|  |  |
| --- | --- |
| **ERASMUS+ project:**  **Integrated Doctoral Program for Environmental Policy, Management and Technology – INTENSE** | **Проєкт ЕРАЗМУС+:**  **Комплексна докторська програма з екологічної  політики, менеджменту природокористування та техноекології – INTENSE** |
| **Teaching and learning materials**  Course:  **Assessment of the Radioactive Pollution of Agroecosystems** | **Навчально-методичний комплекс**  Навчальна дисципліна:  **Оцінка радіоактивного забруднення агроекосистем** |
| Developed by: **Anatolii Polovyi** and **Liudmyla Bozhko**  *Partner Nr.5*  *Odessa State Environmental University* | Підготовлено: **А.М. Польовий** та **Л.Ю. Божко**  *Партнер №5*  *Одеський державний екологічний університет* |

**Disclaimer**

The European Commission's support for the production of this publication does not constitute an endorsement of the contents, which reflect the views only of the authors, and the Commission cannot be held responsible for any use which may be made of the information contained therein.

**Застереження**

Підтримка Європейською Комісією випуску цієї публікації не означає схвалення змісту, який відображає лише думки авторів, і Комісія не може нести відповідальність за будь-яке використання інформації,   
що міститься в ній.

**Contents / Зміст**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
|  |  | **Page/ Стор.** |
| **General information** | **Загальна інформація** | **4** |
| **Lectures:**  *Short overview*  *Questions for self-control* | **Лекційні заняття:**  *Зміст лекцій*  *Питання для самоконтролю* | **6** |
| **Workshops** | **Практичні заняття:** | **22** |
| **Independent work** | **Самостійна робота** | **29** |
| **Final control** | **Підсумковий контроль** | **30** |
| **References** | **Література** | **33** |
| **Access to the course** | **Доступ до навчальної дисципліни** | **35** |

**General information / Загальна інформація**

Навчальна дисципліна «**Оцінка радіоактивного забруднення агроекосистем**» складена для третього рівня вищої освіти – PhD, відповідно до:

освітньо-наукової програми 103 «Науки про Землю»,

галузі знань 10 «Природничі науки»

в рамках виконання міжнародного проєкту ЕРАЗМУС+ «Комплексна докторська програма з екологічної політики, менеджменту природокористування та техноекології – INTENSE».

До навчальної дисципліни також розроблено **силабус** англ.мовою.

На навчальну дисципліну отримано **дві рецензії** українських вчених та **одна рецензія** європейського партнера проєкту.

**Мета і завдання курсу**

Мета дисципліни - забезпечити відповідні сучасним вимогам знання студентів про причини виникнення забруднення природного середовища, типах і видах забруднення екосистем, природних і антропогенних забруднювачах, про їх вплив на природне середовище та збитки, які вони спричиняють. Надати поняття про грантову оболонку біосфери – педосфери як одну із основних компонентів у природі, де відбувається локалізація штучних радіонуклідів і їх викид у навколишнє середовище внаслідок техногенної діяльності людини. Ґрунтовий покрив не завжди є первинною ланкою, у яку надходять штучні радіонукліди. У багатьох випадках таким первинним резервуаром служать нижні шари атмосфери, куди проводяться викиди радіонуклідів. Однак внаслідок того, що досить інтенсивно протікає очищення приземного повітря від різноманітних домішок, радіонукліди швидко осідають на ґрунтовий покрив. Можливо також надходження в ґрунт радіонуклідів і після їхнього попадання у гідрографічну мережу з паводковими водами, при зрошенні й т.п. Ґрунт має винятково велику ємність поглинання радіонуклідів, як, втім, і інших техногенних домішок, і інтенсивна їх сорбція в ґрунтах забезпечує створення в наземному середовищі потужного депо радіонуклідів про склад атмосфери, її будову та функції і екологічний стан атмосфери як зовнішньої оболонки біосфери. Ознайомити з основними чинниками забруднення атмосфери і екологічними наслідками цих забруднень.

Серед головних задач курсу є також :вивчення причин руйнування природного балансу та виникнення небезпечних для природного середовища явищ; вивчення екологічних проблеми, викликаних антропогенними змінами; вивчення впливу забруднювачів різного типу рівень забруднення ґрунту і рослин;Придбання навичок визначення критеріїв небезпечного накопичення забруднюючих речовин у ґрунті і продуктах рослинництва.

**Кількість** кредитів: 3 кредити ECTS.

**Кількість годин**: 90 годин (з них аудиторних: 30 години).

**Мова викладання** – українська

Зміст та дистанційний курс за навчальною диципліною **розроблено**:

**Анатолій Миколайович Польовий**, докт.геогр.наук, проф.,

**Людмила Юхимівна Божко**, канд.геогр.наук, доц.

Розроблені матеріали, дистанційний курс та усі супровідні матеріали **розміщено** на: <http://dl.intense.network/course/view.php?id=22>.

Доступ до дистанційного курсу може бути наданий після реєстрації.

**Purpose and objectives of the course**

The purpose of the discipline is to provide students with modern knowledge in the causes of environmental pollution, types and kinds of ecosystem pollution, natural and anthropogenic pollutants, their environmental impact and the damage they cause; provide the concept on the soil shell of the biosphere – pedosphere – as one of the main natural components, where there is the localization of artificial radionuclides and their release into the environment owing to technogenic activities. The soil cover is not always the primary link to which artificial radionuclides enter. In many cases, the lower layers of the atmosphere, where radionuclide emissions are released, serve as such a primary reservoir. However, due to the fact that the purification of surface air from various impurities is quite intensive, radionuclides quickly settle on the soil cover. It is also possible for radionuclides to enter the soil even after they enter the hydrographic network with flood waters, during irrigation, etc. The soil has an exceptionally large absorption capacity for radionuclides, as well as for other man-made impurities, and their intensive sorption in soils creates a powerful depot of radionuclides in the terrestrial environment.

Among the main objectives of the course there are also: study into the causes of destruction of the natural balance and emergence of the environmentally dangerous phenomena; study into environmental problems caused by anthropogenic changes; study into the impact of pollutants of various types on the level of soil and plant contamination; obtaining of skills to determine the criteria for dangerous accumulation of pollutants in soil and crop products.

**Credits** : 3 ECTS,

**Total hours** : 90 hours (optional course) 30 in-class hours

**Language** : Ukrainian

***The content and distance course of the discipline were developed by:***

**Anatolii Polovyi**, Odessa State Environmental University (OSENU), Ukraine

**Liudmyla Bozhko**, Odessa State Environmental University (OSENU), Ukraine

**Lectures / Лекції**

За темою розроблено пакет документів, який складається із конспекту лекції, методичних вказівок для практичної роботи, слайдів до презентації, підстрочного тексту, списку використаної літератури, який налічує 20 джерел. Лекція має план, ключові слова та анотацію.

Навчальні тести з поясненням відповідей для самоперевірки розроблені в кількості 20 тестів. Контрольні тести для контролю знань – 20 тестів.

В лекції розглядаються сучасні уявлення про закономірності міграції радіонуклідів по біологічним ланцюгам агропромислової сфери, вплив іонізуючих випромінювань на сільськогосподарські рослини та тварини, а також на агроекосистеми. Викладені основні закономірності про процеси міграції радіонуклідів у природному середовищі, дія іонізуючих випромінювань на життєдіяльність сільськогосподарських культур та тварин, заходи щодо зменшення вмісту радіонуклідів в урожаї сільськогосподарських культур та продукції тваринництва. Особлива увага приділяється математичному моделюванню міграції радіонуклідів в агроценозах; принципам проведення сільськогосподарського виробництва на територіях, які підпали під радіаційне забруднення, а також комплексу захисних заходів, які забезпечують виробництво агропромислової продукції, що відповідає радіологічним стандартам.

**Ключові слова**: радіоактивне забруднення, міграція радіонуклідів, сільськогосподарські рослини і тварини, агроценози, агроекосистема, іонізуючі випромінювання, радіонукліди, радіаційне забруднення, продукція рослинництва і тваринництва.

**План лекцій 1-3**:

1. Міграція радіонуклідів у природному середовищі.

1.1 Сорбція радіонуклідів ґрунтами і міграція радіонуклідів у ґрунті.

1.2 Надходження радіонуклідів у рослини.

2. Дія іонізуючих випромінювань на сільськогосподарські рослини та тварини.

3. Заходи щодо зменшення вмісту радіонуклідів у продукції рослинництва і тваринництва.

3.1 Класифікація і принципи використання прийомів для зменшення переходу радіонуклідів у сільськогосподарські рослини та продукцію рослинництва.

3.2 Шляхи та способи зменшення вмісту радіонуклідів у продукції тваринництва.

***Анотація:*** Узагальнено відомості про процеси міграції радіонуклідів у природному середовищі, дія іонізуючих випромінювань на життєдіяльність сільськогосподарських культур та тварин, заходи щодо зменшення вмісту радіонуклідів в урожаї сільськогосподарських культур та продукції тваринництва.

**Лекція 1. Міграція радіонуклідів у природному середовищі**

**Ґрунтова оболонка біосфери** – педосфера є однією із основних компонентів у природі, де відбувається локалізація штучних радіонуклідів і їх викид у навколишнє середовище внаслідок техногенної діяльності людини. Ґрунтовий покрив не завжди є первинною ланкою, у яку надходять штучні радіонукліди. У багатьох випадках таким первинним резервуаром служать нижні шари атмосфери, куди проводяться викиди радіонуклідів. Однак внаслідок того, що досить інтенсивно протікає очищення приземного повітря від різноманітних домішок, радіонукліди швидко осідають на ґрунтовий покрив. Можливо також надходження в ґрунт радіонуклідів і після їхнього попадання у гідрографічну мережу з паводковими водами, при зрошенні й т.п. Ґрунт має винятково велику ємність поглинання радіонуклідів, як, втім, і інших техногенних домішок, і інтенсивна їх сорбція в ґрунтах забезпечує створення в наземному середовищі потужного депо радіонуклідів (детальніше № 18 <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00011435v2/document>).

**Сорбція радіонуклідів у ґрунті** має двояке значення для їхньої міграції у біосфері й, зокрема, у сільськогосподарській сфері. З одного боку, закріплення їх у верхніх шарах ґрунту, де розміщується коренева система рослин, забезпечує існування в природі довгостроково діючого джерела радіонуклідів для кореневого накопичення рослинами. З іншого боку, сильна сорбція твердою фазою ґрунту радіонуклідів обмежує їхнє засвоєння через кореневу систему рослин. Це діалектичне протиріччя в ролі сорбції радіонуклідів ґрунтовим поглинаючим комплексом обумовлює довгострокову підтримку процесів накопичення радіонуклідів рослинами із ґрунту.

У різних радіологічних ситуаціях, пов'язаних з виведенням радіонуклідів у сільськогосподарську сферу (особливо це стосується випадків, коли в навколишнє середовище надходять довгоіснуючі радіонукліди), акумуляція радіонуклідів рослинами із ґрунту визначає вихідні масштаби включення радіонуклідів у харчові ланцюжки в системі "радіоактивні випадання – ґрунт – сільськогосподарські рослини – сільськогосподарські тварини – люди" (детальніше № 19 <https://www.iaea.org/topics/assessment-of-contamination-in-agriculture>). Із цим пов'язане важливе значення ланки "ґрунт – рослина" в загальному циклі кругообігу радіонуклідів у наземному середовищі в цілому та у агропромисловій сфері зокрема. Поглинання радіоактивних речовин рослинами із ґрунту в першу чергу залежить від його властивостей – від ґрунтової хімії радіонуклідів. Ґрунт є одним з найважливіших сільськогосподарських об'єктів, які піддаються інтенсивному впливові з боку людини при агропромисловому використанні – механічній обробці, обводнювальній або осушувальній меліорації, внесенні добрив та ін. Все це впливає і на ґрунтову хімію радіонуклідів.

**1.1 Сорбція радіонуклідів ґрунтами і міграція радіонуклідів у ґрунті**

**Ґрунт** є багатофазною, полідисперсною, поліфункціональною системою. Для переважної більшості радіонуклідів поглинання їх ґрунтом визначається процесами розподілу між двома основними фазами – твердою і рідкою (ґрунтовим розчином) і здійснюється в основному за рахунок процесів сорбції – десорбції радіонуклідів, осадження - розчинення важкорозчинних з'єднань і коагуляції – пептизації колоїдів. В.М. Прохоров (дивись № 12 Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р.С. Расселла. - 375 с.) виділив три групи факторів, які впливають на рухливість радіонуклідів у ґрунтах: зв'язані із властивостями ґрунтів, залежні від характеристик радіонуклідів та визначувані кліматичними умовами.

**Основні особливості ґрунтів** як адсорбентів полягають у ряді специфічних особливостей ґрунтів як іонітів.

– **Ґрунти відрізняються** поліфункціональністю, викликаною розходженнями у природі іонообмінних місць через неоднорідність мінералогічного складу і присутнісь органічної речовини. З поліфункціональністю ґрунтів зв'язана різна міцність адсорбції іонів твердою фазою ґрунту.

– **Ґрунт – полідисперсна система**, яка в першу чергу впливає на кінетику адсорбції й десорбції іонів та визначає ступінь досягнення рівноважного розподілу.

– **У ґрунті завжди присутня** органічна речовина, яка в залежності від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів впливає на їхню сорбцію. В цілому в сорбції визначальними є наступні властивості ґрунтової органічної речовини: здатність утворювати розчинні комплексні з'єднання та здатність взаємодії з мінеральними частками, що приводить до екранування їхньої поверхні.

– **У ґрунтах живуть** мікроорганізми, які, поглинаючи радіонукліди, здатні після включення їх у метаболічні реакції трансформувати форму знаходження радіонуклідів і виводити їх у ґрунт в формі іонів або нуклідоорганічних з'єднань.

– **Ґрунти здатні** до фіксації (необмінної адсорбції) деяких іонів.

– **Властивості ґрунтів** непостійні в часі, що викликано змінами температури, вологості й окислювально-відновного потенціалу, а також ростом і відмиранням кореневої системи рослин, господарською діяльністю людини та ін.

**Показником розподілу радіонуклідів** між твердою й рідкою фазами ґрунту є коефіцієнт розподілу *Кр*, який представляє відношення рівноважних концентрацій радіонукліда у твердій і рідкій фазах. Частотний розподіл значень *Кр*, у ґрунтах відповідає логнормальному закону (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Параметри розподілу *Кр* радіонуклідів у ґрунтах різного гранулометричного складу

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Радіонуклід або елемент | Ґрунт⋅,см3/г | Параметри логнормального розподілу | |
|  |  |
| 59Fe |  | – | – |
| 65Zn |  | 1,76 | 1,69 |
|  | 1,28 | 1,02 |
|  | 3,19 | 0,83 |
| 90Sr |  | 1,16 | 0,50 |
|  | 1,44 | 0,43 |
|  | 2,29 | 0,82 |
|  | 1,40 | 0,90 |
| 90Y |  | – | – |
| 95Zr–95Nb |  | 2,50 | 1,0 |
| 99mTc |  | –1,5 | 0,5 |
| 131I |  | –0,34 | 0,29 |
| 137Cs |  | 2,67 | 0,93 |
|  | 3,91 | 0,42 |
|  | 2,95 | 1,22 |
|  | 3,0 | 0,8 |
| 141Ce |  | 3,0 | 0,6 |
| 232Th |  | 4,8 | 0,6 |

Продовження табл. 1.1

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Радіонуклід або елемент | Ґрунт⋅,см3/г | Параметри логнормального розподілу | |
|  |  |
| 226Ra |  | 3,40 | 1,29 |
|  | 5,10 | 0,69 |
|  | 3,96 | 0,55 |
| 238U |  | 1,6 | 0,6 |
| Np |  | 0,678 | 0,973 |
|  | 1,426 | 0,693 |
|  | 2,619 | 0,922 |
|  | 2,932 | 0,051 |
| Pu |  | 2,663 | 0,596 |
|  | 3,474 | 0,791 |
|  | 3,706 | 1,05 |
|  | 3,970 | 0,747 |
| Am |  | 3,105 | 0,817 |
|  | 3,946 | 0,538 |
|  | 3,832 | 1,23 |
|  | 3,802 | 0,084 |

Примітка.  – дисперсія;  – середнє логнормального розподілу; РГ – різні ґрунти (середнє для *Кр* радіонуклідів у дерново-підзолистому ґрунті, чорноземі і червоноземи); ПГ – піщані ґрунти; МГ – ґрунти з підвищеним вмістом мулистої фракції; ГГ – глинисті ґрунти; ОГ – органогенні ґрунти.

Зазначені вище особливості ґрунтів, а також фізико-хімічні властивості радіонуклідів визначають розподіл радіонуклідів між рідкою й твердою фазами ґрунтів у відповідності з наступними протилежно спрямованими процесами: 1) співосадженням при утворенні опадів і розчиненням опадів; 2) адсорбцією і десорбцією; 3) коагуляцією і пептизацією колоїдів.

**Радіонукліди, як правило, перебувають у ґрунтах** в ультрамікрокон-центраціях. Наприклад, при вмісті 3,7⋅1010 Бк/км2 (1 Ки/км2) масова концентрація радіонуклідів в орному шарі ґрунту становить: 90Sr (T1/2 = 28,6 року) – 2,4⋅10-12 %, 137Сs (T1/2 = 30,17 року) – 3,9⋅10 -12 %, 95Zr *(*T1/2 *=* 64,05 доба) – 1,6⋅10-14 %.Виключення становить невелика група радіонуклідів з періодами напіврозпаду порядку десятків - сотень мільйонів років і більше; наприклад, важкі природні радіонукліди 238 U(T1/2= 4,49⋅109 років) і 232Тh (T1/2 *=* 1,39⋅1010 років), масова концентрація в ґрунті яких становить відповідно (3-4)⋅10-4 і (4-9)⋅10-4%(за активністю ці величини рівні відповідно 37,5-50,0 і 16,4-36,9 Бк/кг ґрунту). Дуже низька масова концентрація штучних і природних радіонуклідів з T1/2 < n102-104 років у ґрунтах і ґрунтових розчинах обумовлює істотну залежність поводження радіонуклідів у ґрунтах від концентрації та властивостей їх ізотопних або неізотопних носіїв (стабільних ізотопів даного хімічного елемента або хімічних елементів, подібних за фізико-хімічними властивостями з радіонуклідами).

Співосадження радіонуклідів може протікати з ізотопними і неізотопними носіями, а також внаслідок "затягнення" опадами із сильно розвиненою поверхнею (співосадження з "колекторним" носієм). Утворення й розчинення опадів залежать від іонного складу, рН і Еп ґрунтового розчину, а також від присутності органічних і неорганічних лігандів. Адсорбція радіонуклідів із ґрунтового розчину твердою фазою, незважаючи на різні механізми протікання (іонообмінна адсорбція, хемосорбція, адсорбція молекулярних речовин і т.д.), тісно зв'язана із властивостями мінеральних, органічних й органо-мінеральних ґрунтових колоїдів.

Іонообмінна адсорбція хімічних елементів, а також радіонуклідів, у катіонній формі залежить від властивостей катіонів (заряду іонів і радіуса гідратованих іонів), властивостей адсорбенту (хімічної природи й структури органічних, мінеральних й органо-мінеральних ґрунтових колоїдів), об'єму й концентрації розчину. Адсорбція аніонів залежить від заряду іонів, складу колоїдів (в першу чергу від кількості полуторних оксидів) і реакції середовища.

Кількісно закономірності молекулярної і іонообмінної адсорбції можуть бути описані емпіричним рівнянням Фрейндліха:

, (1.1)

де *Q* – кількість адсорбованої речовини;

*С* – рівноважна концентрація;

*m* і *n* – емпіричні константи,

або рівнянням Ленгмюра, що є вираженням окремого випадку закону дії мас:

, (1.2)

де *Q* – кількість речовини, адсорбованої на одиницю маси адсорбенту;

*КС* – константа рівноваги;

*С* – рівноважна концентрація;

*Q*max  – сорбційна ємність адсорбенту.

**Необмінне поглинання радіонуклідів** зв'язане в основному з мінеральними ґрунтовими колоїдами. Властивість необмінно фіксувати катіони проявляється в тришарових глинистих мінералах із решіткою, яка розбухає (групи гідрослюд, монтморилоніту). Каолініт та інші мінерали із двошаровими решітками не мають властивості необмінно фіксувати катіони. Здатність до необмінної фіксації властива катіонам, радіуси яких близькі або трохи більше радіуса гексагональних порожнеч решіток мінералів: такі, наприклад ДО+ (1,33⋅10-10 м); МН4+ (1,43⋅10-10 м); Rb+ (1.49⋅10-10 м); 137Cs⋅(1,65⋅10-10 м). У табл. 1.2 наведені показники сорбції 137Cs мінералами і глинами різних груп мінералів.

**Розподіл радіонуклідів між рідкою і твердою фазами ґрунтів** залежить від фізико-хімічного стану і властивостей радіонуклідів, а також від характеристики супутніх мікро- і макродомішок. До таких властивостей В.М. Прохоров (дивись № 10 Прохоров В.М.Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. – 98 с.) відносить величину і знак заряду іона, форму з'єднань, здатність до адсорбції, комплексоутворення, гідролізу та ін. Згідно В.А. Ковди (дивись № 6 Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. – 363 с.), іони елементів, які мають іонні потенціали (відношення заряду іона до іонного радіуса) Z/r *<* 1,4, характеризуються властивостями сильних основ, мігрують у катіонній формі у вигляді сильних розчинів (Nа+, ДО+ , Rb+, Cs+, Ra2+ й ін.). Іони елементів з параметрами 1,4 < Z/r< 3,0 (Li+, Ca2+, Sr2+, Ba2+, Mn2+, Co2+, Ni2+, Zn2+, La3+, Ce3+, Ac3+, Np3+ , Am3+ й ін.), пересуваються в основному в катіонній формі у вигляді істинних розчинів, але при збільшенні рН можуть утворювати важкорозчинні гідрооксиди та основні солі, а в присутності карбонат-іонів – важкорозчинні карбонати. В цьому випадку можлива міграція у вигляді колоїдів і суспензій. Іони елементів з параметрами 3 < Z/r< 7 мають високу чутливість до реакції середовища, утворюють важкорозчинні гідрооксиди, більше рухливі в лужному середовищі, а їхня міграція відбувається у вигляді комплексних з'єднань, колоїдів і суспензій (Y3+, Ti4+, Zr4+, Сr3+, Fe3+, Ru4+, Rh3+, Сe4+, Th4+, U4+, Pu4+ та ін.). При значеннях Z/r > 7 перенесення елементів відбувається, головним чином, у формі аніонів у вигляді істинних розчинів  та ін.).

Таблиця 1.2 – Сорбція 137Cs мінералами і глинами

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Група мінералів | Тип  мінералів | *Кр*,  см3 /г | Сорбція,  % від внесеного | Десорбція, % від поглиненого | |
| 0,5 н. KNO3 | 0,5 н.NH4 NO3 |
| Монтморило-  нітові  Каолінітові  Гідрослюди  Слюди  Полуторних  оксидів  Мінералів-солей | Асканіт  Гумбрин  Бентоніт  Каолініт  Вермикуліт  Гідрофлогопіт  Гідромусковіт  Мусковіт  Біотит  Флігопіт  Гідрогетит  Вівіаніт  (в породі) | 1577  1483  603  759  2554  2030  53  194  395  2212  23  1744 | 99,37  99,33  98,37  98,70  99,61  99,51  84,20  95,10  97,53  99,55  69,39  99,43 | 3,28  7,34  18,28  19,50  12,60  6,99  62,00  54,10  6,60  7,16  44,20  44,60 | 4,94  7,85  8,34  56,40  12,62  10,03  71,20  58,50  49,40  9,40  39,10  52,30 |

М.В. Тимофеєвим-Ресовським із співавторами (дивись № 9 Поведение радиоактивных изотопов в системе почва – раствор / Н.В. Тимофеев-Ресовский, А.А. Титлянова, Н.А. Тимофеева и др. // Радиоактивность почв и методы ее определения. – С. 46-80) радіонукліди за типом поводження в системі ґрунт–розчин в залежності від концентрації стабільних ізотопних носіїв, рН, присутності в розчині катіонів інших елементів, наявності несорбованих колоїдів та органічних лігандів класифіковані в такий спосіб:

**I група: Zn, Cd, Co*.*** Тип поводження – необмінний. Найбільш ймовірні механізми закріплення у ґрунті – адсорбція ґрунтовими мінералами і утворення комплексів з органічними та органо-мінеральними лігандами. Найбільш важливий фактор міграції – наявність органічних лігандів.

**II група: Na, Rb, Sr.** Тип поводження – обмінний. Основний механізм закріплення у ґрунті – іонний обмін. Найбільш важливий фактор міграції – присутність у розчині інших катіонів.

**III група: Cs.** Тип поводження – обмінний у макроконцентраціях і необмінний у мікроконцентраціях. Механізм закріплення у ґрунті – необмінне поглинання (у мікроконцентраціях).

**IV група: I, Се, Рm, Zr, Nb, Fе, Ru.** Тип поводження – багатоформний. Найбільш імовірний механізм закріплення у ґрунті – утворення комплексів й осідання (коагуляція) колоїдів. Група характеризується наявністю хімічних форм, які поглинаються твердою фазою, і які не поглинають міграційноздатних форм. Рівновага між формами змінюється при зміні концентрації стабільних ізотопних носіїв, рН і в присутності колоїдів, які мігрують.

**V група: Ag.** Тип поводження – багатоформний зі змінною валентністю, має властивості I, II й IV груп. Важливим фактором міграції є наявність відбудовних бар'єрів.

Поряд з наведеною класифікацією всі вивчені елементи були розділені на 4 групи:

**1)** дуже малорухливі – Zn, Сd, Со;

**2)** малорухливі – Y, Сe, Fе, Zr, Nb;

**3)** рухливі – Na, Rb, Sr, Ru;

**4)** сильно рухливі – S, I (аніони).

Радіонукліди, як ізотопи хімічних елементів, характеризуються тими ж хімічними властивостями, що й стабільні ізотопи цих елементів. Однак тотожність поводження радіонуклідів і їх стабільних ізотопних аналогів може спостерігатися тільки у випадку рівноважного розподілу фізико-хімічних форм привнесених радіонуклідів і природних форм знаходження їхніх стабільних аналогів у ґрунті, тобто при досягненні повноти ізотопного обміну у фазах і компонентах ґрунту. Час досягнення рівноважного розподілу багато в чому залежить від ґрунту (реакції та складу ґрунтового розчину, кількості й складу ґрунтових колоїдів, вологості та ін.), але в першу чергу від вихідного фізико-хімічного стану радіонуклідів.

**1.2 Надходження радіонуклідів у рослини аеральним шляхом**

**Аеральне радіоактивне забруднення рослин** відбувається при осіданні на їхній надземній частині компонентів аерозольних і газоподібних викидів. Джерелами радіоактивного забруднення можуть бути локальні й глобальні випадання при випробуванні ядерних пристроїв, нормальні (штатні) або аварійні викиди радіонуклідів при роботі підприємств повного ЯПЦ. Регулярні і аварійні викиди АЕС складаються з інертних газів (радіоізотопи Аr, Kr, Xe), летких радіонуклідів (радіоізотопи I, Cs, 3Н), нелетких радіонуклідів (радіоізотопи Sr, Rb, La та ін.), крім того, у ці викиди можуть надходити й продукти нейтронної активації, а в деяких випадках: (на підприємствах ЯПЦ) також важкі природні радіонукліди та трансуранові елементи.

Значна частина продуктів розподілу та нуклідів з наведеною активністю утворить аерозолі, які й виводяться в навколишнє середовище з повітряними викидами. При підземних ядерних вибухах можуть виникати ситуації, у яких створюються умови для вилучення радіонуклідів в атмосферу (некамуфлетні вибухи). В основному це інертні гази, а також радіоактивні аерозолі з газоподібних попередників, що містять 88Rb, 89Sr і 137Cs. Важливим компонентом радіоактивних викидів в атмосферу можуть бути радіонукліди, які погано сорбуються фільтруючими пристроями в місцях викидання. У їхнє число входять біологічно рухливі радіонукліди (радіоізотопи I, 3Н, 14С та ін.). Для деяких із цих радіонуклідів позакореневе надходження є основним шляхом залучення до міграції у сільськогосподарських ланцюжках, наприклад 14С.

Радіонукліди, що надійшли в атмосферу, утворюють аерозолі і під впливом гравітаційних сил, а також під впливом ряду метеорологічних факторів (дощів, туману, снігу) випадають на поверхню землі. Осідання радіонуклідів на рослинний покрив відбувається і в дні без опадів; іноді частка сухих випадань дуже висока, і причиною цьому є турбулентний рух повітряних мас в атмосфері. Значну роль в аеральному забрудненні рослин грають підйом і вторинне відкладення на поверхню рослин радіоактивних частинок, що осіли на ґрунт, або частинок забрудненого ґрунту (дивись № 16 Chamberlain A.C. Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particles // J. Air Pollut. – P. 63-68).

Розміри частинок радіоактивних аерозолів, які випадають на рослини, коливаються в дуже широких межах – від 0,001 до 800 мкм. За фізичними характеристиками це можуть бути сферичні оплавлені силікатні частинки ґрунту, які утворюються при ядерному вибуху, частинки ґрунту або конструкцій, пилоподібні частинки, що послужили ядрами конденсації для летких попередників, частинки з матриць тепловидільних елементів ядерних реакторів. Залежно від умов утворення й походження розчинність радіонуклідів у воді для цих частинок може сильно змінюватися – від частинок відсотка до 100 %.В аерозольних випаданнях після аварії на Чорнобильській АЕС виявлена велика кількість так званих високоактивних "гарячих частинок", деякі з них містили *α*- випромінювані нукліди (дивись № 11 Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции /Ю.А. Израэль, В.Н. Петров, С.И. Авдюшин и др. - С. 5-18).

Процес утворення дисперсного складу аерозолів під час аварії в Чорнобилі носив складний характер, пов'язаний з виносом "гарячих частинок", коагуляцією, конденсацією і т.д., а радіонуклідний склад аерозолю визначався накопиченими у твелах продуктами розпаду та умовами їхнього фракціонування при виносі в атмосферу. Розміри "гарячих частинок" змінювалися від 1 до десятків мікрометрів на фоні безлічі більш дрібних аерозольних частинок (дивись № 5 Израэль Ю.А., Петров В.Н., Северов Д.А. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции. - С. 5-12).

Випадання радіоактивних аерозолів на поверхню рослин приводить до накопичення в їхній надземній масі всієї сукупності осідаючих радіонуклідів, в той час як при кореневому шляху надходження радіоактивних речовин у рослини ґрунтовий поглинаючий комплекс виступає в ролі потужного сорбційного фактору, а коренева система рослин є селективним бар'єром, який виключає надходження в надземну фітомасу біологічно інертних елементів.

В результаті багаторічних спостережень, присвячених вивченню забруднення рослинності глобальними випаданнями, і експериментальних досліджень розроблені математичні моделі, які описують аеральне забруднення сільськогосподарських культур. В найбільш складних із них посів сільськогосподарських рослин розглядається як об'єкт, що має просторові характеристики навколишнього середовища, у якому відбуваються сорбція - десорбція й перенос радіоактивних частинок. Для використання таких моделей необхідно володіти інформацією про основні параметри навколишнього середовища (напрямок та швидкість вітру, архітектоніка посіву і т.п.) з високим ступенем часового вирішення, що уможливлює їхнє застосування тільки в дослідницьких цілях. Більше простий підхід використається при описі аерального забруднення сільськогосподарських культур у рамках динамічних моделей, які оцінюють міграцію радіонуклідів у системі ґрунт - рослина.

Поряд з динамічними моделями для оцінки аерального забруднення рослин застосовуються йстатичні моделі,у яких використовуються емпіричні й логічні закономірності, що зв'язують концентрацію радіонуклідів у рослинності (*N*, Бк/кг) із щільністю випадань радіонуклідів за період вегетації (*Q*,Бк/м2).

, (1.3)

де *R* – коефіцієнт аерального забруднення рослин, м2/кг.

При цьому, оскільки методи вимірів атмосферних випадань менш точні, ніж методи оцінки концентрації аерозолів у повітрі, щільність випадань радіонуклідів за період вегетації звичайно знаходять розрахунковим шляхом:

, (1.4)

де *q*(*τ*) – концентрація радіонуклідів у приземному шарі атмосфери, Бк/м3.

Приймаємо, що *q*(*τ*) протягом вегетаційного періоду залишається постійним, одержуємо:

, (1.5)

Наведені вище вирази можуть бути використані для оцінки аерального забруднення рослинності як для випадання радіонуклідів з атмосфери, так і для вторинного підняття їх з поверхні ґрунту внаслідок вітрового підйому (дефляції) (дивись № 8 О некоторых закономерностях глобальных радиоактивных выпадений из атмосферы в 1967-1969 гг. / С.Г. Малахов, А.Н. Силантьев, В.Н. Чуркин и др. - Вып. 1 (32) - С. 3-15). В останньому випадку шляхом нескладних перетворень може бути отримане співвідношення, яке зв'язує забруднення рослин із вмістом радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту.

, (1.6)

де *α* – коефіцієнт вітрового захвату, м/с;

*Vα* – швидкість висхідного потоку частинок пилу, м/с;

*А* – вміст радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту, Бк/м3.

*t* – період вегетації.

Для ілюстрації нижче наведені розрахунки оцінки аерального забруднення сільськогосподарських культур внаслідок глобальних випадань і вітрового підйому радіонуклідів з поверхні ґрунту (табл. 1.3).

Таблиця 1.3 – Коефіцієнти аерального забруднення рослинності,

*R*, м2 /кг повітряно-сухої маси рослин

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Радіонуклід | Природне різнотрав'я | Пшениця | |
| Солома | Зерно |
| 90 Sr | 1,1 | 0,47 | 0,06 |
| 137 Cs | 1,5 | 0,42 | 0,15 |

**Лекція 2. ДІЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ НА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКІ РОСЛИНИ ТА ТВАРИНИ**

**Первинні реакції в складному рослинному організмі** починаються з дії радіації на біологічно активні молекули, які входять до складу практично всіх компонентів живої клітини. Ранні радіобіологічні процеси обумовлюються в основному двома видами дії випромінювань: прямим і непрямим. Біофізичний аналіз елементарних радіобіологічних процесів базується на експериментальних даних по залежності ефекту від фізичних характеристик випромінювання (дози, потужності дози, лінійних втрат енергії, фракціонування опромінення) і модифікованих факторів (температури, концентрації кисню та ін.), дозволив уже до середини 30-х років сформулювати основні принципи влучення, мішені й підсилювача.

Відповідно до принципів влучення і мішені основу біологічних реакцій при опроміненні становлять мікролокальні події, які впливають на структуру ДНК і РНК, тоді як принцип підсилювача полягає в тому, що зміни в структурі ДНК і РНК спричиняють зміни обміну речовин в опромінених клітинах. Принципи влучення, мішені й підсилювача мають особливе значення при кількісному аналізі радіобіологічних процесів у такому багатоклітинному організмі, як рослина. Між моментом впливу випромінювань на багатоклітинний організм і його загибеллю проходить досить великий проміжок часу, який включає латентний період, прояву різних форм променевого ушкодження й лише потім – загибель.

**Біологічні процеси,** викликані опроміненням рослин, зв'язані з безліччю обмінних реакцій у ділильних і спеціалізованих клітинах. Слідом за прямим радіаційним впливом, який викликає перехід деяких молекул зі стабільного нативного стану в нові стабільні й лабільні стани, починається післядія. При цьому відбувається онтогенетичне посилення в часі спочатку непомітних ушкоджень деяких молекул до яскраво виражених біологічних наслідків на рівні цілого організму.

**Відмінна риса вищих рослин** у порівнянні, наприклад, із хребетними тваринами полягає в тому, що органогенез у них не обмежується ембріональним періодом, а протікає протягом всього життя Це можливо завдяки наявності у рослин ембріональних тканин – меристем, що зберігають здатність до клітинного розподілу протягом усього онтогенезу. Для цих тканин характерна дуже висока чутливість до дії факторів, які ушкоджують, включаючи іонізуючі випромінювання. Радіочутливість меристем у десятки й сотні разів більше, ніж у диференційованих і спеціалізованих тканин. Радіаційне пошкодження меристем приводить до ушкодження всієї рослини, а загибель цих тканин – до загибелі всього організму. Саме тому меристеми рослин прийнято називати критичними тканинами. Здатність меристем зберігати постійний клітинний склад і підтримувати нормальні темпи клітинного розподілу визначає реакцію рослини на опромінення (дивись № 4 Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. – 380 с).

**Радіаційні ефекти на клітинному рівні** виявляються у вигляді онтогенетичних ушкоджень, оцінюваних за зниженням мітотичної активності, збільшенню кількості хромосомних аберацій і зміні тривалості мітотичного циклу клітин апікальних меристем. Ушкодження на клітинному рівні мерістемних тканин знаходить висвітлення в ефектах на рівні всього організму, пов'язаних з порушенням ростової активності, гальмуванням росту та темпів розвитку, зменшенням виживаності рослин до кінця вегетаційного періоду (дивись № 2 Бреславец Л.П. Растение и лучи Рентгена. -194 с.). Тому за такими ознаками, які виявляються візуально після опромінення, (зміна розмірів рослин і окремих органів, маси речовини, кількості органів) можна судити про дію випромінювання на рослину в цілому. В свою чергу ступінь виявлення кількісних ознак на вплив випромінювань на насіння і рослини адекватно відображає сумарний радіобіологічний ефект, який враховується по загальній продуктивності рослин наприкінці періоду вегетації (дивись № 1 Батыгин Н.Ф.Онтогенез высших растений. – 100 с.).

У вегетативних рослин встановлена значна варіабельність зміни обмінних процесів, які залежать від дози опромінення і фази розвитку в момент впливу випромінювань. У різних видів і сортів рослин зміни фізіологічних функцій у відповідь на опромінення часто бувають якісно подібні, хоча й розрізняються кількісно. Реакція рослинних об'єктів на дію γ- і рентгенівського випромінювання проявляється у вигляді активації або уповільнення ростових процесів, що викликає зміни темпів клітинного розподілу. Порушення темпів ростових процесів супроводжується накопиченням сухої речовини, змінами фізико-хімічного стану клітин, тобто порушеннями проникності мембран, в'язкості і рН цитоплазми, дихання, окислювально-відновних процесів, фотосинтезу й обміну нуклеїнових кислот, білків, амінокислот, вуглеводів, регуляторів метаболізму і росту (дивись № 1 Батыгин Н.Ф.Онтогенез высших растений. – 100 с.). Реакція рослин на опромінення залежить від таких факторів, як генетичний потенціал сорту та режим впливу випромінювання. Постпроменеве відновлення або, навпроти, посилення пошкодження залежать від умов, у яких перебуває рослина після опромінення.

**Візуально виявлений ефект** пригнічення ростових процесів у рослин проявляється після разового опромінення звичайно в перші 5-7 діб. У злакових культур, які піддавались опроміненню дозами 20-30 Гр, спостерігається гальмування росту головного пагона в висоту внаслідок уповільнення мітотичної активності в меристемах вузлів стебла. Надалі, внаслідок зняття апікального домінування, відбувається активація сплячих центрів і починається ріст бокових пагонів. У злакових культур це виражається в потужному кущінні, у дводольних підсилюється розгалуження.

**При опроміненні злакових культур** часто спостерігається збільшення вегетативної маси. Так, при сильному опроміненні пшениці у фазу розвитку 2-4 листків дозами 20-30 Гр, загальна кущистість може підвищуватися до 3 разів. Постійне опромінення в деяких випадках сприяє майже 25-кратному збільшенню кущіння, що приводить до збільшення вегетативної маси на момент збирання урожаю майже в 6 разів. Опромінення ярої пшениці в період появи сходів дозою 20 Гр збільшує загальну кущистість в 1,5-2 рази.

**Після дії випромінювань** ушкоджуючими дозами, у рослин виникають різні морфологічні аномалії. В загальному вигляді ці зміни можуть розглядатися як зовнішні ознаки променевого ушкодження рослин.

У ряді випадків дія більших доз опромінення на рослини підвищує темпи їх розвитку внаслідок активації процесів старіння – рослини швидше зацвітають і дозрівають. Прискорений розвиток опромінених рослин пов'язують із інтенсивним припливом живильних речовин до ушкоджених опроміненням мембранам і накопиченням окремих метаболітів. Зміна органів опромінених рослин може бути наслідком ушкодження чутливої до радіації фітогормональної системи і зниження рівня ауксинів.

**Помітні генетичні ушкодження** виявляються при опроміненні вегетативних рослин дозами 30-50 Гр. В опромінених злакових і бобових культур часто проявляються так названі хлорофільні мутації, обумовлені порушенням синтезу хлорофілу в листках, а також зміною в співвідношенні окремих компонентів хлорофілу і навіть повним зникненням пігменту.

**Різноманітні й морфологічні типи мутацій.** У пшениці, наприклад, зустрічаються високорослі, низькорослі, карликові, напівкарликові форми, а також рослини з гіллястими або з ламкими стеблами, з вегетативними стеблами, які з'являються із наземних вузлів. У деяких мутантів змінені форми й розмір листків і прилистків, з'являється або, навпаки, зникає восковий наліт. Виникають мутантні форми зі зміненою тривалістю вегетаційного періоду.

Поряд з генними мутаціями в опромінених клітинах відбуваються хромосомні й хроматодні мутаційні зміни, властиві нормальній життєдіяльності рослинного організму. Опромінення, однак, збільшує ці порушення.

**Пострадіаційне відновлення рослин** охоплює всі рівні організації рослинного організму – від молекулярного до окремого органу і може здійснюватися шляхом прискореного синтезу нових молекул або відтворення клітин замість уражених і загиблих (рис. 2.1). Важливе значення для відновлення продуктивності культури при опроміненні вегетативних рослин має регенераційне відновлення, при якому за рахунок сплячих тканин і органів розвиваються пагони та формуються нові органи рослин, практично позбавлені ознак променевої поразки. В цьому полягає унікальна здатність рослинного організму досягати часткового або навіть повного відновлення життєдіяльності. При опроміненні молодих рослин ярої пшениці дозою 12 Гр продуктивна кущистість збільшується до 2 разів. Це приводить до того, що в ряді випадків замість зменшення кількості урожаю зерна його стає більше в порівнянні з урожаєм неопромінених рослин.

Дози опромінення вегетативних рослин, при яких спостерігається ефект зняття апікального домінування, прийнято вважати критичними. Для бобових культур вони дорівнюють приблизно 5 Гр, для зернових злаків ці дози залежать від виду культури і фази розвитку в момент опромінення. Так, для ярої пшениці критичні дози γ- випромінювання перебувають в інтервалі 8-12 Гр, для ячменю не більше 4 Гр, а для вівса – 6-16 Гр.

Рекуперація – загальне відновлення організму

Регенераційне

відновлення

Репараційне (дійсне) відновлення

Відновлення

за рахунок сплячих тканин і органів

Репопуляційне

відновлення

Клітинне відновлення

Молекулярне відновлення

Рис. 2.1 Взаємозв'язок між різними видами пострадіаційного відновлення рослин

**Радіочутливість організму тварини** – здатність реагувати на вплив випромінювань – визначається генетично та конституційно обумовленими особливостями реактивності тварин (дивись № 3 Воккен Г.Г. Ветеринарная радиология. – 2-е изд. – 240 с., дивись № 14 Ярмоненко С.П. Радиобиология человека и животных. – Изд. 2-е - 424 с.). Для оцінки радіочутливості тварин прийнято використовувати ЛД50/30 і ЛД 100/30 – дози опромінення, які викликають смерть відповідно 50 й 100 %тварин протягом 30 діб. Половинна ЛД50/30 приводить до смерті тільки 5 %, а подвоєна напівлетальна доза опромінення супроводжується загибеллю 95 % поголів'я. Діапазон ЛД50/30 для різних видів сільськогосподарських тварин порівняно невеликий і становить 1,25-3,9 Гр (табл. 2.1). Співвідношення поглиненої тканинної дози по середній лінії тварини й експозиційної дози, обмірюваної в цій же точці в повітрі, є залежним від розмірів тварини. У продуктивних тварин, які піддавались сильному рентгенівському або γ-опроміненню, цей показник для свиней дорівнює 0,60-0,68, для овець 0,58-0,63 і для великої рогатої худоби і ослів 0,40-0,50.

Таблиця 2.1 – Напівлетальні дози γ- випромінювань для сільськогосподарських тварин

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Вид тварини | Потужність | ЛД50/30 | | Середня тривалість життя, доба |
| Доза у повітрі по середній лінії тварини, Р | Тканинна поглинена доза, Гр |
| Велика рогата худоба | 0,9-6,6 | 200-543 | 1,25-1,60 | 20 |
| Вівці | 250-500 | 276-352 | 1,47 | - |
| Вівці | 0,5-4,4  0,033-0,06 | 318-363  495-637 | 1,94  3,0-3,9 | 23  20 |
| Кози | 1,3-7,5 | 395-550 | 2,4-3,5 | 27 |
| Свині | 10-50 | 313-450 | 1,4-2,7 | 35 |
| Осли | 0,4-0,8 | 620-770 | 2,8-2,9 | 46 |
| Коні | 1,5 | 400 | 1,6 | - |
| Птахи дорослі | 1,5 | 1100 | - | - |

ЛД50 є функцією потужності дози: чим більше потужність дози, тим, як правило, менше ЛД50). Для овець ЛД50 збільшується в 2 рази при продовженні опромінення від декількох хвилин до 96 год. У межах потужностей дози 30-600 Р/год.ЛД50 поступово лінійно зростає приблизно на 17 Рпри зменшенні потужності дози на кожні 100 Р/год., а кожні 100 год. збільшення тривалості опромінення напівлетальна доза зростає на 43 %*.* Для свиней ЛД50/30 при γ -опроміненні з потужністю дози 60 Р/год. становить 600 Р,а при збільшенні потужності дози до 500-700 Р/хв – 330 Р.

**Радіочутливість залежить** від віку сільськогосподарських тварин. Телята радіочутливіші дорослих тварин в 2 рази. ЛД50 для новонароджених ягнят дорівнює 900 Р, тоді як для овець вона становить 330-360 Р. Для 6-24-х місячних ягнят ЛД50/60 практично однакова й близька до ЛД50/60 у дорослих тварин. Для поросят ЛД50/30 становить 375 Р і не відрізняється від ЛД50/30 у дорослих свиней. Очевидно, є видові особливості радіочутливості молодняку залежно від строку підсосного періоду, протягом якого міняється загальна резистентність молодого організму.

**Радіочутливість самок і самців** порівнювали в дослідах із хронічним опроміненням. У кіз при щоденній дозі опромінення 0,015 Гр середня тривалість життя і ЛД50 становлять відповідно 161 добу і 24,15 Гр, а у козлів – 240 діб і 36,0 Гр. При більш високих потужностях доз (0,03 і 0,04 Гр/доба) розходження були виражені слабкіше. Тривалість життя після опромінення і ЛД50 збільшується, якщо виключається дія мікрофлори організму. Наприклад, у звичайних поросят ЛД50/30 дорівнює 287 Р, а в гнотобіонтів – 337 Р. Середня тривалість життя у безмікробних поросят при дозах опромінення 300 Р і більше на 7 діб довше, при менших же дозах опромінення розходжень не виявлено (дивись № 17 Mandel L., Travnicek J., Talafantova M. The LD50/30 and the survival time in whole-body gamma-irradiated conventional and germfree Minnesota miniature piglets // Z. Versuchstierk. –P. 96-100).

**Результат радіаційного ураження** у різних видів сільськогосподарських тварин тісно пов'язаний з характерною для кожного з них інтенсивністю пострадіаційного відновлення. ЛД50 для овець приблизно на 100 Р нижче, ніж для свиней. При протрагуванні опромінення (потужність дози 4Р/ч) ЛД50/60 для овець становить 470 Р, а для свиней перевищує 2000 Р; розходження в радіочутливості цих видів тварин у порівнянні з гострим опроміненням досягають для овець 2-кратної величини, тоді як для свиней - 4-кратної. Після гострого опромінення 50 %-не відновлення відзначається у свиней приблизно на 3-й добі, а в овець через 13 діб. В опромінених ослів через 60 діб відбувається відновлення на 48 %, а через 90 діб – на 85 %.

Таким чином, наслідком вражаючої дії випромінювань, які проявляються у вигляді різноманітних радіаційних ефектів, обумовлені не тільки дозою опромінення, але і в значній мірі пострадіаційним відновленням.

**Лекція 3. ЗАХОДИ ЩОДО ЗМЕНШЕННЯ ВМІСТУ РАДІОНУКЛІДІВ У ПРОДУКЦІЇ РОСЛИННИЦТВА І ТВАРИННИЦТВА**

**3.1 Класифікація і принципи використання прийомів для зменшення переходу радіонуклідів у сільськогосподарські рослини та продукцію рослинництва**

# Для зниження концентрації радіонуклідів у сільськогосподарських рослинах можуть бути використані різні прийоми, які розділяють на дві великі групи: 1) загальноприйняті (традиційні) в агропромисловому виробництві заходи, спрямовані на збереження і збільшення родючості ґрунту, ріст урожайності, підвищення якості рослинницької продукції й одночасно сприятливому зменшенню переходу радіоактивних речовин із ґрунту в рослини; 2) спеціальні прийоми (видалення верхнього забрудненого радіоактивними речовинами шару ґрунту, глибока оранка з похованням забрудненого шару ґрунту, внесення у ґрунт спеціальних меліорантів, що зв'язують радіонукліди у важкодоступні для рослин форми і т.п.), які іноді можуть привести до певного зменшення урожайності рослин і деякого погіршення родючості ґрунту. Аналогічним образом - на традиційні та спеціальні - можуть бути класифіковані і прийоми по технологічній обробці рослинницької продукції, яка використовується для зниження вмісту в ній радіоактивних речовин (детальніше № 20 [https://www.jstor.org/stable/ 1941862?seq=1#page\_scan\_tab\_contents](https://www.jstor.org/stable/%201941862?seq=1#page_scan_tab_contents)).

# Рекомендації до практичного впровадження будь-яких прийомів, спрямованих на обмеження надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини, повинні враховувати економічну ефективність і санітарно-гігієнічну значимість цих заходів. Недоцільно використовувати дорогі прийоми, які приводять до незначного зменшення переходу радіонуклідів у продукцію рослинництва і далі в раціон людини і, отже, що не ведуть до зниження дози його опромінення, якщо ці заходи не продиктовані радіаційно-гігієнічними міркуваннями, виходячи із сучасних концепцій радіаційної безпеки ризик - вигода при використанні іонізуючих випромінювань.

**Хімізація землеробства** (у першу чергу внесення добрив і різних хімічних меліорантів, які поліпшують фізико-хімічні властивості ґрунту та збільшують її родючість) є одним з найважливіших шляхів обмеження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини та далі в продукцію тваринництва. Використання мінеральних і органічних добрив, додавання в ґрунт вапна й торфу, а також інші агромеліоративні заходи відносяться до числа найбільш ефективних способів зменшення концентрацій радіонуклідів в урожаї. Ці заходи становлять основу комплексу засобів захисту по профілактиці внутрішнього, а іноді й зовнішнього опромінення при ліквідації наслідків радіаційних аварій на забруднених сільськогосподарських угіддях.

**3.2 Шляхи та способи зменшення вмісту радіонуклідів у продукції тваринництва**

**Заходи щодо зменшення концентрації радіонуклідів** у продуктах тваринництва можна підрозділити на чотири групи: 1) прийоми, які використовуються при утриманні тварин на луках і пасовищах, що знаходяться в зоні радіоактивного забруднення, включають широкий комплекс заходів, починаючи від тимчасового припинення їхнього використання до корінної меліорації луків і пасовищ, що веде до зниження концентрації радіонуклідів у рослинності і, як наслідок, до зменшення переходу радіонуклідів у продукти тваринництва; 2) зміни в раціоні годівлі сільськогосподарських тварин, в тому числі введення в нього спеціальних добавок, які прискорюють декорпорацію радіонуклідів з організму тварин; 3) технологічну переробку продуктів тваринництва і 4) найбільш радикальний, хоча, очевидно, і саме економічно дорогий захід – перепрофілювання (зміна спеціалізації) галузей тваринництва, наприклад заміна молочного скотарства на м'ясне або скотарства на свинарство чи птахівництво і т.п.

**При радіоактивному забрудненні сільськогосподарських угідь** АПК на перше місце по обсягу робіт та їх значимості виходять проблеми накопичення радіонуклідів у тваринницькій продукції, тоді як аспекти радіаційного впливу на сільськогосподарські тварини, у тому числі і променевого ураження, грають, як правило, менш важливу роль. Це є наслідком того, що при тих величинах радіоактивних випадань, при яких уже відбувається перевищення тимчасових припустимих рівнів вмісту радіонуклідів у продукції тваринництва (тобто має місце перевищення санітарно-гігієнічних нормативів, які визначають можливість уживання цієї продукції людиною), поглинені дози у тварин, як правило, не викликають ознак променевої патології. Лише при відносно великих щільностях забруднення встає проблема радіаційного ураження тварин. При цих рівнях забруднення зовнішнього середовища концентрація радіонуклідів у продукції тваринництва значно перевищує тимчасові припустимі рівні.

Таким чином, при вирішенні радіоекологічних проблем ведення тваринництва на забруднених територіях на першому місці стоять санітарно-гігієнічні аспекти (проблема забруднення продукції), а ветеринарно-санітарна сторона (ураження та лікування тварин) має другорядне значення.

**При розведені тваринництва** на площах з підвищеним вмістом радіонуклідів (особливо довгоживучих) основний напрямок профілактичних заходів щодо одержання продуктів, які відповідають припустимим нормативам вмісту радіоактивних речовин, пов'язаний з виробництвом такої продукції, тоді як зниження концентрації радіонуклідів у вже вироблених молоці, м'ясі та інших видах продуктів за рахунок технологічної переробки (тобто їхнє очищення або дезактивація) повинне носити підпорядковане значення. Технологічна переробка продукції тваринництва з метою зменшення вмісту радіонуклідів, як правило, значно більше складна і економічно менш вигідна, чим використання прийомів по обмеженню накопичення радіонуклідів у молоці, м'ясі і яйцях та інших продуктах тваринництва.

**Корм** – основне джерело надходження радіоактивних речовин в організм сільськогосподарських тварин. Радіонукліди, що випали на поверхню природних сінокосів і пасовищ, більше доступні рослинам і при однакових щільностях забруднення накопичуються у лукопасовищній рослинності в більших кількостях, чим у кормах окультурених сінокосів і пасовищ. Радіоактивні речовини, що випали на орні землі, при агротехнічній обробці ґрунту розподіляються в масі її орного горизонту, а на природних кормових угіддях концентруються в дернині й повільно переміщаються в поверхневі шари ґрунту. При відносно високих щільностях радіоактивного забруднення природні пасовища можна розглядати як гарячі радіоекологічні території, що особливо гостро потребують проведення меліоративних заходів. Це обумовлено не тільки поверхневою акумуляцією радіонуклідів у дернині, але й значно більшим (в 2-5 разів) надходженням їх з "дернинного резервуара" у лукопасовищну рослинність у порівнянні з культурними кормовими угіддями.

Крім того, варто враховувати, що при випасі на пасовищах тварин у їхній організм надходить значна кількість ґрунту. Особливо значущим є шлях переходу радіонуклідів в організм тварин із надходженням в ШКТ ґрунту на малопродуктивних пасовищах, тобто з невисоким запасом низькорослих лукових і пасовищних рослин. Якщо випас відбувається на немеліорованих, природних пасовищах, які потрапили під радіоактивне забруднення, в організм тварин переходить ґрунт із самих верхніх шарів, тобто з найбільш високою концентрацією радіонуклідів. Дані про "поїдання землі" та оцінка внеску ґрунтового й рослинного каналів надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин показують, що велика рогата худоба на пасовищах може споживати щорічно із травою до 600 кг ґрунту, а вівці – до 75 кг ґрунту. У ряді випадків поїдання тваринами забрудненого ґрунту з кормом може забезпечувати майже такий же внесок у сумарне надходження, як надходження радіонуклідів із забрудненим кормом.

У багатьох радіологічних ситуаціях у суміші радіонуклідів, що випадають, важливу роль грають короткоживучі компоненти. У цих випадках ефективним засобом зниження надходження радіонуклідів у тваринницьку продукцію може стати тимчасове припинення випасу, тобто переведення тварин на стійлове утримання із годівлею чистими кормами. Цей прийом дуже ефективний у відношенні радіологічно небезпечних короткоживучих нуклідів, у першу чергу радіонуклідів йоду, особливо 131I, і відноситься до числа найбільш важливих заходів, проведених при забрудненні кормових угідь у пасовищний період цими радіонуклідами. Траву, забруднену короткоживучими радіонуклідами, можна використати для виробництва сіна, гранул або силосу, які перед згодовуванням піддають витримці, яка обумовлює зниження концентрації радіонуклідів, за рахунок розпаду короткоживучих компонентів. Зібрані після випадання радіоактивних речовин трави містять, як правило, більш високі кількості радіонуклідів, ніж трава, що відростає, тому що первинне аеральне забруднення рослин у багато разів перевищує кореневе.

Отже, основним заходом щодо обмеження надходження радіонуклідів в організм тварин після випадання радіоактивних речовин на пасовищах є припинення випасу тварин і переведення їх на стійлове утримання. Стійлово-вигульне утримання великої рогатої худоби у порівнянні з пасовищним зменшує надходження 137Сs у раціон тварин в 3-5 разів, у молоко в 3-5 разів і у м'ясо в 2-3рази. Якщо є труднощі в організації годівлі тварин, переведених на стійлове утримання (відсутність запасів "чистих" кормів), можливо 4-8-добове голодування тварин.

**Зменшення надходження радіонуклідів** в організм тварин і продукти тваринництва може бути досягнуте шляхом корінного поліпшення сінокосів і пасовищ: перетворення природних сінокосів і пасовищ у штучно окультурені, підбору сортів вирощуваних культур, агротехніки їх вирощування, меліорації земель, способу використання продукції. Проведення цих прийомів зменшує надходження 90Sr й 137Сs у раціон продуктивних тварин, а отже, у молоко і м'ясо відповідно в 10 і 20 разів. У літній період заміна пасовищного утримання великої рогатої худоби стійлово-вигульним зменшує перехід 90Sr, 131I і 137Сs у раціон, а потім в молоко і м'ясо, відповідно в 10, 10 і 8 разів (дивись № 7 Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. – 208 с.). При цьому залежно від типу фітоценозу, складу раціону та режиму використання кормових угідь вміст радіонуклідів у раціоні тварин, молоці та м'ясі коливається в широких межах (табл. 3.1).

Таблиця 3.1 – Вплив раціону на надходження 90Sr й 137Сs в організм великої рогатої худоби та одержувану продукцію, %

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Раціон | Надходження з раціоном | | 90Sr | | 137Cs | |
| 90Sr | 137Cs | у м'язах | у молоці | у м'язах | у молоці |
| Насінний | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Змішаний | 35 | 44 | 33 | 36 | 43 | 50 |
| Силосно-концентратний | 18 | 48 | 20 | 18 | 50 | 57 |

Примітка. За 100 % прийнятий вміст радіонуклідів у сінному раціоні, м'ясі (м'язах) і молоці. Передбачається, що всі види раціонів отримані на території з однаковою щільністю забруднення.

Найбільш висока концентрація 90Sr відзначена в кістяку новонароджених ягнят від овець, що годувалися протягом вагітності сінним раціоном. У ягнят, що народилися від овець, що одержували змішані та концентратні раціони, відкладення 90Sr у кістковій тканині відповідно в 4,2 й 4,5 рази менше (дивись № 13 Радиоэкология сельскохозяйственных животных / Н.А. Корнеев, Н.И. Буров, А.Н. Сироткин и др. // Современные проблемы радиобиологии, Т. 2, Радиоэкология. Под ред. В.М. Клечковского, Г.Г. Поликарпова и Р.М. Алексахина. – С. 316 – 325.)

**Припинення годівлі тварин кормами, які утримують радіонукліди**, – найпростіший і найбільш ефективний спосіб зменшення вмісту радіоактивних речовин в організмі тварин і продуктах тваринництва, наприклад у м'ясі. У цьому випадку відбувається декорпорація радіонуклідів з органів і тканин тварин, що залежить від тропізму радіонукліда (місця його депонування в тілі тварини), виду та віку тварини, фізико-хімічних властивостей радіонукліда і тривалості його накопичення (це визначає ступінь фіксації радіонукліда в органах і тканинах), а також від тривалості періоду виведення.

**Questions for self-control / Питання для самоперевірки**

1. До чого призводить випадання радіоактивних аерозолів на поверхню рослин?

2. Для оцінки радіочутливості тварин прийнято використовувати дози опромінення ЛД50/30 і ЛД100/30 які означають:

А) викликають смерть 50 й 100 % тварин протягом 30 діб – відповідь вірна;

Б) викликають смерть 30 й 50 % тварин протягом від 50 до 100 діб – відповідь не вірна, тому що ЛД50/30 і ЛД 100/30 – дози опромінення, які викликають смерть відповідно 50 й 100 % тварин протягом 30 діб;

В) викликають смерть 30 й 100 % тварин протягом 50 діб - відповідь не вірна, тому що ЛД50/30 і ЛД 100/30 – дози опромінення, які викликають смерть відповідно 50 й 100 % тварин протягом 30 діб;

Г) викликають смерть 100 % тварин протягом від 30 до 50 діб - відповідь не вірна, тому що ЛД50/30 і ЛД 100/30 – дози опромінення, які викликають смерть відповідно 50 й 100 % тварин протягом 30 діб.

3. Як стійлово-вигульне утримання великої рогатої худоби у порівнянні з пасовищним зменшує надходження 137Cs у раціон тварин?

4. Що відбувається при опроміненні молодих рослин ярої пшениці дозою 12 Гр?

5. Як відбувається аеральне радіоактивне забруднення рослин?

6. Яке основне джерело надходження радіонуклідів до сільськогосподарських тварин?

7. Як відбувається дія більших доз опромінення на рослини?

8. Від чого залежить встановлена значна варіабельність зміни обмінних процесів у вегетативних рослинах?

9. Що сприяє зменшенню дії ушкодження від випромінювань на сільськогосподарські рослини?

10. Що впливає на ґрунтову хімію радіонуклідів?

11. Що є одним з найважливіших шляхів обмеження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини та далі в продукцію тваринництва?

12. Коефіцієнт розподілу радіонуклідів між твердою й рідкою фазами ґрунту Кр, це?

13. Що відбувається при опроміненні злакових культур?

14. Від чого залежить поглинання радіоактивних речовин рослинами із ґрунту?

15. Коли відбувається 50 відсоткове відновлення у овець після гострого опромінення?

16. Коли візуально проявляється ефект пригнічення ростових процесів після разового опромінення?

17. Від чого залежить радіочутливість сільськогосподарських тварин?

18. Що являється основним заходом, щодо обмеження надходження радіонуклідів в організм тварин після випадання радіоактивних речовин на пасовищах?

19. При опроміненні якими дозами помітні генетичні ушкодження вегетативних рослин?

20. Які критичні дози γ-випромінювання для ярої пшениці?

**Тексти лекцій, презентації та додаткові матеріали розміщно у дистанційному курсі на базі платформи MOODLE.**

**Workshops / Практичні заняття**

**Практична робота 1.**

**Оцінка радіоактивного забруднення агроекосистем**

Важливе значення досліджень в області сільськогосподарської радіоекології стало особливо очевидним в період, коли почалося активне освоєння атомної енергії у різних галузях народного господарства, в першу чергу коли стала розвиватися ядерна енергетика. Як відомо, наслідком використання атомної енергії з'явилося розсіювання штучних радіонуклідів у біосфері, а також у сфері агропромислового виробництва і прискорення темпів пересування природних радіонуклідів з наступним включенням їх у ланцюжках міграції системи "радіоактивні випадання – ґрунт – сільськогосподарські рослини – сільськогосподарські тварини". Опромінення людини від радіонуклідів техногенного походження, які надійшли в життєдіяльне середовище, в загальному вигляді складається із чотирьох джерел: 1 - зовнішнього опромінення від осілих на земну поверхню радіонуклідів, 2 - інгаляції радіонуклідами, 3 - попадання людини в хмару, що містить радіоактивні аерозолі, 4 - опромінення від радіонуклідів, які надійшли в організм людини із продуктами харчування і водою.

Для екології мають важливе значення такі групи ізотопів з періодом напіврозпаду : *група А:* вуглець - 14С (5568 років); тритій - 3Н (12,4 г); фосфор - 32Р (14,5 діб); сірка - 35S (87,1 діб); кальцій - 45Са (160 діб); натрій - 24Nа (15 годин); калій - 42К (12,4 годин); калій - 40К (1,3 млрд. років); залізо - 59Fе (45 діб); марганець - 54Мn (300 діб); йод - 131I (8 діб); *група В:* стронцій - 90Sr (28,5 г); цезій - 137Сs (30,2 г); церій - 144Се (285 діб); рутеній - 106Ru (1 г); іттрій - 91Y (61 діб); плутоній - 239Pu (24000 років); *група С:* аргон - 41Аr (2 годин); криптон - 85Кr (10 років); ксенон - 133Хе (5 діб).

Для оцінки рівня радіоактивності використовуються одиниці: Беккерель (Бк), Кюрі (Кu), Грей (Гр), рад, бер. Беккерель - одиниця активності матеріалу в радіоактивному джерелі: 1 Бк = 1 розпад/с. Найчастіше використовується одиниця Кюрі: 1 Кu = 3,7 × 1010 Бк (наприклад, сумарний викид продуктів розподілу в Чорнобилі склав 5 × 1010 Кu).

Грей - у системі СІ доза випромінювання поглиненої одиниці маси: 1 Гр = 1 Дж/кг. Найчастіше використовується позасистемна одиниця - рад. 1 рад = 0,01 Гр. Бер - біологічний еквівалент рентгена (Р), наближено 1 бер = 1 Р. Рівень природного радіоактивного фону становить 10-50 мкР/год, зазвичай 15 мкР/год.

Екологічне значення різних радіонуклідів неоднаково: речовини з коротким періодом напіврозпаду (менше 2 діб) не становлять великої небезпеки, так як зберігають високий рівень радіації в біотопі нетривалий час. Речовини з довгим періодом напіврозпаду також майже безпечні, оскільки вони в одиницю часу випускають дуже слабке випромінювання. Найбільш небезпечними є нукліди з періодом напіврозпаду від декількох тижнів (місяців) до декількох років. Цього часу достатньо для того, щоб ці радіонукліди змогли накопичитися в харчових ланцюгах.

Ступінь екологічної напруженості агроекосистем визначається, в основному, довго живучими радіонуклідами: стронцієм-90 і цезієм-137. У законодавчому порядку прийняті наступні зони радіоактивного забруднення (табл. 1).

Таблиця 1 - Еколого-токсикологічна оцінка радіоактивного забруднення

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Потужність експозиційної дози, мкР/година | Інтенсивність потоку гамма-випромінювання, с-1 | Щільність забруднення, кБк/м2 | | Характеристика зон радіоактивного забруднення |
| 137Cs | 90Sr |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Менш 30 | Менш 225 | Менш 37 | Менш 3,7 | екологічно безпечна зона |
| 31-50 | 226-375 | 37-185 | 3,7-11,1 | Зона мешкання людей з пільговим соціально-економічним статусом |
| 51-100 | 376-750 | 186-555 | 11,2-37 | Зона мешкання людей з правом відселення людей, отримання компенсацій і пільг |
| 101-180 | 751-1350 | 556-1480 |  | Зона відселення людей |
| Більш 180 | Більш 1350 | Більш 1480 | Більш 111 | Зона вилучення земель з сільськогосподарського виробництва і відселення людей |

Стронцій, внаслідок своєї спорідненості з кальцієм, дуже легко проникає в кісткову тканину хребетних, тоді як цезій накопичується в м'язах заміщаючи калій. Ці радіонукліди залишаються в зараженому організмі і можуть акумулюватися в кількостях, здатних завдати шкоди здоров’ю людей.

Радіонукліди в ґрунті знаходяться в ґрунтовому розчині і в складі твердої фази. Зміст різних форм залежить від властивостей ґрунтів: сорбційної ємності, мінералогічного складу, рН, вмісту гумусу. Щільність забруднення ґрунту радіонуклідами, тобто зміст їх в обстежуваному шарі ґрунту площею 1 м2 (Прп, кБк/м2), визначається за формулою:

, (1)

де 0,001 - коефіцієнт перерахунку від Бк/м2 на кБк/м2;

*Срп* - концентрація радіонукліда у ґрунті, Бк/кг;

*z* - шар ґрунту в см;

*d* - щільність складання ґрунту в г/см3.

Приклад. Потрібно розрахувати щільність забруднення ґрунтів 137Сs і 90Sг.

Вихідні дані (табл. 2).

Таблиця 2 – Характеристика забруднення ґрунтів радіонуклідами

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Грунт | Зміст радіонуклідів, Бк/кг | | Щільність складення ґрунту, г/см3 | Глибина відбору, см |
| 137Cs | 90Sr |
| Чорнозем типовий суглинковий | 695 | 47,6 | 1,05 | 25 |
| Лугова суходільна мінеральна суглинна | 790 | 56 | 1,3 | 30 |

*Рішення.* За формулою (1) з урахуванням даних, наведених в табл. 2, розрахуємо щільність забруднення чорнозему типового цезієм і стронцієм: 90Сs - Прн = 0,001·695·25·1,05 = 18,2кБк/м2; 137Sr - Прн = 0,001·47,6×25·1,05 = 1,2 кБк/м2 і щільність забруднення лугового ґрунту цезієм і стронцієм: 90Cs - Прн = 30,8 кБк/м2; 137Sr – Прн = 2,2 кБк/м2.

Порівнюючи обчислені значення з нормативними (табл. 1, графа 3 і 4), можна зробити висновок про те, що це екологічно безпечна зона (графа 5).

Накопичення радіонуклідів рослинами зменшується у ряду ґрунтів: дерново-підзолисті - сірі лісові - сіроземи - каштанові - чорноземи. Фактором, що знижує перехід радіонуклідів в рослини, є збільшення вмісту гумусу в ґрунті. Розрізняють кореневий і аеральний шляхи надходження радіонуклідів в сільськогосподарські культури. Перехід радіонуклідів в рослини при аеральному надходженні можна оцінити за формулою:

, (2)

де *Сає* - концентрація радіонуклідів в рослинності, Бк/кг;

*Rає* - коефіцієнт аерального забруднення рослин, м2/кг повітряно-сухої маси;

*α* - коефіцієнт вітрового захоплення, м/с;

*υ* - швидкість висхідного потоку частинок пилу, м/с;

*Срп* - вміст радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту, Бк/м3;

*Vg* - швидкість гравітаційного осадження радіонукліда, м/с;

*Т* - період вегетації рослин.

Як приклад в табл. 3 наведені розрахунки за оцінкою аерального забруднення пшениці і природного різнотрав'я.

За даними А.М. Польового (2000), з погіршенням умов вологозабезпечення відбувається більш інтенсивне накопичення радіонукліда цезію в соломі та зерні озимої пшениці. Так, при щільності забруднення дерново-підзолистого супесчаного ґрунту 5 Кu/км2 і вологозабезпечення посівів 70-80 % НВ (НВ - найменша вологоємність ґрунту) вміст цезію становило: в соломі 83-86 Бк/кг; в зерні - 22-23 Бк/кг; при зниженні продуктивної вологи до 40 % НВ - 99 Бк/кг (солома) і 27 Бк/кг (зерно).

Таблиця 3 – Характеристика аерального забруднення рослин

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Радіонуклід | Коефіцієнти аерального забруднення повітряно-сухої маси | | |
| природне різнотрав'я | Пшениця | |
| Зерно | Солома |
| 90Sr | 1,1 | 0,06 | 0,47 |
| 137Cs | 1,5 | 0,15 | 0,42 |
| Cае, Бк/кг | | | |
| 90Sr | 4,07(6) | 1,85(3) | 0,22(0,3) |
| 137Cs | 0,25(14) | 2,59(4) | 0,92(1,4) |

Примітка: У дужках зазначено частка вторинного забруднення, пов'язаного з вітровим підйомом частинок ґрунту, які містять цезій і стронцій (в % від сумарного вмісту радіонуклідів в рослинах).

При підвищенні щільності забруднення грунту до 15 Кu/км2 вміст цезію в урожаї зростає в 3 рази.

Для оцінки переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини використовують коефіцієнт накопичення *КН*, що характеризується відношенням концентрації радіонуклідів в рослинах (*Срос*, Бк/кг) до концентрації радіонуклідів в ґрунті (*Срп*, Бк/кг):

*КН = Срос / Срп* , (3)

При класифікації агроекосистем по міграційної рухливості радіонуклідів застосовується коефіцієнт переходу *КП*:

*КП = Срос / Прп* , (4)

де *Срос* - концентрація радіонуклідів в рослинах, Бк/кг;

*Прп* – щільність забруднення ґрунту на одиницю площі (кБк/м2).

Основою для визначення контрольних рівнів забруднення ґрунтів радіонуклідами служать коефіцієнти накопичення або переходу радіонуклідів з різних ґрунтів в сільськогосподарські культури, а також коефіцієнти переходу радіонуклідів по тваринницьким ланцюжках і допустимі питомі активності радіонуклідів в харчових продуктах (див. табл. 4).

Для орних угідь враховуються параметри міграції радіонуклідів в системі ґрунт - сільськогосподарські культури, а для сінокосів і пасовищ в системі: грунт - раціон - продукція тваринництва. При цьому контрольний рівень щільності забруднення ґрунтів (*Пкон*, кБк/м2) визначається шляхом поділу питомої активності радіонуклідів в рослинах (*Дак*, Бк/кг) на коефіцієнт переходу *КП*:

*Пкон* = *Дак* / *КП* , (5)

Питома активність для різних культур береться на підставі Сан-ПиН 2.3.2.1078-01 (табл. 4); так дається агроекологічна оцінка ґрунту по забрудненню радіонуклідами і встановлюється можливість обробітку на цьому ґрунті різних сільськогосподарських культур.

Таблиця 4 - Санітарно-гігієнічні нормативи вмісту радіонуклідів в продовольчій сировині і харчових продуктах, Бк/кг (СанПиН 2.3.2.1078-01)

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Продукти | Цезій - 137 | Стронцій - 90 |
| Зерно продовольче | 70 | 40 |
| Насіння зернобобових | 50 | 60 |
| Овочі, баштанні | 120 | 40 |
| Картопля | 120 | 40 |
| Фрукти, ягоди, виноград | 40 | 30 |
| Риба | 130 | 100 |
| М'ясо | 160 | 50 |
| Яйця | 80 | 50 |
| Молоко, вершки, сметана | 100 | 25 |
| Цукор | 140 | 100 |

Коефіцієнти переходу радіонуклідів в рослини з ґрунтів визначаються експериментально або можуть бути використані значення, наведені в (табл. 5 - 6) (Рекомендації по веденню сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення, 1991).

Контрольні рівні забруднення ґрунтів пасовищ і сінокосів визначаються з урахуванням коефіцієнтів переходу радіонуклідів в різнотрав'я і в продукцію тваринництва. При визначенні контрольних рівнів для ґрунтів пасовищ за основу приймаються допустимі питомі активності радіонуклідів в молоці та м'ясі по СанПиН 2.3.2.1078-01 (табл. 4).

*Приклад.* Потрібно визначити контрольний рівень забруднення 137Сs і 90Sг суглинного ґрунту на пасовищі та на суходільному лузі з урахуванням переходу радіонуклідів в молоко.

*Початкові дані.* Для суглинного мінерального ґрунту суходільного луку: *КП* = 15 (Бк/кг / кБк/м2) - 90Sг; *КП* = 10 (Бк/кг / кБк/м2) - 137Сs (табл. 6). Санітарно-гігієнічні нормативи вмісту радіонуклідів в молоці складають: ДSr = 25 Бк/кг; ДCs = 100 Бк/кг (табл. 4).

*Рішення.* За формулою (5) визначаємо контрольний рівень щільності забруднення лугового суглинного ґрунту по стронцію: 25/15 = 1,7 кБк/м2 і по цезію: 100/10 = 10 кБк/м2 , що відповідає, як видно з табл. 1, екологічно безпечній зоні.

Вміст радіонуклідів у продукції тваринництва розраховують виходячи з добового раціону тварин (добова потреба сільськогосподарських тварин в кормі на одну голову приведена в табл. 7). Зміст радіонукліда в раціоні тварин визначається на підставі коефіцієнтів переходу радіонукліда з раціону в продукцію. Коефіцієнти переходу радіонуклідів з раціону в молоко і м'ясо наведені в довіднику (дивись № 13 Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий / Справочное руководство. 1993. -336 с).

Таблиця 5 – Класифікація агроекосистем по міграційної рухливості радіонуклідів

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Вид землекорис-тування | Культура | Грануломет-ричний склад ґрунту | Коефіцієнт переходу | | | | | |
| стронцій-90 | | | цезій-137 | | |
| серед-ній | міні-маль-ний | макси-маль-ний | серед-ній | міні-маль-ний | макси-маль-ний |
| Сінокоси та пасовища | Травостій культур-ного пасовища | Піщані | 5,4 | 0,8 | 7,6 | 3,3 | 0,5 | 3,7 |
| Суглинисті | 1,9 | 1,1 | 3,4 | 0,6 | 0,4 | 0,9 |
| Глинисті | 0,2 | 0,05, | 0,27 | 0,2 | 0,03 | 0,3 |
| Органічні | - | - | - | 6,6 | 2 | 10,8 |
| Багаторічні трави злакові | Піщані | 2,5 | 2,3 | 2,7 | 2,3 | 1,8 | 2,6 |
| Суглинисті | 1,6 | 0,9 | 2,7 | 0,8 | 0,3 | 1,8 |
| Глинисті | 0,6 | 0,3 | 1,1 | 0,2 | 0,1 | 0,4 |
| Органічні | 3,78 | 1,07 | 10 | 3,2 | 1,8 | 3,8 |
| Багаторічні трави бобові | Піщані | 4,3 | 2,8 | 5,5 | 3,5 | 1,6 | 5 |
| Суглинисті | 2,6 | 1,3 | 4,1 | 0,8 | 0,3 | 1,3 |
| Глинисті | 0,6 | 0,4 | 0,8 | 0,4 | 0,2 | 0,6 |
| Органічні | - | - | - | - | - | - |
| Рілля | Зернові | Піщані | 0,9 | 0,7 | 1,1 | 0,3 | 0,2 | 0,4 |
| Суглинисті | 0,3 | 0,07 | 0,6 | 0,12 | 0,06 | 0,22 |
| Глинисті | 0,13 | 0,07 | 0,33 | 0,06 | 0,023 | 0,14 |
| Органічні | 1,7 | 0,5 | 4,1 | 0,61 | 0,17 | 1,2 |
| Картопля і корене-  плоди | Піщані | 0,6 | 0,33 | 0,76 | 0,24 | 0,18 | 0,29 |
| Суглинисті | 0,24 | 0,06 | 0,49 | 0,1 | 0,03 | 0,24 |
| Глинисті | 0,055 | 0,05 | 0,07 | 0,014 | 0,008 | 0,03 |
| Органічні | 1,2 | 0,5 | 3,4 | 0,45 | 0,03 | 3,4 |
| Кормові культури на силос | Піщані | 2,7 | 1,4 | 4,3 | 2,4 | 0,4 | 4,4 |
| Суглинисті | 0,94 | 0,33 | 2,1 | 0,35 | 0,33 | 0,36 |
| Глинисті | 0,44 | 0,26 | 0,45 | 0,19 | 0,1 | 0,3 |
| Органічні | - | - | - | 3,2 | 2,2 | 4,6 |

Стосовно до сільськогосподарських тварин найбільш актуальна оцінка доз внутрішнього опромінення для умов хронічного (тривалого) надходження радіонуклідів з кормом. Розрахунок проводиться за формулою:

 , (6)

де  - потужність поглиненої дози в органах, в яких відкладається радіонуклід (рад/добу);

 - середня енергія β-частинок, МэВ/роз.;

μ - активність радіонукліда в розрахунку на орган або тканину, мкКu;

m - маса органу або тканини, г.

*Приклад.* Потрібно розрахувати добову дозу внутрішнього опромінення печінки телиць при хронічному надходженні 137Сs з кормом.

*Початкові дані.* У печінки масою m = 1800 г міститься μ = 0,18 мкКu цезія (тобто 1·10-7 Кu/кг печінки); середня енергія β-частинок для цезія - 137  = 0,195 МэВ.

Таблиця 6 - Радіоекологічна класифікація лугів

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Тип лугів | Група ґрунтів | Грануломет-ричний склад ґрунту | Коефіцієнт переходу | | Екологічний період напівочищення кореневого шару ґрунтів, роки | |
| 90Sr | 137Cs | 90Sr | 137Cs |
| Суходільний | Мінеральні | Піщані | 5-25 | 1-15 | 20-70 | 50-90 |
| Суглинисті | 2-15 | 0,2-10 | 30-90 | 90-110 |
| Глинисті | 0,3-3 | 0,05-0,3 | 50-100 | 110-150 |
| Тип лугів | Група ґрунтів | Грануломет-ричний склад ґрунту | Коефіцієнт переходу | | Екологічний період напівочищення кореневого шару ґрунтів, роки | |
| 90Sr | 137Cs | 90Sr | 137Cs |
| Заплавний | Мінеральні | Піщані | 5-25 | 1-15 | 25-30 | 40-90 |
| Суглинисті | 2-15 | 0,5-10 | 25-70 | 90-110 |
| Глинисті | - | 0,3-1 | - | 100-140 |
| Органічні | Торф’яний | 3-30 | 5-20 | 20-40 | 20-70 |
| Низинний | Мінеральні | Піщані | 5-35 | 3-20 | 25-50 | 40-90 |
| Суглинисті | - | 2-15 | - | 50-70 |
| Органічні | - | 10-45 | 3-30 | 20-50 | 33-80 |
| Болотний | Болотні: низинні | - | 5-50 | 3-30 | 16-30 | 18-40 |
| перехідні | 20-140 | 15-50 | 15-18 | 15-25 |
| верхові | 20-150 | 30-150 | 13-18 | 13-18 |

*Рішення.* За формулою (6) визначаємо потужність поглиненої дози:  = 51,2·0,195·(0,18 / 1800) = 0,001 рад/діб.

Для гарантованого отримання продукції з мінімальним вмістом радіонуклідів необхідно застосовувати систему агротехнічних і агрохімічних прийомів: спеціальну обробку ґрунтів; осушення заболочених ділянок; вапнування кислих ґрунтів; внесення підвищених доз фосфорних (1,5-2 Р2О5) і калійних (1,5-2 К2О) добрив у порівнянні з рекомендованими дозами для даного регіону (господарства); внесення органічних добрив в дозі 40 т/га і вище; комплексне внесення різних видів органічних і мінеральних добрив у сівозміні; підбір видів і сортів культур з найменшими рівнями накопичення радіонуклідів. Переробка сільськогосподарської продукції також супроводжується зниженням вмісту радіонуклідів.

Таблиця 7 - Приблизна добова потреба в зеленому кормі на одну голову

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Тварини | Потреба на одну голову на добу | |
| кг | кг к.е. |
| Велика рогата худоба | | |
| Бики виробники | 25-30 | 4,75-5,7 |
| Корови живою вагою 400-500 кг: стельні з удоєм до 8 кг | 40-45 | 7,6-8,55 |
| стельні з удоєм от 10 до 12 кг | 45-55 | 8,55-10,45 |
| стельні з удоєм от 14 до 16 кг | 55-65 | 10,45-12,35 |
| стельні з удоєм от 18 до 20 кг і більше | 65-70 | 12,35-13,3 |
| Молодняк старше 24 місяців: | 40-45 | 7,6-8,55 |
| 19-24 місяців | 35-40 | 6,65-7,6 |
| 16-18 місяців | 30-35 | 5,7-6,65 |
| 13-15 місяців | 26-30 | 4,94-5,7 |
| 10-12 місяців | 22-26 | 4,18-4,94 |
| 7-9 місяців | 18-22 | 3,42-4,18 |
| 5-6 місяців | 14-18 | 2,66-3,42 |
| 3-4 місяців | 6-10 | 1,14-1,9 |
| Свині | | |
| Кнури в случний період | 5-8 | 0,95-1,52 |
| в неслучний період | 8-10 | 1,52-1,9 |
| Матки дорослі: |  |  |
| холості і в 1-ій половині поросності | 8-12 | 1,52-2,28 |
| в 2-ій половині поросності | 6-8 | 1,14-1,52 |
| підсисні | 7-8 | 1,33-1,52 |
| Матки молоді підсисні і супоросні | 6-8 | 1,14-1,52 |
| Підсвинки 4-7 місяців | 3-5 | 0,57-0,95 |
| 2-4 місяці | 1-2 | 0,19-0,38 |
| Вівці | | |
| Матки суягні | 6-7 | 1,14-1,33 |
| підсисні з ягнятами до 2 місяців | 9-10 | 1,71-1,9 |
| Молодняк до 1 року | 5-6 | 0,95-1,14 |
| Ягнята після відбиття | 2-4 | 0,38-0,76 |

**Детальні вказівки щодо підготовки до практичних робіт та семінарських занять розміщно у дистанційному курсі на базі платформи MOODLE.**

**Independent work / Самостійна робота**

Для виконання завдань клас буде розділений на кілька груп.

**• Завдання №1.**

**а) - розрахувати щільність забруднення ґрунтів 137Сs і 90Sг.** Вихідні дані (табл. 1).

Таблиця 1 – Характеристика забруднення ґрунтів радіонуклідами

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Грунт | Зміст радіонуклідів, Бк/кг | | Щільність складення ґрунту, г/см3 | Глибина відбору, см |
| 137Cs | 90Sr |
| Чорнозем типовий суглинковий | 695 | 47,6 | 1,05 | 25 |
| Лугова суходільна мінеральна суглинна | 790 | 56 | 1,3 | 30 |

*Рішення.* За формулою (1) з урахуванням даних, наведених в табл. 2, розрахуємо щільність забруднення чорнозему типового цезієм і стронцієм: 90Сs - Прн = 0,001·695·25·1,05 = 18,2кБк/м2; 137Sr - Прн = 0,001·47,6×25·1,05 = 1,2 кБк/м2 і щільність забруднення лугового ґрунту цезієм і стронцієм: 90Cs - Прн = 30,8 кБк/м2; 137Sr – Прн = 2,2 кБк/м2.

**б) - Потрібно визначити контрольний рівень забруднення 137Сs і 90Sг суглинного ґрунту на пасовищі та на суходільному лузі з урахуванням переходу радіонуклідів в молоко.**

*Початкові дані.* Для суглинного мінерального ґрунту суходільного луку: *КП* = 15 (Бк/кг / кБк/м2) - 90Sг; *КП* = 10 (Бк/кг / кБк/м2) - 137Сs (табл. 6). Санітарно-гігієнічні нормативи вмісту радіонуклідів в молоці складають: ДSr = 25 Бк/кг; ДCs = 100 Бк/кг (табл. 4).

*Рішення.* За формулою (5) визначаємо контрольний рівень щільності забруднення лугового суглинного ґрунту по стронцію: 25/15 = 1,7 кБк/м2 і по цезію: 100/10 = 10 кБк/м2 , що відповідає, як видно з табл. 1, екологічно безпечній зоні.

-Призначення завдання №1 допоможе студентам зрозуміти масштаби проблеми, правила гри та зрозуміти перспективи , в яких студенти з агрометеорології та екологіїї матимуть можливість спільно працювати разом і побачити сильні сторони один одного. Результатом першого завдання є пропозиції щодо сайтів з питань забруднення грунтів радіонуклідами , роздуми щодо можливих позицій різних груп зацікавлених сторін щодо сайтів, їх розміру, місця розташування та правового статусу (протоколи та усні презентації).

• **Завдання 2.(в класі) - Розробка веб-інтерфейсів, що пояснюють та просувають пропозиції щодо критеріїв забруднення грунту,і сільськогосподарській продукції радіонуклідами ключовим групам зацікавлених сторін.**

- Призначення завдання №2. В цьому завданні йдеться мова про розробку веб-інструментів, що пояснюють пропозиції що до розробки планів збереження природного середовища ключовим групам зацікавлених сторін. Це включає в себе збір просторових даних, візуальні дані, статистику, деяку поглиблену інформацію для зацікавлених сторін і результат веб-сайту, який дає відповіді на найпоширеніші запитання.

• **Завдання 3**. **Розробка комунікаційних стратегій для місцевих громад, на які потенційно можуть вплинути проекти забруднення радіонуклідами рослин за різних погодних умов.**

- Призначення завдання 3 базується на попередніх двох. Кожна з груп зосередиться на конкретному виді забруднювачів атмосфери і водного басейну, який буде (потенційно) впливати на забруднення продукції різних рослин, спираючись на знання місцевих соціально-екологічних систем , потреб та перспектив місцевих зацікавлених сторін, він запропонує пакет комунікацій, який би спеціально націлити ключових зацікавлених сторін у громадах та їх потенційні проблеми, а також сформулювати можливості, які можуть бути спричинені новими розробками. Вихід групової роботи може бути у вигляді веб-інтерфейсу, серії плакатів чи листівок, буклета тощо.

**Детальні вказівки щодо самостійної роботи розміщено в дистанційному курсі на базі платформи MOODLE**

**Final control / Підсумковий контроль**

Evaluation of students will be based on the following:

- Level of preparedness for participation in class discussions and seminars (10%) (from 100 % for active participation and demonstrated familiarity with the course readings to 0 % for completely ignoring in-class discussions);

- Contribution to seminar group assignments (10 %) (from 100% for clearly demonstrated input to 0 % for non-participation);

- Quality of the web application (40%)

- Quality of communication strategies (40%)

Оцінка продуктивності роботи студента ґрунтується на таких засадах:

- рівень підготовленості до участі в дискусіях та семінарах класів (10%) (від 100% за активну участь та продемонстроване ознайомлення з прочитаними курсами; до 0% за повне ігнорування дискусій у класі);

- внесок у завдання групи з біогеографічного семінару (10%) (від 100% за чітко продемонстрований внесок; до 0% за не приймання участі);

- Якість веб-програми (40%)

- Якість комунікаційних стратегій (40%)

## ***Questions to prepare for the final test / Питання для перевірки знань для підсумкового контролю***

***1. До чого призводить випадання радіоактивних аерозолів на поверхню рослин?***

А) до накопичення в надземній масі всій сукупності осідаючих радіонуклідів;

Б) до накопичення в кореневій системі всій сукупності осідаючих радіонуклідів;

В) пригнічують ріст та розвиток рослин.

***2. Для оцінки радіочутливості тварин прийнято використовувати дози опромінення ЛД50/30 і ЛД100/30 які означають:***

А) викликають смерть 50 й 100 % тварин протягом 30 діб;

Б) викликають смерть 30 й 50 % тварин протягом від 50 до 100 діб;

В) викликають смерть 30 й 100 % тварин протягом 50 діб.

***3. Як стійлово-вигульне утримання великої рогатої худоби у порівнянні з пасовищним зменшує надходження 137Cs у раціон тварин?***

А) в 1 – 2 рази;

Б) у 6 – 8 разів;

В) у 3 – 5 разів.

***4. Що відбувається при опроміненні молодих рослин ярої пшениці дозою 12 Гр?***

А)продуктивна кущистість збільшується до 2 разів;

Б) не відбувається змін;

В) продуктивна кущистість зменшується до 2 разів.

***5. Як відбувається аеральне радіоактивне забруднення рослин?***

А) осідання на надземній частині рослин компонентів аерозольних і газоподібних викидів;

Б) осідання на поверхні ґрунту компонентів аерозольних і газоподібних викидів;

В) через кореневу систему рослин, через потрапляння у грунт компонентів аерозольних і газоподібних викидів.

***6. Яке основне джерело надходження радіонуклідів до сільськогосподарських тварин?***

А) осідання радіонуклідів на шкірі тварин;

Б) з кормом;

В) накопичення радіонуклідів у місцях утримання тварин.

***7. Як відбувається дія більших доз опромінення на рослини?***

А) знижує темпи їх розвитку;

Б) змін у росту та розвитку не відбувається;

В) підвищує темпи їх розвитку;

***8. Від чого залежить встановлена значна варіабельність зміни обмінних процесів у вегетативних рослинах?***

А) від сорту рослин і дози опромінення;

Б) від властивостей ґрунту і фази розвитку рослин;

В) від дози опромінення і фази розвитку рослин в момент впливу випромінювань.

***9. Що сприяє зменшенню дії ушкодження від випромінювань на сільськогосподарські рослини?***

А)зниження температури і підвищення відносної вологості повітря в пострадіаційний період;

Б) підвищення температури і зниження відносної вологості повітря в пострадіаційний період;

В) зниження температури і зниження відносної вологості повітря в пострадіаційний період.

***10. Що впливає на ґрунтову хімію радіонуклідів?***

А) аерація та щільність ґрунту;

Б) рослинний покрив;

В) механічна обробка ґрунту, осушувальні меліорації, внесення добрив.

***11. Що є одним з найважливіших шляхів обмеження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини та далі в продукцію тваринництва?***

А) фаза розвитку рослин;

Б) хімізація землеробства;

В) порода сільськогосподарських тварин.

***12. Коефіцієнт розподілу радіонуклідів між твердою й рідкою фазами ґрунту Кр, це?***

А) відношення рівноважних концентрацій радіонуклідів у твердій і рідкій фазах;

Б) властивості ґрунтів, які викликані змінами температури, вологості, господарською діяльністю людини;

В) властивості ґрунтів, які викликані фізико-хімічними властивостями радіонуклідів, що впливають на їхню сорбцію.

***13. Що відбувається при опроміненні злакових культур?***

А) спостерігається зменшення вегетативної маси;

Б) спостерігається збільшення вегетативної маси;

В) рослини повільно зацвітають і дозрівають.

***14. Від чого залежить поглинання радіоактивних речовин рослинами із ґрунту?***

А) від ґрунтової хімії радіонуклідів;

Б) від великої кількості внесення добрив;

В) від властивостей рослин.

***15. Коли відбувається 50 відсоткове відновлення у овець після гострого опромінення?***

А) через 13 діб;

Б) через1 добу;

В) на 3 добу.

***16. Коли візуально проявляється ефект пригнічення ростових процесів після разового опромінення?***

А) в перші 10 – 12 діб;

Б) в перші 5 – 7 діб;

В) в перші 24 години.

***17. Від чого залежить радіочутливість сільськогосподарських тварин?***

А) від породи сільськогосподарських тварин;

Б) від віку сільськогосподарських тварин;

В) умов утримання сільськогосподарських тварин.

***18. Що являється основним заходом, щодо обмеження надходження радіонуклідів в організм тварин після випадання радіоактивних речовин на пасовищах?***

А) годівля тварин на пасовищах «чистими» кормами;

Б) обробка шерсті тварин;

В) припинення випасу тварин на пасовищах та переведення їх на стійлове утримання.

***19. При опроміненні якими дозами помітні генетичні ушкодження вегетативних рослин?***

А) 10 – 20 Гр;

Б) 5 – 8 Гр;

В) 30 – 50 Гр.

***20. Які критичні дози γ-випромінювання для ярої пшениці?***

А) не більше 4 Гр;

Б) 5-7 Гр;

Г) 8 – 12 Гр.

**Підсумковий тест розміщено в дистанційному курсі на базі платформи MOODLE.**

**References / Література**

1. Batygin, N.F., 1986: Ontogenesis of Higher Plants. Agropromizdat, Moscow, 100 p. (Батыгин Н.Ф. Онтогенез высших растений. – М.: Агропромиздат, 1986,– 100с.) [In Russian]

2. Breslavets, L.P., 1946: Plant and X-rays. Publishing house of the Academy of Sciences of the USSR, Moscow-Leningrad, 194 p. (Бреславец Л.П. Растение и лучи Рентгена. - М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1946. -194 с.) [In Russian]

3. Vokken, G.G., 1973: Veterinary Radiology. 2nd ed., Kolos, Leningrad, 240 p. (Воккен Г.Г. Ветеринарная радиология. – 2-е изд. – Л.: Колос, 1973. – 240 с.) [In Russian]

4. Grodzinskiy, D.M., 1989: Plant Radiobiology. Naukova Dumka, Kiev, 380 p. (Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. – Киев; Наукова думка, 1989. – 380с.) [In Russian]

5. Izrael, Yu.A., Petrov, V.N., Severov, D.A., 1987: Modelling of Radioactive Fallout in the Near Zone from the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. In: Meteorology and Hydrology, No. 7, P. 5-12. (Израэль Ю.А., Петров В.Н., Северов Д.А. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. - 1987. - № 7. - С. 5-12.) [In Russian]

6. Kovda, V.A., 1985: Biogeochemistry of the Soil Cover. Nauka, Moscow, 363 p. (Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – 363с.) [In Russian]

7. Korneev, N.A., Sirotkin, A.N., 1987: Fundamentals of Radioecology of Farm Animals. Energoatomizdat, Moscow, 208 p. (Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. – М.; Энергоатомиздат. 1987. – 208 с.) [In Russian]

8. Malakhov, S.G., Silantyev, A.N., Churkin, V.N., et al., 1972: About Some Regularities of Global Radioactive Fallout from the Atmosphere in 1967-1969. In: Proceedings of the IEM. Issue 1 (32), P. 3-15. (О некоторых закономерностях глобальных радиоактивных выпадений из атмосферы в 1967-1969 гг. / С.Г. Малахов, А.Н. Силантьев, В.Н. Чуркин и др. // Труды ИЭМ. - 1972. - Вып. 1 (32) - С. 3-15.) [In Russian]

9. Timofeev-Resovskiy, N.V., Titlyanova, A.A., Timofeeva, N.A., et al., 1966: Behavior of Radioactive Isotopes in the Soil - Solution System. In: Soil Radioactivity and Methods for its Determination. Nauka, Moscow, P. 46-80. (Поведение радиоактивных изотопов в системе почва – раствор / Н.В. Тимофеев-Ресовский, А.А. Титлянова, Н.А. Тимофеева и др. // Радиоактивность почв и методы ее определения. – М.: Наука, 1966. - С. 46-80.) [In Russian]

10. Prokhorov, V.M., Aleksakhin, R.M., Ed., 1981: Migration of Radioactive Contamination in Soils. Physicochemical Mechanisms and Modelling, Energoizdat, Moscow, 98 p. (Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. – М.: Энергоиздат, 1981. – 98 с.) [In Russian]

11. Izrael, Yu.A., Petrov, V.N., Avdyushin, S.I., et al., 1987: Radioactive Contamination of Natural Environments in the Accident Zone at the Chernobyl Nuclear Power Plant. In: Meteorology and Hydrology, No. 2, P. 5-18. (Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции /Ю.А. Израэль, В.Н. Петров, С.И. Авдюшин и др. // Метеорология и гидрология. - 1987. - № 2. - С. 5-18.) [In Russian]

12. Russell, R.S., Ed., 1971: Radioactivity and Human Food. Translated from English, Atomizdat, Moscow, 375 p. (Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р.С. Расселла. Пер. с англ. – М.: Атомиздат, 1971. - 375 с.) [In Russian]

13. Korneev, N.А., Burov, N.I., Sirotkin, A.N., et al., 1971: Radioecology of Farm Animals. In: Klechkovskiy, V.M., Polikarpov, G.G., Aleksakhin, R.M., Eds.: Modern Issues of Radiobiology, Vol. 2, Radioecology, Atomizdat, Moscow, P. 316-325. (Радиоэкология сельскохозяйственных животных / Н.А. Корнеев, Н.И. Буров, А.Н. Сироткин и др. // Современные проблемы радиобиологии, Т. 2, Радиоэкология. Под ред. В.М. Клечковского, Г.Г. Поликарпова и Р.М. Алексахина. – М.: Атомиздат, 1971. – С. 316 – 325.) [In Russian]

14. Romanov, G.N., 1993: Elimination of the Consequences of Radiation Accidents. Reference Guide. IzdAT, Moscow, 336 p. (Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий / Справочное руководство. – М.: ИздАТ, 1993. -336 с.) [In Russian]

15. Yarmonenko, S.P., 1988: Radiobiology of Humans and Animals. The 2nd Ed., Higher School, Moscow, 424 p. (Ярмоненко С.П. Радиобиология человека и животных. – Изд. 2-е.– М.: Высшая школа, 1988. - 424 с.) [In Russian]

16. Chamberlain A.C. Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particles // J. Air Pollut. – 1960. –V. 3, N 1-3. – P. 63-68.

17. Mandel L., Travnicek J., Talafantova M. The LD50/30 and the survival time in whole-body gamma-irradiated conventional and germfree Minnesota miniature piglets // Z. Versuchstierk. – 1980. V. 22, N 2. –P. 96-100.

18. B.Gabrielle. Environmental assessment of agro-ecosystems. An integrated approach to manage agri-environmental risks. Earth Sciences. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2006.

https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00011435v2/document

19. Joint FAO/AEA Programme Nuclear Technigues in Food and Agriculture Assessment of contamination in agriculture.

https://www.iaea.org/topics/assessment-of-contamination-in-agriculture

20. David D.Breshears, Thomas B.Kirchner, F.Ward Whicker. Contaminant Transport through Agroecosystems: Assessing Relative Importance of Environmental, Physiological, and Management Factors. Ecological Applications, 2(3), 1992, pp. 285-297.

https://www.jstor.org/stable/1941862?seq=1#page\_scan\_tab\_contents

**Основна**

1. Батыгин Н.Ф. Онтогенез высших растений. – М.: Агропромиздат, 1986,– 100с.

2. Бреславец Л.П. Растение и лучи Рентгена. - М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1946. -194 с.

3. Воккен Г.Г. Ветеринарная радиология. – 2-е изд. – Л.: Колос, 1973. – 240 с.

4. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. – Киев; Наукова думка, 1989. – 380с.

5. Израэль Ю.А., Петров В.Н., Северов Д.А. Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. - 1987. - № 7. - С. 5-12.

6. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – 363с.

7. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. – М.; Энергоатомиздат. 1987. – 208 с.

8. О некоторых закономерностях глобальных радиоактивных выпадений из атмосферы в 1967-1969 гг. / С.Г. Малахов, А.Н. Силантьев, В.Н. Чуркин и др. // Труды ИЭМ. - 1972. - Вып. 1 (32) - С. 3-15.

9. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва – раствор / Н.В. Тимофеев-Ресовский, А.А. Титлянова, Н.А. Тимофеева и др. // Радиоактивность почв и методы ее определения. – М.: Наука, 1966. - С. 46-80.

10. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. – М.: Энергоиздат, 1981. – 98 с.

11. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции /Ю.А. Израэль, В.Н. Петров, С.И. Авдюшин и др. // Метеорология и гидрология. - 1987. - № 2. - С. 5-18.

12. Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р.С. Расселла. Пер. с англ. – М.: Атомиздат, 1971. - 375 с.

13. Радиоэкология сельскохозяйственных животных / Н.А. Корнеев, Н.И. Буров, А.Н. Сироткин и др. // Современные проблемы радиобиологии, Т. 2, Радиоэкология. Под ред. В.М. Клечковского, Г.Г. Поликарпова и Р.М. Алексахина. – М.: Атомиздат, 1971. – С. 316 – 325.

14. Романов Г.Н. Ликвидация последствий радиационных аварий / Справочное руководство. – М.: ИздАТ, 1993. -336 с.

15. Ярмоненко С.П. Радиобиология человека и животных. – Изд. 2-е.– М.: Высшая школа, 1988. - 424 с.

**Додаткова**

16. Chamberlain A.C. Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particles // J. Air Pollut. – 1960. –V. 3, N 1-3. – P. 63-68.

17. Mandel L., Travnicek J., Talafantova M. The LD50/30 and the survival time in whole-body gamma-irradiated conventional and germfree Minnesota miniature piglets // Z. Versuchstierk. – 1980. V. 22, N 2. –P. 96-100.

18. B.Gabrielle. Environmental assessment of agro-ecosystems. An integrated approach to manage agri-environmental risks. Earth Sciences. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2006.

https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00011435v2/document

19. Joint FAO/AEA Programme Nuclear Technigues in Food and Agriculture Assessment of contamination in agriculture.

https://www.iaea.org/topics/assessment-of-contamination-in-agriculture

20. David D.Breshears, Thomas B.Kirchner, F.Ward Whicker. Contaminant Transport through Agroecosystems: Assessing Relative Importance of Environmental, Physiological, and Management Factors. Ecological Applications, 2(3), 1992, pp. 285-297.

https://www.jstor.org/stable/1941862?seq=1#page\_scan\_tab\_contents

**Access to the course / Доступ до навчальної дисципліни**

Усі розроблені матеріали до навчальної дисципліни розміщені у дистанційному курсі на базі платформи MOODLE (<http://dl.intense.network/course/view.php?id=22>). Доступ до дистанційного курсу може бути наданий після реєстрації (лист із запитом надсилайте за адресою [foreign-relations@osenu.org.ua](mailto:foreign-relations@osenu.org.ua)).

Супровідні матеріали розміщено також на сайті проєкту INTENSE.

**Контактні дані:**

Координатор школи INTENSE

в Одеському державному екологічному університеті

С.М. Степаненко, д.ф.-м.н., професор, Ректор ОДЕКУ

E-mail: rector@odeku.edu.ua