

небезпечні хімічні речовини, у тому числі і радіоактивні, й фізичні фактори, у тому числі і іонізуюча радіація.

Кількісну оцінку вмісту

### ***Контрольні запитання до лекції 3:***

1. Що слід вважати за радіоактивне забруднення атмосфери.
2. Джерела надходження радіоактивних речовин до атмосфери.
3. Природні радіонукліди атмосфери, що формують дозу опромінення людини.
4. Штучні радіонукліди атмосфери, що формують дозу опромінення людини.
5. Вимоги до організації спостережень за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря.
6. Пости спостережень та їх завдання.
7. Методи відбору проб повітря та оцінювання його радіоактивності.
8. Супутні метеорологічні спостереження при відборі проб повітря.
9. Оцінювання стану атмосферного повітря щодо забруднення окремими радіонуклідами.
10. Вплив лісових пожеж на забруднених радіонуклідами територіях на забруднення повітря.
11. Радіоекологічне нормування якості атмосферного повітря.

## **Лекція 4. Радіоекологічний моніторинг ґрунтів**

4.1. Джерела радіоактивного забруднення ґрунту. 4.2. Міграція радіонуклідів у ґрунті. . 4.3. Об'єкти і методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів. 4.4. Проведення гамма-зйомки над поверхнею ґрунту. 4.5. Відбирання проб ґрунту. 4.6. Підготовка проб ґрунту до радіометрії і спектрометрії. 4.7. Визначення щільності радіонуклідного забруднення ґрунту. 4.8. Методологічні підходи до прогнозування радіоактивного забруднення ґрунтів.

Моніторинг ґрунтів – це система спостережень, кількісної оцінки та контролю за використанням ґрунтів і земель з метою організації управління їх продуктивністю. Моніторинг ґрунтів – це контроль, діагностика, прогноз і управління станом ґрунтів заради відтворення їх родючості. Він є складовою частиною екологічного моніторингу і входить до системи моніторингу суміжних середовищ і біосфери в цілому.

*Радіоекологічний моніторинг ґрунтів – це система кількісної оцінки в ґрунті вмісту певних природних і штучних радіонуклідів з метою контролю за їх використанням на забруднених радіонуклідами територіях.*

Необхідно відмітити, що забруднення ґрунтів радіоактивними речовинами, як, втім і будь-якими токсикантами, як об'єкт спостережень, має ряд важливих специфічних особливостей.

По-перше, ґрунт – це найбільш стабільне, малорухоме природне середовище порівняно, наприклад, з атмосферою або поверхневими водами. Міграція радіоактивних речовин в ґрунті протікає відносно повільно, особливо на рівнинах. Як наслідок цього, високі рівні забруднення ґрунтів деякими радіоактивними речовинами можуть на тривалий час локалізуватися в місцях їх викиду у навколишнє природне середовище.

По-друге, можлива поступова зміна хімічного складу як ґрунтів, так і радіонуклідів, наприклад на сільськогосподарських угіддях під вплив ос вапнування, гіпсування, внесення добрив.

По-третє, інтенсивним шляхом транспорту радіоактивних речовин, які попадають на ґрунт, може бути їх перенос з атмосферним повітрям разом з пилом, змив уточними водами. Але далеко не всі ці механізми переносу грають суттєву роль у забрудненні ґрунтів.

По-четверте, під впливом фізико-хімічних факторів (вода, кисень, рН, склад обмінного комплексу та інші), в результаті діяльності мікроорганізмів, здійснюється розпад радіоактивних речовин і перехід їх у більш доступний для живих організмів стан і, навпаки, вони можуть включатися у різні комплекси і зв'язуватися, переходячи у важкодоступний стан.

#### **4.1. Джерела радіоактивного забруднення ґрунту**

Можна виділити сім основних джерел первинного радіоактивного забруднення ґрунту:

1. Випадіння на поверхню землі космогенних радіонуклідів.

2. Розсіювання по поверхні землі природних радіоактивних ізотопів, які супроводжують видобуток будь-яких мінералів з товщ земної кори.

3. Осідання на поверхню ґрунту природних радіоактивних ізотопів з викидів ТЕС і ТЕЦ.

4. Робота підприємств ядерного паливного циклу: видобуток урану, збагачення його енергодіючого ізотопу  $^{235}\text{U}$ , виготовлення твелів, які супроводжуються надходження у середовище природних радіоактивних ізотопів, та штатні викиди штучних радіоактивні ізотопів атомних електростанцій, при захороненні радіоактивних відходів та їх переробці.

5. Глобальне забруднення поверхні ґрунту штучними радіоактивними ізотопами внаслідок використання та багаторічних випробувань ядерної зброї, застосування ядерних вибухів у виробництві.

6. Побутові інциденти з радіоактивними природними і штучними джерелами іонізуючих випромінювань.

7. Аварії на підприємствах ядерного паливного циклу, які є, як правило, джерелом штучних радіоактивних ізотопів.

Джерелом вторинного радіоактивного забруднення ґрунту може стати перенос радіоактивних речовин з забруднених територій з вітром або стічними водами. Так, у 1967–1970 рр. на Уралі в Челябінській області відбулося забруднення території площею близько  $1800\text{ км}^2$  завдяки вітрового переносу радіоактивного пилу з берегів озера Карачай, котре використовувалось для видалення радіоактивних відходів підприємства для вироблення  $^{239}\text{Pu}$ . Було рознесено  $6 \times 10^{12}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$  і  $1,7 \times 10^{13}$  Бк  $^{137}\text{Cs}$ .

За В.В. Медведєвим, автором концепції техніко-економічного обґрунтування моніторингу ґрунтів, у тому числі й радіоекологічного моніторингу, його необхідність визначається чотирма основними факторами:

1. Виключною важливістю підтримання ґрунтів у стані, за яким вони зберігають здатність до регуляції циклів біофільних елементів як основи життєдіяльності людини і біосфери.

2. Важливістю контролю і запобігання негативного розвитку процесів ґрунтоутворення, які мають місце практично на всій сільськогосподарській території внаслідок безгосподарської діяльності людини і проявляється в дегуміфікації, ерозії, переуцільненні, забрудненні, підкисленні, підтопленні, засоленні, надмірному спрацюванні торфу тощо.

3. Необхідністю істотного підвищення родючості ґрунтів, віддачі від меліорації і хімізації, подолання застійних явищ в урожайності та поліпшення якості сільськогосподарської продукції.

4. Неможливістю вироблення адекватної оцінки сучасного стану ґрунтового покриву на основі наявної інформації (через застарілі данні ґрунтового обстеження, "усіченість", орієнтованість лише на вузького споживача, неузгодженість матеріалів і різноманітність методик у роботі гідрогеологомеліоративних експедицій, гідромеліоративної, санітарно-епідеміологічної служби та ін.) і раціонального використання з цієї причини інвестиції для усунування деформаційних явищ.

## **4.2. Міграція радіонуклідів в ґрунті**

Радіоактивні викиди, що надходять до ґрунту з атмосфери, зосереджуються в основному у верхньому 3–5-сантиметровому шарі. Проте з часом ситуація щодо рівнів радіонуклідного забруднення ґрунту змінюється. Особливо це стосується забруднення штучними радіонуклідами внаслідок радіаційних інцидентів. Основним чинником, що зумовлює ці зміни радіоактивного забруднення ґрунту, є міграційні явища.

*Під міграцією радіонуклідів в ґрунті слід розуміти сукупність процесів, що ведуть до їх переміщення в ґрунті та його поверхні і зумовлюють перерозподіл за глибиною і в горизонтальному напрямку. У зв'язку з цим виділяють два види міграції – вертикальну і горизонтальну, які проходять одночасно.*

Вертикальна міграція – це переміщення радіонуклідів з поверхні ґрунту у глибинні шари; горизонтальна – перенос по поверхні ґрунту з вітром та з током води.

Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та деякі інші явища, що характеризують особливості погодно-кліматичних умов, відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів не тільки в атмосфері, але і в ґрунті.

Радіоактивні частинки, потрапляючи на поверхню ґрунту, втягуються в процеси вертикальної міграції углибину ґрунту, які мають досить важливе значення. Це зумовлює зниження потужності дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшення їх вторинного переносу вітром та поверхневими водами. В той же час може значно змінюватись кількість радіонуклідів, що надходять в рослини, переходять в ґрунтові води.

Швидкість вертикального перенесення радіонуклідів в ґрунті у значній мірі визначається механічним та мінералогічним складом ґрунту, його агрохімічними характеристиками. Але головним чином вона залежить від кількості атмосферних опадів.

Частинки найрізноманітніших розмірів з током води можуть проникати углибину тріщинами, утвореними в суху погоду, ходами черв'яків та інших організмів. Це – звичайна *фільтрація – рух рідини через пористе середовище під впливом гравітаційних сил*. Певну роль грає *дифузійний рух – переміщення радіонуклідів в напрямку градієнта концентрації – її вирівнюванню; конвекційне перенесення – це вертикальне переміщення радіонуклідів з водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності*.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. Так, в зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 30 років після випадання радіоактивних продуктів практично вся маса радіонуклідів містилася у верхньому 30-сантиметровому шарі (табл. 4.1). На ґрунтах більш важкого механічного складу з багатим ґрунтовим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах

ґрунтів  $^{90}\text{Sr}$  проникає на більшу глибину, ніж  $^{137}\text{Cs}$ . Це, безперечно, пов'язане з більшою розчинністю стронцію і “старінням” цезію.

#### 4.1. Проникнення $^{90}\text{Sr}$ і $^{137}\text{Cs}$ у товщу ґрунту, %

Шар, см	Дерново-підзолистий				Чорнозем звичайний			
	$^{90}\text{Sr}$		$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$		$^{137}\text{Cs}$	
	1987	2017	1987	2017	1987	2017	1987	2017
0–5	100	5	100	10	100	25	100	50
5–10	0	10	0	20	0	45	0	40
10–15	0	25	0	30	0	15	0	10
15–20	0	30	0	40	0	10	0	0
20–25	0	15	0	0	0	5	0	0
25–30	0	10	0	0	0	0	0	0
30–35	0	0	0	0	0	0	0	0

Велике значення щодо розповсюдження радіонуклідів на територіях має рух повітря, тобто вітер. За рахунок вітрового підняття з поверхні ґрунту і переносу стає можливим надзвичайно швидке переміщення радіоактивних речовин на відстані десятків кілометрів від місця її випадання, що може обумовити вторинне забруднення або підвищення рівня забруднення більш чистих ґрунтів.

Найбільш важливим фактором, що впливає на вітровий підйом радіоактивних частинок, є швидкість руху повітря. Підйом ґрунтових частинок відбувається швидше із сухої поверхні, розораних полів, схилів, які продуваються вітрами.

Значний вплив мають погодно-кліматичні умови на горизонтальну міграцію радіонуклідів – їх перенесення по поверхні ґрунту. При сильних зливових дощах в літньо-осінній період можливий значний змив радіонуклідів з площ водозборів у водойми та забруднення ними річок, озер, водосховищ – джерел питної та поливної води. Аналогічна ситуація може виникнути при формуванні потужного снігового покриву у зимовий період та різкому підвищенні температури весною, коли при швидкому таненні снігу і слабкій фільтрації опадів у мерзлий ґрунт посилюється перенесення радіонуклідів по поверхні.

В процесах горизонтальної міграції радіонуклідів велику роль відіграють особливості рельєфу місцевості, наявність на ній рослинності. Специфічні нерівності поверхні, лісові насадження та буяння трав'янистих рослин при певних поєднаннях можуть практично повністю затримувати поверхневий перенос радіонуклідів. В той же час круті схили, відсутність рослин посилюють його.

На рис. 4.1 наведені дані з динаміки зміни ступеня радіонуклідного забруднення ґрунту дослідної ділянки з часом після випадіння радіоактивних опадів. Чітко видно, як зменшується забруднення підвищених частин території і збільшується низинних частин.

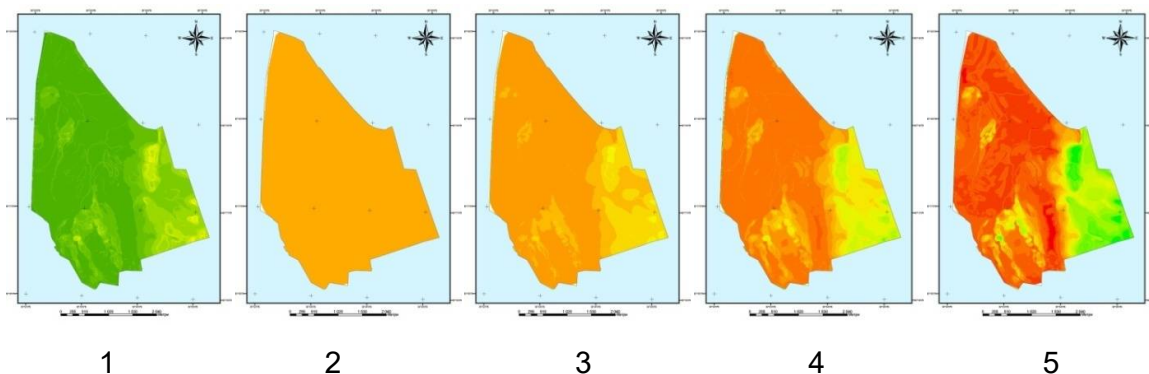


Рис. 4.2. Вплив рельєфу території на горизонтальну міграцію <sup>137</sup>Cs по поверхні ґрунту з часом після випадіння радіоактивних опадів при аварії на Чорнобильській АЕС: 1 – рельєф території, 2 – рівномірне забруднення у 1986 р., 3 – через 10 років, 4 – через 20 років, 5 – через 25 років (Ю.О. Кутлахмедов, 2012).

Міграційні здатності радіонуклідів в ґрунті та їх включення у біологічні цикли визначаються великою кількістю властивостей самих радіонуклідів, ґрунту, різним факторами навколишнього середовища.

Важливе значення мають фізико-хімічні властивості самих радіонуклідів. Радіонукліди, що потрапляють в навколишнє середовище, можуть перебувати у різній фізико-хімічній формі – аерозолів, гідрозолів, частинок, сорбованих на різних матеріалах та інших. Їх рухливість залежить від форми радіонуклідів, в якій вони надійшли в навколишнє середовище.

Так, радіоактивне забруднення при аварії на Чорнобильській АЕС було зумовлене трьома типами випадань: твердими високорадіоактивними аерозолями різної дисперсності, газовою фазою окремих радіонуклідів і

радіонуклідів, розташованих у графітовій матриці. Останній специфічний тип радіоактивних частинок утворився під час горіння блоків із графіту, який використовується в ядерних реакторах як сповільнювач нейтронів.

Виділяють дві основні групи факторів, які ведуть до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів у часі. Перша з них зумовлює так зване “старіння” радіонуклідів. Суть старіння в тому, що з часом в результаті їх дифузії у кристалічну структуру деяких мінералів, утворення різних комплексних сполук, агрегування частинок у більш крупні, зменшується їх рухливість у ґрунті. Добре відоме старіння радіонуклідів цезію, наслідком якого є поступове зниження їх доступності для кореневого засвоєння рослинами.

Під впливом другої групи факторів рухливість радіонуклідів, навпаки, може зростати. Так, крупнодисперсні частинки з часом в ґрунті під впливом води, кисню, діяльності мікрофлори та інших факторів можуть руйнуватися, перетворюючись у дрібнодисперсні. Радіонукліди, що входять до їхнього складу, переходять із важкодоступних форм у більш доступні, які краще розчиняються у ґрунтовому розчині.

Сорбційна здатність ґрунтів щодо деяких радіонуклідів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Навіть в межах одного типу ґрунтів в залежності від кількості фракції глинистих частинок вона може змінюватись на порядок. Найбільш міцно радіонукліди утримуються муловою фракцією.

Дрібнопилуваті і мулисті частинки високодисперсних фракцій ґрунтів містять і найбільшу кількість органічних речовин, які також суттєво впливають на міграцію радіонуклідів.

В більш крупних фракціях пилу вміст органічних речовин різко знижується, а в дрібному піску їх майже немає.

Дуже велику кількість органічних речовин (до 90%) містять торф'яні ґрунти. Однак вони в основному представлені напіврозкладеними рослинними рештками і містять мало гумусу. Мінеральна фракція, в тому числі і



дрібнодисперсна, у торф'яних ґрунтах незначна. Невелика і кількість обмінних катіонів. Тому ємність поглинання торф'яних ґрунтів невисока і здатність до утримування радіонуклідів порівняно низька.

В цілому перераховані властивості ґрунтів формують в них певний неспецифічний рівень здатності до сорбції і утримування радіонуклідів. В порядку зростання здатності різних типів ґрунтів сорбувати радіонукліди їх можна розподілити у такій послідовності: торф'яні–підзолисті–дерново–підзолисті–сірі лісові–лугові–сіроземи–каштанові–чорноземи.

Важливу роль у міграції радіонуклідів в ґрунті мають його агрохімічні властивості. Звичайно радіонукліди знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Так, при вмісті  $^{137}\text{Cs}$   $3,7 \times 10^4$  Бк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) – рівень, вище якого ґрунти прийнято вважати забрудненими, масова його концентрація у орному шарі складає  $3,9 \times 10^{-12}$  %, а  $^{90}\text{Sr}$  – ще менше –  $2,4 \times 10^{-12}$ %. Це відповідає приблизно величині  $10^{-5}$  г/м<sup>2</sup>, або 10 г/км<sup>2</sup>. Такі низькі концентрації радіонуклідів у ґрунтах повинні зумовлювати суттєву залежність їх поведінки від вмісту відповідних стабільних ізотопів, елементів, схожих з ними за фізико-хімічними властивостями.

Реакція ґрунтового розчину по-різному впливає на міграцію радіонуклідів. Для більшості з них, в тому числі для  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , при зростанні кислотності знижується міцність закріплення в ґрунті, збільшується рухливість і надходження в рослини. Деякі радіонукліди, зокрема  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ , при підвищенні рН переходять з іонної форми у різні гідролізні і комплексні сполуки і стають менш доступними для рослин.

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів в ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує їхню так звану “карбонатність”. В багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст карбонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження  $^{90}\text{Sr}$  з ґрунту в рослини знижується.

Зменшення надходження  $^{90}\text{Sr}$  в рослини на карбонатних ґрунтах пояснюється звичайно двома причинами. По-перше, при високому рівні

карбонатів може відбуватися необмінна фіксація радіонукліда. По-друге, стронцій і кальцій є хімічними аналогами. При надходженні в рослини, як і взагалі в живий організм, між ними можуть виникати певні конкурентні взаємовідносини і кальцій, як елемент, вміст якого у земній корі (2,96%) на декілька порядків перевищує загальний вміст стронцію ( $3,4 \times 10^{-2}\%$ ), може виступати у ролі своєрідного дискримінатора, який обмежує надходження стронцію, в тому числі і його радіоактивних ізотопів.

Не тільки з підвищенням карбонатності ґрунту, тобто зі збільшенням в ньому вмісту аніонів  $\text{CO}_3^{2-}$ , але й із зростанням концентрації аніонів  $\text{PO}_4^{3-}$  і  $\text{SO}_4^{2-}$ , збільшується сорбція  $^{90}\text{Sr}$  за рахунок співосідання важкорозчинних і слабо засвоюваних рослинами сполук стронцію. Тому в ґрунтах з підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки, особливо перших, спостерігається зниження переходу  $^{90}\text{Sr}$  в рослини.

Збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини  $^{137}\text{Cs}$ . З одного боку, це пов'язане з тим, що при великій кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію. З другого – з тим, що між калієм і цезієм, як між хімічними аналогами, виникають конкурентні відношення при надходженні в рослини, схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

Поглинання і сорбція радіонуклідів ґрунтом дуже залежить від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів – чим вище вміст стабільних, тим менше радіоактивних закріплюється в ґрунті і більше надходить у рослини. Цей ефект пояснюється простим розбавленням радіонуклідів в ґрунті за рахунок стабільних і зменшенням частки радіоактивних в загальному закріпленні елемента.

На особливу увагу заслуговує один з основних природних радіоактивних “забруднювачів” ґрунту і біосфери  $^{40}\text{K}$ . Його вміст в орному шарі досить великий –  $2,7\text{--}21,6 \times 10^4$  Бк/м<sup>2</sup> (0,7–5,8 Ки/км<sup>2</sup>). Максимальну радіоактивність за рахунок  $^{40}\text{K}$  мають ґрунти, що розвивались на кислих магматичних породах і

містять мінерали з великим вмістом калію – біотит, мусковіт, ортоклаз. В процесі господарської діяльності потоки калію, а разом з ним і  $^{40}\text{K}$ , в біосфері зростають. При середніх нормах внесення калійних добрив 60 кг/га у ґрунт надходить  $1,35 \times 10^6$  Бк  $^{40}\text{K}$ . При разовому внесенні це не призведе до помітного збільшення вмісту  $^{40}\text{K}$ , але при багаторічному внесенні калійних добрив може вплинути на його баланс.

Міграція  $^{40}\text{K}$  у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюга повністю визначається поведінкою його стабільних носіїв –  $^{39}\text{K}$  і  $^{41}\text{K}$  і залежить від багатьох уже відмічених властивостей ґрунтів: карбонатності, реакції середовища, вмісту різних катіонів, і в першу чергу натрію, концентрації аніонів та інших. Але при всякому зменшенні надходження  $^{40}\text{K}$  спостерігається і зниження надходження калію в цілому. Він же є одним із основних біогенних елементів.

Таким чином, з часом радіаційна ситуація на забруднених радіонуклідами ґрунтах змінюється. В залежності від цілої низки умов, не дивлячись на ідучи процеси природного фізичного розпаду радіонуклідів їх абсолютна кількість в ґрунті, тобто щільність його забруднення, може мінятись і не тільки у бік логічного зменшення, а й у бік збільшення. Все це свідчить про необхідність постійного відстеження стану радіоактивного забруднення ґрунтів, тобто здійсненні їх радіоекологічного моніторингу.

### **4.3. Об'єкти і методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів**

Є всі підстави вважати радіоактивне забруднення ґрунту поряд з фізичною, хімічною, біологічною деградацією вважати за окремий самостійний тип, котрий як і хімічне забруднення призводить до втрати родючості. Однак він має дуже важливі специфічні особливості, пов'язані з властивостями радіонуклідів як носіїв іонізуючого випромінювання.

Одним з завдань радіоекологічного моніторингу є періодичний контроль за вмістом основних дозоутворюючих радіонуклідів, впливу природних та

антропогенних чинників на динаміку їх змін. Об'єктами радіоекологічного моніторингу можуть бути будь-які типи, підтипи, роди, види і різновиди ґрунтів, які знаходяться у межах територій радіонуклідного забруднення. Враховуючи, що для достовірної оцінки ґрунтів, і особливо прогнозу їх родючості необхідна інформація про клімат, ґрунтоутворні породи, води (поверхневі або в крайньому разі першого горизонту підґрунтових вод), кількість і якість рослинницької продукції, перераховані компоненти також включають до об'єктів моніторингу. Такий підхід дає змогу суміщати ґрунти з іншими елементами середовищ і при аналогічній розробці моніторингу фауни, флори і людини одержати цілісне уявлення про стан біосфери.

Радіоекологічний стан ґрунтів достовірно діагностується при наявності загальної інформації про них за такими показниками: тип ґрунту, структура ґрунтового покриву, вміст гумусу і основних елементів живлення рослин, рН, ємність вбирання, фізичний, водний, повітряний і поживний режим, біологічна активність ґрунтів, оцінка інтенсивності прояву ерозії, показники меліоративного стану (якість зрошувальних вод, рівень і мінералізація підґрунтових вод, засоленість ґрунтів у цілому і зони аерації; вторинне осолонцювання, темпи спрацьовування осушених торфовищ, трансформація органічних речовин, вторинне озалізнення) і нарешті, рівень забруднення окремими радіонуклідами.

Перелік польових і лабораторних аналітичних робіт залежить від мінімально достатньої кількості показників, що ґрунтово характеризують вище згадані процеси. Періодичність досліджень залежить від динаміки зміни радіаційного фону і рівня радіонуклідного забруднення певним чи певними радіонуклідами.

Спостереження ведуться наземними і дистанційними засобами. Відпрацювання кореляційних зв'язків між наземними і дистанційними методами являє собою окреме спеціальне завдання, яке передбачає сучасне математичне забезпечення, включаючи принципи створення банку даних,

автоматизовані системи обробки і видачі інформації, способи поточного і довготривалого прогнозів.

#### **4.4. Проведення гамма-зйомки над поверхнею ґрунту**

Внаслідок радіоактивних випадів виникає поверхнєве забруднення місцевості. Поступово протягом тижнів–місяців–років під впливом різних вище згаданих процесів радіоактивні продукти починають проникати у глибину ґрунту або разом з частинками-носіями, або при змиві з поверхні цих частинок, або при їх руйнуванні. В результаті утворюється об'ємне забруднення верхнього шару ґрунту товщиною у декілька сантиметрів. Так, у перші декілька місяців після випадів радіоактивних речовин внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС у верхньому 3–5-сантиметровому шарі дерново-підзолистого ґрунту містилося до 95% всієї радіоактивності і, як свідчить табл. 4.1, тільки через 30 років довгоживучі радіонукліди  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , заглибились до 20–25 см. Таким чином над слідом радіоактивної хмари, який виникає на місцевості внаслідок ядерного вибуху або аварії на підприємствах ядерного паливного циклу формується певне радіоактивне поле. Звичайно його називають гамма-полем (не плутати зі спеціально створеним гамма-полем, на якому вирощують рослини для вивчення дії хронічної дії іонізуючої радіації). Звичайно потужність радіаційного фону (гамма-фону) у таких умовах оцінюється за допомогою переносних дозиметрів-рентгенометрів.

Методи радіоекологічного моніторингу ґрунтів перш за все передбачають проведення гамма-зйомки, тобто оцінки (визначення) потужності радіаційного ( $\gamma$ - та  $\beta$ -) фону (рис. 4.2). Гамма-зйомка території є найоперативнішим способом визначення масштабів і ступеня радіоактивного забруднення ґрунту на сільськогосподарських і лісових угідь.



Рис. 4.3. Оцінка радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь.

Гамма-зйомка проводиться по регулярній мережі галсами на висоті 1 м від поверхні ґрунту. Точки вимірювання розташовують на маршрутних лініях на відстані не більше 100 м одна від одної. У випадку, коли максимальні відхилення відрізняються від середнього значення потужності гамма-дозиметра більш ніж на 30%, ділянка вважається забрудненою неоднорідно. В місцях локальних неоднорідностей проводять додаткову гамма-зйомку з метою виявлення їх меж і виділення рівномірно забруднених елементарних ділянок, на яких розміщують пробні майданчики. Розташування пробних майданчиків має відповідати таким вимогам: вибране місце має бути максимально горизонтальним, рівним, з однорідним рослинним покривом без наявних порушень цілісності поверхні; найближчі будівлі та дерева мають бути розташовані на відстані не ближче двох їх висот від пробного майданчика; пробний майданчик має бути розташований не ближче 20 м від доріг і місць акумулювання або змиву радіоактивного забруднення на поверхні ґрунту. Відстань між місцями відбору точкових проб ґрунту на пробному майданчику або між пробними майданчиками має бути не менше 1 м. Для центру пробного майданчика визначають географічні координати, які заносять в паспорт проби і журнал обстеження. При обраних параметрах пробовідбору та вимірювання активності радіонуклідів мінімально необхідне число проб ґрунту для оцінки медіани щільності радіоактивного забруднення (питомої активності) ґрунту на

елементарному майданчику визначається з СОУ 74.14-37-424:2006. Зазвичай рекомендується компонувати одну середню пробу не менше ніж з 5–10-ти точкових проб для кожного контрольного майданчика. Максимальна точність визначення рівня радіоактивного забруднення ґрунту визначається приведеною в сертифікаті відносною похибкою вимірювань активності конкретного використовуваного приладу.

Для оцінки потужності дози можна використовувати дозиметри-радіометри різних систем – від найпростіших типу МКС-05 «Терра» до професійних, таких, що давно зарекомендували себе, – СРП-68-01, СРП-88, ДБГ-06Т, ДРГ-01Т та інших. Дані гамма-зйомки наносять на плани землекористування у масштабі 1:10000. Гамма-зйомка дає можливість за досить короткий час визначити межі радіоактивного забруднення місцевості, виділити особливо забруднені території.

Визначення забруднення місцевості окремими ізотопами зазвичай проводиться шляхом аналізу відібраних проб в лабораторних умовах. Але за великих масштабів радіоактивного забруднення території з метою оперативного отримання інформації про стан радіаційної обстановки застосовується дистанційна аерорадіометрія з вертольотів, літаків і навіть супутників. Безперечно, у певних порівняно невеликих обсягах її можна проводити і за допомогою безпілотних літальних апаратів різних конструкцій, які останнім часом з'явилися на озброєнні різних служб. Аерорадіометрія дозволяє провести зйомку забрудненої місцевості швидко і на великій площі. Основний її недолік складається у тому, що з допомогою цього методу важко отримати дані про ізотопи з енергією гамма-випромінювання менше 0,3 МеВ.

Проте, основним штучним довгоживучим радіонуклідом, який здебільш супроводжує аварійні викиди на підприємствах ЯПЦ, у тому числі на найкрупніших аваріях нашого часу Чорнобильській АЕС і АЕС «Фукусима-1», є  $^{137}\text{Cs}$ , енергія якого складає 0,660 МеВ. Тому оцінка забруднення території за допомогою літальних апаратів, у тому числі супутників, не створює особливих труднощів.

Оцінка потужності гамма-поля над радіоактивним слідом в умовах наземного вимірювання, як і відбору зразків, утруднене не являє, так як завжди можна вибрати відкриту ділянку місцевості, яка б відповідала певним вимогам (достатньо рівна, не вкрита рослинністю). В умовах дистанційного зондування з найчастіше прийнятої висоти 200 м це можливе лише над пустельною поверхнею, наприклад, на Семіпалатинському полігоні, на якому випробувалася ядерні зброя Радянським Союзом чи у пустелі штату Невада, де випробували атомні бомби США, у пустелі Сахара, у якій випробувала свої бомби Франція.

Але, якщо радіоактивні продукти випали у вкритому рослинністю районі, то у цьому випадку рослинний покрив може у значній мірі екранувати гамма-випромінювання забрудненої місцевості. Таке екранування буде особливо помітне у зоні багатоярусних лісових насаджень.

На показники спектрометрії впливають також такі чинники, як рельєф поверхні землі, атмосферний тиск, температура навколишнього середовища, вологість повітря. Враховуючи ці фактори можна по оцінці потужності дози  $P$  на деякій висоті  $h$  (наприклад, з літака під час гамма-зйомки сліду) визначити потужність дози  $P_H$  у поверхні землі на висоті  $H$  в 1 м:

$$P_H = P(h) K_H(h) \eta_n(h) \eta_l(h) \eta_p(h) \eta_t(h) \eta_w(h), \text{ (Израэль Ю.А., 1996, с. 342)}$$

де  $K_H(h)$  – перерахований висотний коефіцієнт з висоти  $H$  на висоту  $h$  для ідеальної рівної поверхні і стандартної атмосфери;  $\eta_i(h)$  – поправочні коефіцієнти, які враховують вплив реальних умов:  $\eta_n(h)$  – нерівностей земної поверхні,  $\eta_l(h)$  – рослинного, головним чином лісового покриву,  $\eta_p(h)$  – атмосферного тиску,  $\eta_t(h)$  – температури,  $\eta_w(h)$  – вологості повітря.

Величина  $K_H(h)$  для  $1 \text{ м} \leq H \leq 200 \text{ м}$  слабо залежить від первинної енергії гамма-випромінювання у певному інтервалі енергій випромінювань продуктів ядерного поділу. Значення поправочних коефіцієнтів  $\eta_p$ ,  $\eta_t$ ,  $\eta_w$  близькі до одиниці. Решту, втім як і точні значення попередніх, можна знайти у певних матеріалах, зокрема згаданій роботі Ю.А. Израеля.



## 4.5. Відбирання проб ґрунту

Для контролю за радіоактивним забрудненням ґрунту та відстеженням динаміки забруднення необхідне кількісне визначення вмісту окремих радіонуклідів у пробах ґрунту, відібраних безпосередньо на забрудненій території. При проведенні відбору проб ґрунту, як, до речі, й інших об'єктів (рослин, води, продукції) найважливішою та необхідною умовою має бути дотримання таких основних принципів:

- прив'язка місця відбору до географічних координат чи плану місцевості,
- показність проби (репрезентативність вибірки),
- достатність проби (оптимальна кількість),

Показність, або репрезентативність проби (вибірки) ґрунту забезпечується кількістю відібраних проб з одиниці площі. При однорідному ґрунтовому покриві (не плямистому за гамма- чи бета-фоном) забрудненої території проби відбирають «методом конверта», тобто в п'яти точках (кути і центр квадрата із стороною 100 м) вибирається шар розміром 15×15 см на глибину 5 см. Контрольні точки відбору проб повинні бути віддалені від доріг не менше чим на 200 м. Остаточна проба (1 кг) складається з п'яти добре перемішаних зразків із заздалегідь видаленою рослинністю.

При нерівномірному забрудненні поля чи ділянки або неоднорідному ґрунтовому покриві його ділять на декілька частин з однорідними умовами з котрих і відбирають проби також методом конверту.

Проби ґрунту бажано відбирати за допомогою спеціальних бурів-пробовідбірників (рис. 4.3) на глибину до 20–25 см. Вони дозволяють відібрати як загальний зразок ґрунту з орного шару, так і пошарові зразки.

Такий бур, призначений для взяття проб ґрунту, може використовуватися і для відбору донних відкладень у водоймах, про що буде говоритися у наступному розділі. Він являє собою металевий наконечник з хімічно стійкої загартованої сталі, який з'єднується зі штангою. Штанга в залежності від конструкції до необхідної глибини узяття проби може подовжуватися до

потрібної довжини іншою штангою, що знаходиться в комплекті. Подовжена штанга кріпиться стопорними гвинтами. Штанга на кінці має рукоятку для обертання пробовідбірника. На пробовідбірники нанесені риски по глибині відбору проб.

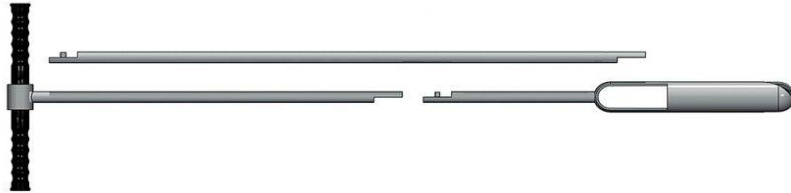


Рис. 4.3. Пробовідбірники ґрунту різних систем.

При відсутності буру зразки ґрунту відбирають за допомогою лопати, совка, ножа. Для відбору загального зразка ґрунту на глибину орного шару роблять прикопку на глибину штика лопати, у котрій з рівної стінки, заглиблюючи лопату на весь штик, зрізують шар ґрунту товщиною 5–7 см. Ґрунт виймають лопатою і покладуть на горизонтальну поверхню. Далі ножем прямо на лопаті формують стовпчик проби ґрунту висота якого дорівнює

глибині відбору, а ширина близько 10 см. При необхідності цей стовпчик можна розділити на пошарові зразки.

Інший метод відбору пошарових зразків без буру полягає у відборі проб з ґрунтового шурфу, викопаного на необхідну глибину. У цьому випадку ґрунт обережно відбирають на одній стороні шурфу знизу до верху так, щоб радіоактивні частинки з верхніх шарів не попали у проби нижчих шарів.

Достатність, або оптимізація кількості проби, забезпечується відбором необхідного для аналізів наважки ґрунту. Все залежить з одного боку від кількості радіонукліду в ґрунті, а з іншого – від методу аналізу. При достатній концентрації в пробі радіонукліду, котрі забезпечують дозволяючи можливості приладу чи методу, її об'єм може бути рівним об'єму ємкості, у котрій проводиться радіометрія. В іншому випадку відбирають більші об'єми проб, у котрих потім за допомогою різних методів концентрують радіонукліди.

Відібрані проби ґрунту найкраще упаковувати у два поліетиленових пакети, між котрими вкладають етикетки, у котрих вказується характер проби. При упаковці проб вологого ґрунту необхідно пам'ятати, що за тривалого зберігання вони можуть загнивати, запліснявіти і це може вплинути на фізико-хімічні властивості радіонуклідів, точність оцінки їх питомої активності.

На забруднених після радіаційних чи ядерних інцидентів територіях проводять такі види відбору проб ґрунту: оперативний, плановий і контрольний.

Оперативний відбір проб ґрунту проводять у першій гострій після аварійний період (перші дні–місяці після аварії). Мета відбору проб у цей час – це швидке уточнення радіаційної ситуації на забрудненій території та визначення основних параметрів радіоактивного забруднення без зайвої деталізації. Основними завданнями цього відбору проб є визначення ізотопного складу та щільності радіоактивного забруднення території. Відмінна особливість відбору проб ґрунту у цей період складається у наступному. Оскільки радіонукліди у ґрунті знаходяться ще у верхньому 2–3-

сантиметровому шарі, проби відбирають металевим або пластмасовим кільцем діаметром 8–10 см і висотою 5 см, з котрого ґрунт видавлюють акуратно, не порушуючи форми у поліетиленовий пакет, куди й кладуть етикетку. У такому вигляді пробу можна аналізувати на гамма-аналізаторі, помістивши безпосередньо на детектор.

Плановий відбір проб ґрунту проводять у період стабілізації радіаційної ситуації, котрий триває від одного–двох місяців до одного–двох років після аварії. Такий відбір спрямований на уточнення радіаційної обстановки на забрудненій території, визначення питомої активності ґрунту у різні часи періоду, отримання основних кількісних параметрів вертикальної та горизонтальної міграції окремих радіонуклідів в динаміці.

Контрольний відбір проб ґрунту проводять для уточнення і перевірки результатів моніторингу, котрі з різних причин можуть викликати сумнів.

#### **4.6. Підготовка проб ґрунту до радіометрії і спектрометрії**

Для отримання коректних результатів радіометрії і спектрометрії, а також порівняння результатів вимірювання проби ґрунту мають бути стандартизовані за своїми фізичними властивостями – вологості і дисперсності. Вирівнювання зразків по вологості проводять шляхом висушування при 105<sup>o</sup>C до повітряно-сухої маси. Однакова дисперсність проби досягається її подрібненням та просіюванням на ситі з діаметром отворів 1–2 мм.

Прийом і попередню обробку доставлених проб проводять в спеціальному приміщенні, обладнаному витяжними і сушильними шафами, муфельними печами, пристосуваннями для миття посуду, тари і, у разі потреби, проб.

Проби, що надійшли, звіряють з описом, перевіряють радіоактивність поверхні упаковки кожної проби індикаторним приладом ДБГ-06-Т, СРП-68-01 чи іншими. Проби з високим рівнем забрудненості досліджують з дотриманням запобіжних засобів.

Проби ґрунту перед приготуванням середньої проби ретельно перемішують і піддають різній підготовчій обробці залежно від цілей дослідження. У разі потреби швидкого висновку щодо забрудненості проби і виявлення індикаторними приладами підвищеної активності досліджуваних проб застосовують експрес-методи, для яких не вимагається попередньої обробки проби і її зважування.

Якщо ж активність проби невелика, то для ретельного виявлення радіоактивних речовин проводять збагачення проб шляхом висушування. Для цього подрібнені і зважені проби ґрунту підсушують на сонці або в приміщенні, а потім в сушильній шафі при 80–100°C до постійної маси. Готову пробу золу розтирають до консистенції дрібного порошку зворотним (вузьким) кінцем товкача, зважують і проводять радіометричні виміри.

#### **4.7. Визначення щільності радіонуклідного забруднення ґрунту**

Наступним етапом радіоекологічного обстеження ґрунтів є визначення щільності їх радіонуклідного забруднення. Знання видів радіонуклідів, рівнів забруднення, типу ґрунту, видів сільськогосподарських культур що вирощуються і будуть вирощуватися у подальшому згідно сівозміні дають можливість оперативно прогнозувати ситуацію щодо можливості радіонуклідного забруднення і продукції рослинництва.

Це досягається радіометрією зразків ґрунту на відповідних приладах чи за допомогою радіаційно-хімічних методів аналізу.

#### **4.8. Методологічні підходи до прогнозування радіоактивного забруднення ґрунтів**

У більшості випадків, пов'язаних з ядерними чи радіаційними інцидентами, найбільшому радіонуклідному забрудненню у решті решт буває піддана поверхня Землі – ґрунти і водойми. Але якщо при забрудненні водойм радіоактивність за рахунок динамічних процесів досить швидко розбавляється

у великих об'ємах води і у значній мірі виходить із зони безпосереднього забруднення, як це частково сталося за аварії на АЕС «Фукусіма-1», то у випадках забруднення суходолу, тобто ґрунту, вона піддається змінам досить повільно.

Існує поняття «час напівочищення ґрунту від радіонукліду». Це час, протягом якого радіоактивність ґрунту за рахунок природних і, можливо штучних, факторів зменшується удвічі. Безперечно, якщо мова йде про довгоживучі штучні радіонукліди, то основну роль тут грає процес фізичного розпаду – тобто час піврозпаду радіонукліду, який не залежить від будь-яких чинників і являє собою постійну величину. Проте, є й багато інших чинників природного характеру, які суттєво впливають на очищення ґрунту від радіонуклідів.

Провідна роль у очищенні від радіонуклідів належить згаданим вище процесам їх вертикальної та горизонтальної міграції. Така міграція у свою чергу залежить від типу ґрунту та особливостей його агрохімічних характеристик, рельєфу місцевості, кількості атмосферних опадів, температури та інших кліматичних показників. Безперечно, дуже важливо роль грають хімічні і фізико-хімічні особливості радіонукліду як хімічного елемента.

Безперечно, у ґрунтах легкого гранулометричного складу процеси вертикальної міграції радіонуклідів будуть відбуватися швидше, ніж у важкого і, відповідно швидше будуть проходити очищення ґрунту. У табл. 4.1 наведені дані з порівняльної динаміки проникнення  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у товщу дерново-підзолистого ґрунту і чорнозему з часом протягом 30 років на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Вони свідчать, що проникнення обох радіонуклідів у товщу дерново-підзолистого ґрунту відбувається значно швидше, ніж у товщу чорнозему. При цьому міграція  $^{90}\text{Sr}$  відбувається швидше, ніж  $^{137}\text{Cs}$ , що з одного боку пов'язане з дифузією  $^{137}\text{Cs}$  у кристалічну решітку деяких мінералів, а, з іншого, більшою розчинністю  $^{90}\text{Sr}$ .

Цілком зрозуміла й роль рельєфу у цьому процесі – з роками відбувається змів радіонуклідів з підвищених місць у пониззя, перенос їх з токами води у водойми.

Ще не до кінця оцінена роль очищення ґрунту від радіонуклідів за рахунок так званої “спонтанної або мимовільної фітодезактивація” – виносу радіоактивності з врожаєм. Добре відомо, що прийом спрямованої фітодезактивації ґрунту – його очищення від радіонуклідів за допомогою рослин, які накопичують їх у великих кількостях, не увійшов у широку практику радіоекології у зв’язку з проблемою утилізації великої кількості радіоактивних рослин, яка утворюється у кінцевому результаті і, практично, являє собою радіоактивні відходи. Але на сільськогосподарських угіддях постійно відбувається неконтрольована фітодезактивація – винос радіоактивності з врожаєм. Так, при вирощуванні відомих калієфілів ріпаку і соняшника у рік може виноситися до 2–4%  $^{137}\text{Cs}$ ; а при вирощуванні бобових рослин (люпин, люцерна, горох, соя) – кальцефілів – до 2–3%  $^{90}\text{Sr}$ . Досить прості розрахунки дозволяють припустити, що за 32 роки, що минули з часу аварії на Чорнобильській АЕС, з орного шару ґрунту було винесено рослинами до 25–30%  $^{137}\text{Cs}$  і до 40%  $^{90}\text{Sr}$ . Саме тому вміст цих радіонуклідів на сільськогосподарських угіддях у теперішній час помітно нижчий, ніж на розташованих поблизу селітебних територіях (парках, пустирях населених пунктів) на тих же типах ґрунтів (табл. 4.2).

Таблиця 4.2. Вміст  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах селітебних територій і сільськогосподарських угідь навчально-дослідних господарств Національного університету біоресурсів і природокористування України у Київській області, Бк/кг (2015–2017 рр.)

Господарство, район	Тип ґрунту	Селітебна територія	Сільськогосподарські угіддя
Агростанція (Васильківський)	Чорнозем лучний	150÷250	90÷160
Боярська ЛДС (Києво-Святошинський)	Сірий лісовий	120÷400	87÷240
«Ворзель» Ірпінський	Дерново-підзолистий	240÷535	130÷287
«Великоснітинське» (Фастівський)	Чорнозем звичайний	145÷310	110÷190

Безперечно, на рівень забруднення ґрунту радіонуклідами впливають і штучні фактори, у першу чергу радіозахисні – так звані контрзаходи, які використовують з метою зменшення надходження радіонуклідів в продукцію рослинництва. У першу чергу це відноситься до таких радикальних прийомів як зняття верхнього шару ґрунту, глибока оранка з обертанням скиби, які широко застосовувалися в Японії при мінімізації наслідків аварії на АЕС «Фукусіма-1». В Україні ж основним прийомом при цьому були вапнування кислих ґрунтів та внесення підвищених норм калійних і фосфорних добрив, внесення органічних добрив.

Дані, наведені у табл. 4.3, свідчать, що з часом після аварії на Чорнобильській АЕС ефективність контрзаходів у зменшенні надходження радіонуклідів в рослини знижується, а роль природних процесів, у котрі основний внесок припадає на розпад радіоактивних ядер, зростає. І є всі підстави вважати, що з переносом радіоактивності у більш глибокі шари роль цього процесу стане вирішальною.

Таблиця 4.3. Відносний внесок природних процесів і контрзаходів у зменшенні переходу  $^{137}\text{Cs}$  з ґрунту в продукцію рослинництва, %

Процеси і заходи		Період					
		1986–1996		1996–2006		2006–2016	
Природні процеси	Розпад ядер	20	50	40	70	50	80
	Вертикальна міграція	10		10		10	
	Горизонтальна міграція	10		10		10	
	Винос з рослинністю	10		10		10	
Штучні процеси	Вапнування	25	50	15	30	10	20
	Внесення добрив	25		15		10	

Робиться велика кількість спроб змоделювати з метою прогнозу процесу подальшої поведінки радіонуклідів в ґрунті. Але вважаючи на величезну кількість чинників, багато яких врахувати важко, не можна вважати ці спроби вдалими.



Наприкінці розділу слід відзначити, що для порівняльних оцінок родючості ґрунтів обов'язково проводиться бонітування ґрунтів – оцінювання родючості за їхніми природними особливостями та продуктивністю, виражене у 100-бальній системі. В Україні цей показник варіює від 22–32 балів для дерново-підзолистих піщаних і глинисто-піщаних ґрунтів до 65–100 балів для різних видів чорноземів. Безперечно, процеси деградації впливають на таку «бальність». Традиційно деградованими ґрунтами прийнято вважали такі, що погіршили окремі свої властивості і зменшили родючість внаслідок несприятливих природних процесів, зокрема ерозії. Однак, останнім часом до чинників деградації стали відносити і антропогенні чинники, у тому числі забруднення різними токсикантами, у тому числі й радіонуклідами. Радіонуклідне забруднення не може не впливати на ціноутворення ґрунту.

Саме тому радіоекологічний моніторинг ґрунтів в час, коли вирішується проблема ринкового відношення до землі як основного багатства нашої країни, набуває особливого значення.

#### ***Контрольні запитання до розділу 4:***

1. Що таке радіоекологічний моніторинг ґрунтів та основна його мета?
2. Джерела забруднення ґрунтів природними та штучними радіонуклідами.
3. Види міграції радіонуклідів в ґрунті.
4. Основні і супроводжуючі об'єкти радіоекологічного моніторингу ґрунтів.
5. Суть і завдання гамма-зйомки території.
6. Основні вимоги до технології відбирання проб ґрунту.
7. Що таке «репрезентативність вибірки» і як вона досягається при відборі проб ґрунту?
8. Основні прийоми підготовки проб ґрунту до радіометрії та спектрометрії.
9. Можливості прогнозування поведінки радіонуклідів у ґрунті.