максимальних відміток, потім також знижуються і стабілізуються на певному рівні залежно від типу біогеоценозу, ландшафтно-екологічних умов і шару підстилки. Так, у ферментативному шарі максимум вмісту ^{137}Cs припадає на п'ято-шостий рік, а стабілізація його запасів відбувається приблизно ще через три-чотири роки.

В цілому ж в підстилці лісових екосистем зараз утримується в середньому від 50 до 70% радіонуклідів, що випали: максимально – в хвойних ценозах автоморфних ландшафтів і значно менше – в мішаних лісах акумулятивних ландшафтів. Виключення – листяні ценози лісостепу, з невираженою або фрагментарно вираженою підстилкою. Тут вже через два роки після аварії підстилка втратила своє значення в акумуляції радіонуклідів, оскільки основна їх кількість переміщується в мінеральні шари ґрунтового профілю.

Проявляється цікава закономірність: в перші 10 років після випадань відбувається

відносно рівномірна зміна по роках вмісту радіонуклідів в підстилці і мінеральних шарах. Потім ці процеси сповільнюються і стабілізуються, що говорить про досягнення певної рівноваги в перерозподілі радіонуклідів між органогенними і мінеральними шарами. В той же час в мінеральному профілі ґрунтів автоморфних ділянок основна кількість радіонуклідів акумулюється в самому верхньому (1–2 см) шарі. У товщі, що пролягає нижче, їх вміст (при рівномірному розподілі) різко падає. Максимальна глибина проникнення радіонуклідів у вимірюваних кількостях в ґрунт на автоморфних ландшафтах коливається від 30 до 70 см. Ця величина в основному визначається щільністю забруднення території. Підвищена інтенсивність перерозподілу радіонуклідів (^{137}Cs) в підпідстилкові шари відзначається в листяних лісах. У хвойних ценозах найбільша міграція радіонуклідів спостерігається в повновікових лісах і суттєво менша – у відносно молодих посадках сосни.

У гідроморфних ґрунтах порівняно з автоморфними інтенсивність вертикальної міграції радіонуклідів вище приблизно в два-три рази. Тут не відбувається вираженої акумуляції ^{137}Cs у верхньому підпідстилковому шарі; а розподіл радіонуклідів по глибині ґрунтового горизонту плавніший. Серед болотяних ґрунтів максимальна інтенсивність міграції ^{137}Cs спостерігається в ґрунтах черновільхових лісів гідроморфних ландшафтів і мінімальна — в ґрунтах верхових сфагнових боліт. У чорноземах під лісом відзначається більш високий (особливо в перші п'ять років) рівень надходження радіонуклідів в мінеральні шари, ніж в гідроморфних ґрунтах. Висока інтенсивність перерозподілу радіонуклідів в чорноземних ґрунтах під лісом пов'язана, з одного боку, із зоогенним чинником (зокрема, з діяльністю дощових черв'яків), а з іншої – із слабкою утримуючою здатністю підстилки. До теперішнього часу в мінеральні шари ґрунтів залежно від типу біогеоценозу мігрували від 30 до 100% радіонуклідів, причому найінтенсивніше ці процеси протікають в ґрунтах листяних лісів лісостепу.

Таким чином, перерозподіл радіонуклідів в шарах підстилки і мінеральної товщі ґрунтів в лісових екосистемах характеризується різною динамікою, протікає з неоднаковою інтенсивністю і визначається різними процесами. У лісовій підстилці – в основному за рахунок щорічного надходження на її поверхню відносно чистішого рослинного опаду; у мінеральній товщі – в результаті протікання міграційних процесів.

Кореневе забруднення

Через 2–3 роки після аварії на Чорнобильській АЕС, коли процеси самоочищення в рослинному ярусі лісових екосистем сповільнилися, джерелом кореневого забруднення для рослин і грибів став ґрунт.

У зв'язку з цим накопичення радіоактивних речовин в надґрунтовому покриві різне і визначається, крім усього іншого, ще і біомасою його компонентів. Найбільша концентрація ^{137}Cs відзначається в грибах, мохах, лишайниках, потім в трав'янистій і чагарничковій рослинності і найменша – в деревних породах. Проте внаслідок значних відмінностей у біомасі цих компонентів їх роль в розподілі забруднення в екосистемі різна.

Забруднення деревного ярусу

Відразу після аварії на усій території, що піддалася радіоактивному забрудненню, розподіл радіонуклідів по структурних органах деревних порід був приблизно однаковим. Проте, вже через рік найвищий рівень забруднення відмічений в зовнішніх шарах кори, особливо порід з тріщинуватою і шорсткою поверхнею кори.

Радіоактивне забруднення зовнішньої частини кори визначається поверхневим

(аеральним) проникненням радіонуклідів у тріщини й пори. Величина питомої активності ^{137}Cs зовнішньої частини кори виявляється більш високою, ніж внутрішньої. Крім того, ймовірно, повинні були б існувати певні відмінності у величині питомої активності ^{137}Cs зовнішньої частини кори, які можуть бути пов'язані з різною будовою кори у досліджених порід (тріщинуватість) на різних висотах від поверхні ґрунту. Однак чітких закономірностей зміни цього показника залежно від висоти взятих зразків на стовбурі дерева, не виявлено. Для деяких деревних порід (сосни, вільхи) спостерігаються збільшення радіоактивного забруднення кори при просуванні від нижньої частини до вершини стовбура, а для інших

– зростання активності до середини стовбура й незначний спад на вершині. Розподіл радіонуклідів в органах деревних порід з часом змінюється.

Так, на усій території вміст ^{90}Sr в органах, які спочатку практично не були забруднені, зростав за рахунок кореневого споживання. Вміст же ^{137}Cs з часом змінювався по-різному залежно від ґрунтово-екологічних умов і форм радіоактивних випадань. На автоморфних ґрунтах, особливо чорноземах, визначальна роль в забрудненні деревостанів зберігається за структурними частинами, що зазнали зовнішнього забруднення (зовнішніми шарами кори).

Як відзначає В.П. Краснов зі співавторами за накопиченням ^{137}Cs у деревині виділяються породи, які характеризуються найменшим (дуб, осика) і найбільшим (вільха, береза) накопиченням радіонуклідів. У різні роки деревні види в названих групах змінювали своє місце розташування: 1992 р. – осика < дуб < береза < вільха; 1994 р. – дуб < осика < береза < вільха; 1995 р. – дуб < осика < вільха < береза.

Накопичення радіонуклідів у трав'яно-чагарничковому ярусі лісу

Трав'яно-чагарничковий ярус лісів ценотично і флористично різноманітний. В Україні до специфічного лісового фітоценокомплексу належить близько 600 видів судинних рослин, радіоактивне забруднення яких варіює в широких межах і відіграє важливу роль у накопиченні радіонуклідів компонентами лісових біогеоценозів. Зокрема, він бере участь у накопиченні гумусу ґрунтами лісових екосистем і в міграції радіонуклідів у них; види, що входять до його складу, є першими ланками трофічних ланцюгів, і їх радіоактивне забруднення зумовлює міграцію радіонуклідів до наступних ланок, зокрема, мисливських тварин – козулі, кабана, лося; до його складу входять господарськи цінні види рослин (ягідні, лікарські та ін.), при використанні яких у їжу до людини радіонукліди можуть надходити у значних кількостях.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів видами трав'яно- чагарничкового ярусу значною мірою зумовлюється ізотопним складом радіоактивних випадінь, їх фізико-хімічними властивостями, формою і шляхом надходження радіонуклідів до екосистеми. З усього ізотопного складу глобальних випадінь радіонуклідів 1960–1970-х років та аварійних викидів Чорнобильської АЕС (більше 100 ізотопів) види трав'яно- чагарничкового ярусу найбільше накопичують ^{137}Cs та ^{90}Sr . Трансуранові радіонукліди накопичуються у рослинах у 10–100 разів менше. Загальна закономірність полягає в тому, що інтенсивність надходження кожного радіонукліда до рослин залежить від ступеня його участі у метаболічних процесах рослинного організму. Саме тому радіонукліди, схожі за хімічною природою з біогенними елементами, активніше накопичуються у рослинах.

Для рослин трав'яно-чагарничкового ярусу лісу характерна видоспецифічність накопичення радіонуклідів. Це явище має місце у всіх фітоценозах та типах умов місцезростання. Зокрема, міжвидова різниця накопичення ^{137}Cs судинними рослинами наземного покриву у свіжих сугрудках Українського Полісся в ценозі дубових лісів різнотравно- конвалієвих сягає 50-кратної величини, а у свіжих суборах в ценозі соснового лісу різнотравно-чорнично-зеленомошного – 250-кратної. Тому в межах типів умов місцезростання доцільно групувати рослини за інтенсивністю накопичення ними певного радіонукліда, зокрема, ^{137}Cs . Показником згаданого параметру може бути величина коефіцієнта переходу радіонукліда з ґрунту до фітомаси виду. Зважаючи на величину $K_{\text{П}}$, інтенсивність надходження ^{137}Cs до надземної фітомаси поділяють на дуже сильну ($K_{\text{П}} > 100$), сильну ($100 > K_{\text{П}} > 50$), помірну ($50 > K_{\text{П}} > 10$), слабку ($10 > K_{\text{П}} > 1$), дуже слабку ($K_{\text{П}} < 1$). В табл. 5.17 наведено середні значення $K_{\text{П}}$ ^{137}Cs із ґрунту до надземної фітомаси, характерні для видів трав'яно-чагарничкового ярусу лісів у двох типах умов місцезростання.

Інтенсивність накопичення ^{137}Cs у надземній фітомасі видів трав'яно-чагарничкового ярусу лісу у свіжих сугрудках та свіжих суборах (В.П. Краснов, О.О. Орлов, 2004)

Таблиця 1

Інтенсивність накопичення ^{137}Cs із ґрунту у надземній фітомасі	Вид	Кп, м2кг-110-3
	Свіжі субори (В,)	590
Дуже сильна	Щитник шартрський	500
	Орляк	170
	Веснівка дволиста	160
Сильна	Перестріч лучний	72
	Одинарник європейський	56
Помірна	Костяниця	45
	Верес звичайний	40
	Конвалія звичайна	29
	Чорниця	28
	Брусниця	23
	Перстач білий	18
	Осока вереснякова	17
	Суниці лісові	11
Слабка	Звіробій звичайний	9,6
	Зимолобка зонтична	9,0
	Костриця овеча	4,4
	Смовдь гірська	3,5
	Герань криваво-червона	2,3
	Свіжі сугрудки (С2)	
Помірна	Щитник шартрський	47
	Щитник чоловічий	15
	Безщитник жіночий	13
	Перстач білий	13
	Осока трясучковидна	13
	Веснівка дволиста	12
Слабка	Перестріч гайовий	10
	Костяниця	9,9
	Конвалія звичайна	8,6
	Суниці лісові	8,3
	Осока гірська	6,3
	Купина лікарська	4,6
	Материнка звичайна	2,6
	Чорниці	2,4
	Брусниці	2,3
	Дзвоники персиколісті	2,1
	Звіробій звичайний	1,6
Дуже слабка	Куничник наземний	1,3
	Герань криваво-червона	0,9

Особливе положення в цьому ярусі займають рослини-гігрофіти, які накопичують в сотні разів більше радіонуклідів, ніж види-концентратори на автоморфних ґрунтах.

Радіоактивне забруднення видів трав'яно-чагарничкового ярусу соснових лісів є функцією глибини розташування кореневих систем видів. Зокрема, ерикоїдні види (верес, чорниця, брусниця, ліннея північна), що характеризуються приповерхневим розташуванням кореневих систем, мають підвищену здатність акумулювати ^{137}Cs . Крім того, колонізація їхніх кореневих систем мікоризою й проникнення останньої до інших тканин й органів ерикоїдів можуть сприяти цьому процесу.

Характерним для ерикоїдних видів є те, що вміст ^{137}Cs в них залежить від біологічних особливостей кожного виду і знижується в такому ранжованому ряду: верес–брусниця–чорниця; зокрема, на експериментальних ділянках у Центральній Швеції вміст ^{137}Cs у фітомасі цих видів становив відповідно 12000 Бк/кг, 3000 Бк/кг і 1300 Бк/кг.

Окреме місце займає питання накопичення радіонуклідів у дикоростучих ягодах, споживання яких широко розповсюджене лише на території Українського Полісся. Встановлено, що в автоморфних і гідроморфних умовах спостерігаються 50-кратні відмінності $K_{\text{П}}$ за ^{137}Cs для різних видів. Загальною закономірністю є зниження інтенсивності акумуляції ^{137}Cs у ягодах на більш багатих і сухих ґрунтах у порівнянні з більш бідними й вологими.

В умовах, близьких до оптимальних для більшості ягідних видів – у вологих соснових суборах, – ягідні види родини брусничних характеризуються інтенсивним накопиченням ^{137}Cs у надземній фітомасі ($K_{\text{П}}=73,8$ у чорниці; 67,3 – у брусниці; 62,7 – у лохини). У свіжих дубових суборах інтенсивність акумуляції ^{137}Cs цими видами істотно знижується. У сосново-дубових лісах сугрудів Полісся України величини $K_{\text{П}}$ ^{137}Cs у фітомасу цих видів знижуються на порядок у порівнянні зі свіжими суборами. Відповідно до відомостей українських радіоекологів, у межах кожного едафотопу відзначаються 6-кратні відмінності мінімальних і максимальних значень $K_{\text{П}}$ ^{137}Cs у надземну фітомасу на кожній із пробних площ при логнормальному розподілі значень цього показника. На інтенсивність акумуляції ^{137}Cs чорницею впливає не тільки едафотоп, але й переважаюча деревна порода.

Аналіз багаторічної динаміки інтенсивності акумуляції радіонуклідів із ґрунту ягодами основних видів показав загальну тенденцію до зниження в них питомої активності ^{137}Cs від 3 до 10 разів залежно від регіону. У середньому в Українському Поліссі вміст ^{137}Cs у свіжих ягодах і повітряно-сухих пагонах чорниці за роки після аварії на ЧАЕС зменшився приблизно у 5 разів, а величини $K_{\text{П}}$ ^{137}Cs кожному едафотопі коливаються біля середнього багаторічного значення для нього, що визначається погодними умовами поточного вегетаційного періоду.

Накопичення радіонуклідів грибами

При радіоактивному забрудненні середовища гриби відіграють особливу роль, оскільки, з одного боку, сорбували ряд радіоактивних ізотопів, а з іншої - служать продуктом харчування. У лісовому біогеоценозі вони – чемпіони по накопиченню радіоактивного цезію. В середньому в грибах концентрація ^{137}Cs більш ніж у 20 разів вища, ніж в максимально забрудненому шарі лісової підстилки і на 2–3 порядки більше, ніж в найменш забрудненій деревині. В той же час гриби не відрізняються такою здатністю по відношенню до ^{90}Sr і ізотопам Pu ($^{238-240}\text{Pu}$). Коефіцієнти переходу ($K_{\text{п}}$ = відношення питомої активності грибів до щільності забруднення ґрунтів) ізотопів плутонію в плоді тіла приблизно в 100 разів, а ^{90}Sr – в 1000 разів менше, ніж для ^{137}Cs . Інтенсивність поглинання ^{137}Cs сильно залежить від щільності і розподілу забруднення за ґрунтовим профілем, від видових особливостей, в першу чергу від глибини залягання міцелія і умов зростання (рис. 5.3). Менше всього радіоактивного цезію накопичується у дереворуйнуючих грибах, а більше – в симбіотрофах, причому накопичувальна здатність у видів цієї групи різниться в 10 і більше разів.

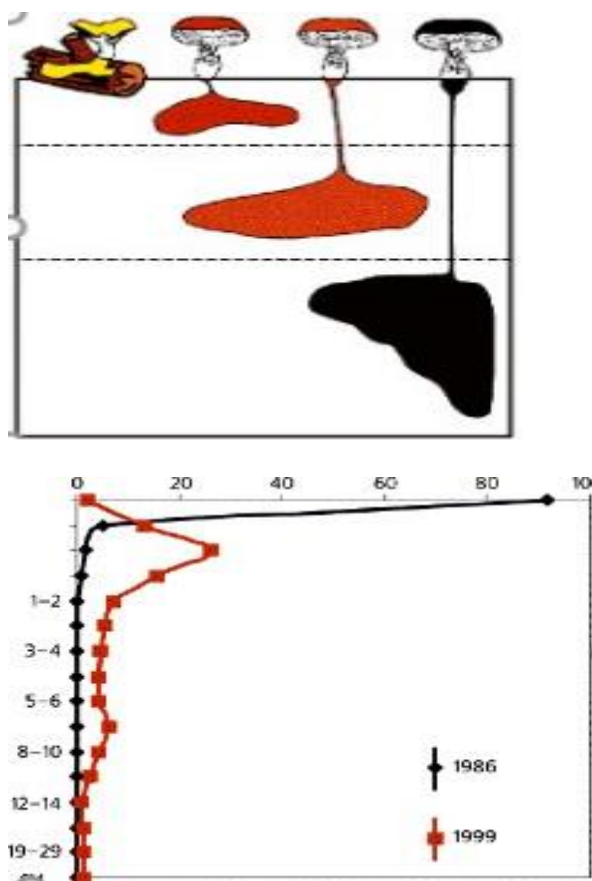


Рис. 1.3 Розподіл міцелія грибів (ліворуч) і ^{137}Cs в ґрунтовому профілі (за Щеглов, Цветнова, 2004).

На усіх етапах радіоактивного забруднення лісів за інших рівних умов в грибах накопичувалося ^{137}Cs в 100–1000 разів більше, ніж в інших компонентах лісового ценозу. У перші роки «рекордсменами» серед них були гриб польський, свинушка тонка і хрящ-молочник гірчак. Їх відразу після аварії стали використовувати як біоіндикатори радіоактивного забруднення. Проте, з виділених раніше видів-накопичувачів тільки

польський гриб повною мірою зберіг свої біоіндикаторні властивості. В той же час упродовж усього поставарійного періоду в значно меншому ступені забруднені опеньок, лисичка справжня і рядовка сіра. Це пов'язано з тим, що вони розвиваються на відносно чистих субстратах – живій або мертвій деревині (опеньок) або листовому рослинному опаді (лисичка, рядовка). Цікаво, що з часом накопичення радіонуклідів грибами знижується.

Накопичувальні властивості грибів визначаються також умовами їх зростання, і в першу чергу мірою зволоження ґрунтів. Так, на зволжених і перезволжених лісових ґрунтах (акумулятивні ландшафти) гриби накопичують радіоактивного цезію на порядок більше, чим ті ж види, що ростуть на автоморфних ґрунтах з глибоким заляганням ґрунтових вод.

У плодкових тілах радіонукліди накопичуються неоднаково (табл. 5.18). У молодих особин відмінності в питомій активності шапок і ніжок мінімальні, вони з'являються лише у міру дозрівання плодкових тіл за рахунок концентрації ^{137}Cs в гіменофорах.

Таблиця 2

Вид	Гіменофор	Шапки	Ніжки	Цілий гриб
Хрящ-молочник гірчак	44,5	15,3	19,8	21,6
Зеленушка	45,6	11,7	11,8	16,0
Свинушка тонка	56,0	25,8	21,0	29,0
Підберезовик	45,0	26,5	21,1	32,0

Вміст ^{137}Cs в різних частинах плодкових тіл грибів, кБк/кг сирової маси
(Щеглов, Цветнова, 2004)

Експериментальні дослідження накопичення ^{137}Cs грибами послужили основою для розробки практичних рекомендацій. Їстівні гриби, згідно з коефіцієнтами переходу ^{137}Cs до плодкових тіл, поділяються на групи, усередині яких ця величина змінюється в 2–4 рази. До слабконакопичуючих в основному відносяться види з екологічної групи дереворуйнуючих грибів, а до акумуляторів – види-симбіотрофи.

У країнах Західної Європи, де радіоактивне забруднення природних екосистем невелике, а гриби в раціоні населення грають значиму роль, додаткові навантаження від їх споживання складають приблизно 2/3 дози внутрішнього опромінення від використаних усіх харчових ресурсів лісу. У ряді країн, зокрема скандинавських, спостерігаються сезонні піки забруднення м'яса промислових тварин, пов'язані із споживанням ними грибів.

Широкий діапазон щільності забруднення лісових ґрунтів і вмісту ^{137}Cs в грибах, а також відсутність достовірних кількісних показників їх споживання утруднюють оцінки дозових навантажень на населення в регіонах з підвищеним радіоактивним фоном. Проте орієнтовні прогнози показали, що дози внутрішнього опромінення від споживання різних видів грибів коливаються від 0,6 до 3 мкЗв/рік.