

Методичні рекомендації до СР 2.

Тема. Ефективні фіторе mediaційні технології щодо нівелювання дії радіоактивних полютантів у сфері рекультиваційних та фіторе mediaційних технологій.

Теоретичні відомості

Міграція техногенних радіонуклідів у системі «грунт-рослина» є визначальною у процесах їх розподілу у наземних екологічних системах. Надходження радіонуклідів із ґрунтів у рослини є першою ланкою в харчовому ланцюжку їх переходу з адіабатичних компонентів екосистем у біотичні, у тому числі в організм людини. Потрапляючи з ґрунту в рослину, радіоактивні речовини в залежності від своїх хімічних властивостей проникають у наземні частини або затримуються в кореневій системі. Зміст природних радіонуклідів у рослинах залежить від їхньої концентрації у навколишньому середовищі, виду рослин, функціонального стану рослинності, виду екосистеми тощо.

Можливі два шляхи попадання в наземні рослини радіонуклідів: адсорбція радіоактивних аерозолів, що осідають з атмосфери, та засвоєння (в основному з водою) радіонуклідів із ґрунту. Перший шлях є засвоєння радіоактивних аерозолів надземними органами рослин. Друга складова пов'язана з кореневою системою, яка разом із висхідними струмами води виносить із ґрунту розчинні форми радіонуклідів. Тому ступінь активності тканин рослин визначається не тільки їх видовими особливостями і концентрацією радіонуклідів в горизонтах живлення, але і співвідношенням в цих горизонтах розчинних обмінних фракцій з фракціями, що знаходяться в міцних з'єднаннях з компонентами ґрунту. На засвоєння радіонуклідів впливають вікові зміни рослини, т.к. кожному періоду розвитку рослини відповідає певний тип фізіологічних процесів і, отже, свій тип живлення.

Важливу роль у кореновому живленні рослин (і в надходженні радіонуклідів) відіграє їх симбіоз з мікоризою грибів. Як правило, підвищена інтенсивність накопичення ^{137}Cs характерна для мікосимбіотрофних видів, особливо в бідних умовах місцезростання. Наприклад, у борах та суборах Полісся України види родин вересових та брусничних (облігатні мікотрофи) дуже сильно накопичують радіонукліди, зокрема ^{137}Cs із ґрунту.

Проте із загальної закономірності є й окремі винятки. Наприклад, у видів родин осокових, кропивових, макових (рід чистотіл) симбіоз з мікоризою відсутній, а інтенсивність накопичення радіонуклідів - значна. Значення мікосимбіотрофності для накопичення рослинами радіонуклідів зменшується із збільшенням трофності ґрунту.

Існує ще одна закономірність. Як правило, чим глибше розміщена коренева система виду, тим слабше надходження ^{137}Cs до його фітомаси з ґрунту. Це явище зумовлюється закономірностями вертикального розподілу цього радіонукліда у ґрунті - експоненційним зменшенням його активності із збільшенням глибини. Згадане зменшення активності ^{137}Cs дуже різке у верхніх горизонтах ґрунту і поступове у нижніх.

На інтенсивність надходження радіонуклідів до рослин також істотно впливають такі параметри їх корневих систем, як горизонтальна протяжність, ступінь заповнення коренями ґрунтових горизонтів, хімізм корневих виділень.

Механізм кореневого засвоєння радіонуклідів рослинами схожий в цілому до засвоєння їх стабільних аналогів. Найважливіші з радіоекологічної точки зору радіонукліди – ^{137}Cs та ^{90}Sr - інтенсивно накопичують рослини, у яких підвищена потреба відповідно у калії та кальції. Наприклад, на лісових мезотрофних сфагнових болотах максимальне значення КП ^{137}Cs – 390 спостерігається у рінхоспори білої, а мінімальне - у підбілу білолистого (КП=90). Відповідно вміст стабільного калію в згаданих видах в тому самому екоотопі становив 110 та 32 мк- моль/г сухої ваги.

За винятком радіоцезію, інтенсивність накопичення радіонуклідів рослинами із ґрунту вивчено лише фрагментарно. При цьому найбільшу увагу дослідники приділили накопиченню рослинами ^{90}Sr . За даними російських учених, у вологих березових лісах види наземного покриву за інтенсивністю накопичення згаданого радіонукліда утворюють такий ряд: щучка дерниста > купальниця європейська > конюшина проміжна > герань лісова > купина лікарська > медунка м'яка > орляк-костяниця > буквиця лікарська. Спостерігається тенденція посиленого накопичення ^{90}Sr рослинами, що мають розгалужену кореневу систему поверхневих шарів ґрунту, та тих, що утворюють дернину.

Для цього радіонукліда, як і для радіоцезію, характерна видоспецифічність накопичення різними видами, причому у різних екологічних умовах вона проявляється по-різному. Зокрема, за величиною КН ^{90}Sr видами у суходольних лісах формується такий ряд видів: яглиця > таволга в'язолиста > хвощ лісовий, а у заболочених – істотно відмінний: хвощ лісовий > яглиця > таволга в'язолиста.

Вміст радіонуклідів у видах трав'яно-чагарничкового ярусу є результатом складної взаємодії внутрішніх факторів, коротко проаналізованих вище, із зовнішніми факторами, особливо – з ґрунтовими параметрами місцезростань. Найважливішими з них є:

- тип ґрунту;

- мінералогічний та гранулометричний склад;
- багатство (кількість мінерального азоту);
- вологість;
- кислотність (pH);
- вміст органічної речовини;
- вміст обмінних K^+ , Ca^{2+} ;
- ступінь насиченості основами ґрунтового поглинального комплексу.

У тропічному ряду одного прототипу зростання інтенсивності накопичення ^{137}Cs відбувається із зменшенням родючості ґрунту.

Таким чином, можна зробити висновок, що для типу умов місцезростання величина накопичення ^{137}Cs рослинами із ґрунту буде більшою при меншій родючості та більшій вологості ґрунту. Наведена вище закономірність зумовлює необхідність заготівлі ягідної та лікарської сировини у лісах, забруднених радіонуклідами, на лісотипологічній основі.

Вплив інших параметрів ґрунту на накопичення ^{137}Cs в узагальненому вигляді можливо сформулювати так, інтенсивність надходження радіонукліда із ґрунту до фітомаси тим більша, чим менший в ньому вміст дрібнодисперсних фракцій – мулистій та глинистій; менше значення pH (більша кислотність); менший вміст обмінних форм K^+ , як іона-антагоніста ^{137}Cs ; менший ступінь насиченості основами ґрунтового поглинаючого комплексу.

Недоліками хімічного методу реабілітації ґрунтів, забруднених РН, шляхом їх вилуговування з коренеживого об'єму ґрунту з використанням хімічних реагентів є наступні: інтенсифікація міграції РН вниз по ґрунтовому профілю, що прискорює ймовірність їх попадання в ґрунтові води (при високому рівні їх залягання), а також використання хімічних реагентів; суттєве зниження природної родючості ґрунту за рахунок використання кислих промивних розчинів, що суттєво обмежує можливість його практичного застосування; незадовільний ступінь вилучення з ґрунту РН у промивний розчин; значна витрата хімічних реагентів та його висока вартість (табл. 3).

Таблиця 3 Показники ефективності застосування хімічних речовин для зниження накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продукції рослинництва

Найменування заходу	Характеристика впливу на властивості ґрунту	Показники зниження вмісту радіонуклідів у рослинах
Вапнування	Зниження кислотності, насичення ґрунтового-поглинаючого комплексу кальцієм	1,5-2 рази

Внесення підвищених доз фосфорних і калійних добрив	Внесення підвищених доз фосфорних та калійних добрив	1,5-2 рази
Внесення органічних добрив	Внесення органічних добрив	1,5-2,5 рази
Застосування глинистих мінералів	Збільшення сорбційної здатності ґрунтів та конкурентного впливу виділених у ґрунтовий розчин катіонів K^+ та Ca^+	1,5-3 рази (на піщаних ґрунтах, на ін. типах ґрунтів ефект був відсутній)
Застосування сапропелів	Зниження кислотності, збільшення вмісту гумусу, ємності обміну, підвищення ємності катіонного обміну	2-6 рази
Зниження кислотності, збільшення вмісту гумусу, ємності обміну, підвищення ємності катіонного обміну	Зниження кислотності ґрунтів, збільшення вмісту гумусу, ступеня насиченості основами, вмісту K^+ та Ca^+	до 5 раз

Біологічна реабілітація забруднених радіонуклідами ґрунтів може відбуватися та здійснюватися з використанням різних методів та підходів:

- 1) за рахунок природних процесів (природний радіоактивний розпад, змив радіонуклідів, фіксація радіонуклідів компонентами ґрунту);
- 2) з використанням спеціальних агротехнічних та агрохімічних прийомів (фіксація радіонуклідів, внесення вапна, добрив та агроеліорантів ґрунтів тощо).

Враховуючи масштаби радіоактивного забруднення навколишнього середовища, що мають місце внаслідок аварії на ЧАЕС, цілком очевидно, що з економічних, організаційно-технічних та екологічних причин неможливо виконати реабілітацію (деактивацію) забруднених ґрунтів та територій Білорусі, України та Росії у повному обсязі і тому дуже істотним чинником реабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів і територій є процеси природного розпаду радіонуклідів.

Під терміном «самоочищення» природного ландшафту зазвичай розуміють природний процес виведення міграційно-рухливих форм радіонуклідів з геохімічних процесів, і при цьому розглядається кілька факторів, що сприяють цьому процесу:

- 1) природний радіоактивний розпад;
- 2) винесення радіонуклідів за межі природного ландшафту або системи;
- 3) наявність умов та здатність компонентів навколишнього середовища до довготривалої фіксації радіонуклідів. Як видно, два останні фактори тісно пов'язані з процесами міграції радіонуклідів, зумовленими природними явищами (вітрове перенесення, змив атмосферними опадами, внутрішньогрунтова міграція та ін.).

Самоочищення радіоактивно забруднених екосистем відбувається під дією широкого комплексу фізико-хімічних, фізико-географічних, педогео-хімічних і біогеохімічних процесів міграції та інактивації забруднювачів, що зумовлюють виведення їх за межі трофічних ланцюгів (табл. 4). За класифікаційними ознаками виділено два основних критерії самоочищення: радіаційне та геохімічне поле ландшафту. На формування радіаційного поля впливають техногенні та фізико- географічні чинники, геохімічного – геохімічна активність ландшафту та динамічність міграційних потоків. Процеси радіоактивного розпаду та деструкції випадінь, які відбуваються незалежно від умов середовища, пов'язані з фізико- хімічними чинниками самоочищення. Геохімічна активність ландшафту визначається фізико-хімічними властивостями середовища, які спричинюють процеси трансформації радіонуклідів. Динамічність міграційних потоків визначається ландшафтно-геохімічними умовами. Критеріями, за якими проводиться оцінка швидкості самоочищення, є константи швидкості фізико- хімічних і геохімічних процесів трансформації і міграції забруднювачів.

Встановлено, що сумарну дію незалежних компонентів системи ґрунтового профілю на міграційну здатність Cs найповніше відображує такий комплекс природних факторів: вміст фізичної глини; Eh; рівень насиченості мікроелементами; pH; вміст обмінних катіонів (Ca, Mg, Na, K) і стабільних аналогів радіонукліда (Cs, Rb). Цю методику рекомендовано для оперативного розрахунку геохімічної активності різних типів ландшафтів як основу для кількісної оцінки їхньої здатності до самоочищення.

Інтегровані екологічні показники оснований на балансових розрахунках і являють собою похідні від тих гілок міграційного перерозподілу техногенних випадінь у біогеоценозі, що характеризують процес самоочищення, а саме:

Таблиця 4 Самоочищення радіаційно забруднених територій у системі їх фіторе mediaції

Механізми процесів самоочищення	Критерії еколого-геохімічних процесів	Інформативність і застосування критеріїв
---------------------------------	---------------------------------------	--

Радіоактивний розпад, деструкція, радіоліз, розчинення твердофазних випадінь	Період піврозпаду, константи швидкості деструкції, трансформації частинок	Динаміка залучення радіонуклідів у міграційний цикл, прогноз завершення деструкції випадінь
Реакції осадження - розчинення, сорбції-десорбції, іонного обміну, гідролізу, дисоціації, комплексоутворення, окиснення-відновлення	Константи швидкості між- фазових взаємодій і рівноваг, мобілізації, іммобілізації та ремобілізації	Радіоємність окремих компонентів ґрунту, міцність фіксації і рухомість радіонуклідів
Конvekція, дифузія, лесиваж, біогенна акумуляція, консервація на геохімічних бар'єрах	Показники радіального розподілу радіонуклідів, корелятивні залежності	Гомогенізація кореневого шару, радіоємність генетичних горизонтів і геохімічних бар'єрів, інтенсивність радіальної міграції
Біологічний колообіг, метаболізм радіонуклідів, радіальна міграція	Показники біологічного поглинання, баланс розподілу радіонуклідів у біогеоценозі	Параметризація процесів міграції, забруднення трофічних ланок
Транслокація, інфільтрація і внутрішньогрунтовий стік, біологічний колообіг	Інтегровані показники міграції	Інтенсивність винесення, потенціал самовідношення, екологічне шкалювання чинників самоочищення та стійкості ландшафтів
Латеральна міграція, фізична та хімічна меліорація	Інтегровані показники екологічної оцінки радіогеохімічних ситуацій	Геоєкологічне зонування, напрям реабілітаційних технологій

- 1) виведення забруднення за межі ґрунтового шару кореневого живлення рослин унаслідок процесів радіальної міграції;
 - 2) виключення токсичних елементів із загальних міграційних потоків унаслідок їх педогеохімічної трансформації у відносно інертний стан (хелатування, сорбція, утворення слаботорозчинних мінеральних сполук);
 - 3) тривала консервація у багаторічній рослинності (коріння, деревина).
- Загальновідомо, що основним фактором, що повністю виключає наявність радіонуклідів та їх подальшу міграцію в навколишньому

середовищі, є природний радіоактивний розпад, швидкість якого не може бути змінена. Враховуючи дану обставину, ряд дослідників вважають, що єдиним безпечним способом запобігання надходженню радіонуклідів у геохімічні та біологічні ланцюги є уповільнення міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища до швидкостей, порівнянних зі швидкістю їх природного розпаду. При цьому автори роботи вважають, що при розробці способів та технологій реабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів та територій дуже важливо мати коротко- та довгостроковий прогнози можливого самоочищення даних територій. Ряд авторів вважають, що основний шлях виключення ^{137}Cs з трофічних ланцюгів повинен передбачати іммобілізацію (фіксацію) радіоцезію ґрунтово-поглинаючим комплексом, яка в природних умовах відбувається в 4-60 разів швидше, ніж радіоактивний розпад. Однак відомо, що міграція радіонуклідів відбувається більш ніж у 10 разів повільніше, ніж радіоактивний розпад.

В результаті експериментальних досліджень авторами роботи були встановлені кінетичні параметри основних геохімічних процесів, що визначають динаміку самоочищення наземної біосфери від основних дозоутворюючих техногенних радіонуклідів: винос за межі ґрунтового покриву, ландшафту і іммобілізація ґрунтами. Отримані в роботі результати, що характеризують різну спрямованість процесів утримання мобільних форм ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах, пізніше підтверджені дослідженнями динаміки засвоєння радіонуклідів корінням рослинами. Крім того, встановлено залежність динаміки біологічного поглинання від швидкості трансформації радіонуклідів, яка починається з моменту надходження радіоактивних випадень на поверхню ґрунту і/або ландшафту.

При зіставленні ролі ядерно-фізичних і геохімічних процесів у самоочищенні природних екосистем встановлено, що швидкість іммобілізації ^{137}Cs окремими компонентами природних екосистем перевищує швидкість радіоактивного розпаду в 10-15 разів. Дослідженнями підтверджено, що утворення фіксованих форм ^{137}Cs внаслідок взаємодії даного радіонукліду з різними компонентами ґрунту стало основним фактором природної деконтамінації рослинного покриву та трофічних ланцюгів.

Основними перевагами способу природної реабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів є такі фактори: збереження природної структури та родючості ґрунтів і відсутність фінансових витрат на проведення їх реабілітації.

Недоліками даного методу реабілітації ґрунтів є: тривалість процесу природної реабілітації ґрунтів, неможливість ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами ґрунтах та наступні значні

фінансові витрати на відновлення господарської діяльності на даних територіях.

Фітореабілітація. Здатність рослин до накопичення радіонуклідів (РН) із ґрунтів дає підставу висловити припущення про можливість їх фітореабілітації (фітомеліорація, фітодезактивація). Фітомеліорація ґрунтів прийнято вважати біологічне очищення ґрунтів від РН за рахунок збору та видалення отриманої фітомаси (урожаю).

Відносно РН ефективність фітомеліорації забруднених ґрунтів до Метано оцінювати, порівнюючи їх накопичення рослинами і подальше відчуження фітомаси зі зменшенням кількості РН за рахунок радіоактивного розпаду. Винесення радіонуклідів із ґрунту з урожаєм рослин ($A_{\text{вин}}$) залежить від властивостей ґрунту, рослин та самих радіонуклідів. Річний винос радіонуклідів ($A_{\text{вин}}$) тим вищий, чим вищий урожай рослин, і залежить від отриманої маси (M_p , ц/га) та концентрації (C_p , Бк/кг) у них радіонукліду:

$$A_{\text{вин}} = C_p \times M_p$$

У зв'язку з цим, основним напрямком розробок пасивної технології фітореабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів є пошук високопродуктивних рослин - акумуляторів одного або декількох радіонуклідів. Індукована або стимульована технологія фітореабілітації передбачає застосування ефекторів - речовин, що сприяють збільшенню міграції (переходу) радіонуклідів з ґрунту в рослини.

Для фітомеліорації ґрунтів краще використовувати спеціально підібрані види сільськогосподарських рослин, ніж рослини - гіперакумулятори з числа диких видів, таких, як ярутка синювата, бурачок стінний, резуха Галлера та ін. рослини, використовувані для очищення ґрунту від радіонуклідів, повинні мати високу швидкість росту і мати велику надземну масу, глибоку кореневу систему, високу стійкість до хвороб і шкідників, бути прийнятними для збирання вирощеної маси з використанням існуючих способів і технологій.

Показано, що між запасом радіонукліду в ґрунті ($A_{\text{зап}}$, Бк/кг) та щорічним винесенням його з ґрунту рослинами ($A_{\text{вин}}$, Бк/кг) існує лінійна залежність

$$A = \delta A$$

де δ - коефіцієнт пропорційності.

Коефіцієнт (δ) є важливим екологічним параметром, який характеризує значення відносної швидкості винесення радіонукліду з ґрунту.

Використовуючи рівняння і представляючи значення $A_{\text{вин}}$ і $A_{\text{зап}}$ як добуток концентрації радіонукліду в рослині та ґрунті на масу врожаю та ґрунту відповідно, отримаємо

$$A_{\text{вин}} = C_p \times M_p, (1.10)$$

$$A_{\text{зап}} \square C_{\text{п}} M_{\text{п}},$$

$$\delta = \frac{A_{\text{вып}}}{A_{\text{зап}}} = \frac{C_{\text{р}} M_{\text{р}}}{C_{\text{п}} M_{\text{п}}} = \frac{C_{\text{р}}}{C_{\text{п}}} \cdot \frac{M_{\text{р}}}{M_{\text{п}}} = \text{КН} \cdot \frac{M_{\text{р}}}{M_{\text{п}}},$$

де δ – швидкість винесення радіонуклідів із ґрунту; $M_{\text{р}}$ – маса врожаю рослин із першого га; $M_{\text{п}}$ – маса 1 га ґрунту.

Як очевидно з отриманого висловлювання, відносна швидкість виносу радіонуклідів із ґрунту лінійно залежить від добутку КН і $M_{\text{р}}$, а чи не кожного з співмножників окремо.

Слід зазначити, що збільшення відносної швидкості винесення радіонуклідів за рахунок маси врожаю – екологічно більш прийнятний варіант фітореабілітації, ніж використання різних прийомів збільшення коефіцієнта накопичення.

Коефіцієнт накопичення (КН) залежить від властивостей ґрунтів, рослин та типу радіонукліду. Максимальне накопичення радіонуклідів спостерігається на легких за гранулометричним складом дерново-підзолистих ґрунтах (піщані та супіщані). Для фітореабілітації ґрунтів доцільно використовувати рослини, що формують за вегетаційний період велику рослинну масу (порядку 500-1000 ц/га), такі, як горець сахалінський, топінамбур, амарант та ін, а також рослини, що дають більше одного врожаю на рік(трави).

Ефективність фітореабілітації ґрунтів при забрудненні ^{90}Sr і ^{137}Cs прямо пропорційна коефіцієнтам накопичення рослинами цих РН вони коливаються і становлять відповідно 0,02-12 і 0,02-1,1) і запасів фітомас. Слід зазначити, що маса 1 га дерново-підзолистого ґрунту із щільністю $\rho = 1300 \text{ кг/м}^3$ та товщиною орного шару 0,2 м становить близько 2600 т.

Згідно з розрахунками максимальний щорічний винос ^{90}Sr та ^{137}Cs з фітомасою рослин може становити 0,83 та 0,083% від їх утримання у ґрунті. У разі екстримально можливої ситуації – з близькими до максимальних значень вищенаведених показників у польових умовах (коефіцієнти накопичення для ^{90}Sr та ^{137}Cs дорівнюють 1,5 та 0,2; запас повітряно-сухої фітомаси – 30 т/га), рослинами щорічно виноситиметься з дерново-підзолистого ґрунту даних радіонуклідів у кількості 1,73 та 0,23% відповідно (від їх загального вмісту у ґрунті). У той же час радіоактивний розпад ^{90}Sr та ^{137}Cs дозволяє забезпечити зменшення даних РН у ґрунтах на 2,35 та 2,27% відповідно від їх вмісту у ґрунті.

Згідно з оціночними даними, для дерново-підзолистих супіщаних ґрунтів зменшення кількості радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs у даних типах ґрунтів за рахунок радіоактивного розпаду вище в 1,4–2,8 та 11,4–27,4 рази відповідно, ніж унаслідок проведення фітомеліорації. З іншого боку, при фітомеліорації

ґрунтів проблемою може бути використання отриманої рослинної маси, що містить радіонукліди. Вона може виявитися не тільки не придатною для застосування в технічних цілях за радіоекологічними нормативами, а й вимагати поводження з нею як з радіоактивними відходами.

Певної уваги серед заходів, що спрямовані на очищення ґрунту від радіонуклідів, заслуговує прийом, який одержав назву „фітодезактивація” (іноді використовуються терміни „фітоекстракція”, фіторемедіація”).

Фітодезактивація – це видалення радіонуклідів з ґрунту за допомогою спеціально вирощуваних на них рослин з наступною переробкою біомаси, концентруванням радіоактивних відходів та їх захороненням у спеціальних могильниках.

Фітодезактивація – один з небагатьох прийомів, який передбачає саме очищення ґрунту від радіонуклідів. Більшість решти прийомів мінімізації переходу їх в рослини базується на утриманні їх у ґрунті за допомогою зв’язування з іншими речовинами, переводом у нерозчинний стан, витісненні конкурентними способами з транспортних шляхів та іншими із сподіваннями на їх подальший природній фізичний розпад.

З метою фітодезактивації звичайно застосовують види рослин, які характеризуються максимальним виносом радіонуклідів з ґрунту, тобто мають високі коефіцієнти накопичення (КН) радіонуклідів, і формують велику біомасу. У найбільшій мірі серед вивчених у цьому розумінні видів рослин цим вимогам відповідає люпин, дещо в меншій мірі люцерна, конюшина та деякі інші бобові рослини, які мають високі КН як щодо ^{90}Sr , так і ^{137}Cs , а також відомі калієфіли кукурудза, соняшник, ріпак, щиреця, які мають високі КН щодо ^{137}Cs , при вирощуванні в ущільнених посівах (на зелену масу), деякі травосумішки, до яких включають конюшину лучну і білу, тимофіївку лучну, лисохвіст лучний, стоколос безостий, кострицю безосту, грястицю збірну.

Рекомендуються також деякі мало поширені види, серед яких насамперед слід відзначити рослини з родини бобових козлятник східний, чина лісова і лучна, а також кропива дводомна і коноплевидна, топінамбур, сільвія пронизанолистна, живокіст шорсткий, гірчак забайкальський.

Оцінюючи потенційні можливості фітодезактивації ці ж автори доходять висновку, що максимальну здатність до виносу ^{137}Cs урожаєм, враховуючи КН та біомасу, має люпин, а ^{90}Sr – редька олійна. За їх даними спроможність люпину щодо виносу з ґрунту ^{137}Cs протягом одного вегетаційного періоду можна довести до 10% його кількості у ґрунті.

Дезактиваційна здатність редьки значно нижча – вона виносить не більше 1% радіостронцію. Це пов’язане це зі слабою рухомістю по рослині стронцію у порівнянні із цезієм, як і їх хімічних аналогів – відповідно кальцію у

порівнянні із калієм.

П'ятирічні дослідження дозволили дійти висновку, що оптимальна система сівозмін з високими значеннями КН у рослин (2-10) і урожаєм біомаси (40-80 т/га) дозволяє протягом цього періоду зменшити вміст ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{106}Ru у дерново- підзолистому ґрунті в 4-5 разів.

Встановлено також, що бобові (горох, квасоля, боби, люпин та ін. види) і коренеплоди (картопля, сікла, морква) накопичують найбільше радіонуклідів.

За ступенем накопичення рослинами з ґрунту радіоактивних елементів можна вибудувати наступний ряд (в порядку убутання): $\text{Sr} > \text{I} > \text{Ba} > \text{Cs} > \text{Y} > \text{Pm} > \text{Zr} > \text{Nb} > \text{Ru}$.

При попаданні радіоізоотопів на листя вони проникають всередину в місці зіткнення, а потім переміщуються вглиб рослини. Рутеній (Ru) і церій (Ce) затримуються в основному поблизу від місця попадання. стронцій (^{90}Sr) і йод (I) вже через 90 годин виявляється у всіх органах рослин. Особливо високою рухливістю володіє цезій (^{137}Cs). За ступенем накопичення ^{90}Sr рослини можна розташувати в ряд по порядку спадання: люцерна; конюшина; салат-латук; цибуля; капуста; морква; кормові трави; томати; картопля; пшениця; кукурудза. За ступенем накопичення ^{137}Cs : капуста; картопля; буряк; морква; огірки; томати; овес. Дуже багато ^{90}Sr і ^{137}Cs накопичують з ґрунту кріп і петрушка. Гречка упереджена до ^{90}Sr , а часник до ^{238}U . Найменше засвоюють радіоактивні речовини злакові рослини: пшениця, рис, кукурудза, жито, ячмінь, овес та ін. При переробці зерна в борошно радіоактивність видаляється разом з оболонками, які поглинають її сильніше, ніж серцевина.

Плоди чорної і червоної смородини, агрусу, малини, вишні, сливи, яблуні, груші, а також цитрусові – найменше накопичують радіонукліди. Так, рівень вмісту радіонуклідів на території лісів з щільністю забруднення від 15 до 40 Кі / км² в ягодах досягає декількох десятків тисяч Бк/кг. У зоні з щільністю забруднення ґрунту ^{137}Cs від 5 до 15 Кі / км² в лісах потужністю експозиційної дози випромінювання становить від 30 до 80 мкР/год. У лісовій підстилці радіонуклідів міститься в кілька разів більше, ніж в мінеральному шарі ґрунту (до 1500-38000 Бк/кг). За рівнем зменшення радіонуклідами деревини вибудовується ряд, який відкриває осика, потім слід береза, дуб, вільха, ялина, сосна.

Маслюки, моховик жовто-бурий, польський гриб, говорушки – гриби, найбільш активно накопичують радіоактивний ^{137}Cs . Велика частина радіонуклідів накопичується в капелюшку, ніжка значно чистіше. Лисички звичайні, білий гриб, підберезник, підосичники, опеньок осінній, рядовка

сіра, печериця та сиріжка – гриби, найменше накопичують радіоактивний ^{137}Cs .

Деякі види лікарських рослин (кропива дводомна, низка трироздільна) накопичують значні кількості ^{90}Sr і ^{137}Cs . Причому, якщо кропива накопичує обидва радіонукліди, то низка – переважно ^{137}Cs . Сильно поглинають радіонукліди сосна, береза, ялина, осина, горобина, малина, чорниця, кріп, журавлина, петрушка, шпинат, бобові, злаки, гречка, ріпак, ромашка, мохи, смородина та ін. Багато Th відкладається в листі осики, черемхи ялиця. Менше поглинають радіонукліди вільха, фруктові дерева, капуста, огірки, картопля, кабачки, томати, цибуля, перець, часник, буряк, морква, редис, хрін, ірис, редька.

За рівнем накопичення радіонуклідів городні культури розташовуються в порядку: огірки>томати>капуста (кольрабі>кольорова>рання білочанна). При обробі картоплі найменше забруднення бульб спостерігається у сортів Аксаміт, Санте, Синтез. З плодово-ягідних культур більше накопичують радіонукліди ягоди

червоної та чорної смородини, агрус, менше – суниця садова, біла смородина, полуниця, малина, яблука, груші, вишні, сливи, черешня. Найменше забруднення мають ягоди горобини, суниці, малини, а найбільше – чорниця, журавлина, лохина, брусниця.

Чим давніші за своїм походженням рослини, тим більшою здатністю до накопичення радіоактивної речовини вони мають. Наприклад, у папороті радіоактивність нижче, ніж у лишайників. Ще нижчу радіоактивність мають голонасінні рослини, і зовсім незначну – квіткові. У ході еволюції рослини виробили пристосування для зменшення накопичення у тканинах радіонуклідів, які можуть викликати несприятливі зміни. Культурні рослини – цукрові буряки, пшениця – у порівнянні зі своїми дикими предками містять менше радіоактивних елементів.

З іншого боку, особливого значення проблема фітодезактивації ґрунтів набуває по відношенню до ^{239}Pu та інших трансуранових елементів α - випромінювачів, які мають дуже довгі періоди піврозпаду (для ^{239}Pu він складає 24000 років).

При цьому відмічається, що перешкодою на шляху широкого застосування фітодезактивації є труднощі утилізації великих кількостей забрудненої радіонуклідами рослинної біомаси. Технологічно ця проблема вирішується, і вже існують не тільки проєкти, але й створені експериментальні установки, які дозволяють спалювати її без попадання радіоактивних продуктів у навколишнє середовище з одержанням золи з дуже високою концентрацією радіонуклідів (у сотні разів). При цьому передбачене

одержання електрики. Існують проєкти одержання біогазу з такої маси рослин, білкових концентратів, спирту, паперу.

Отже, актуальність проблеми фітодезактивації як унікальної та виняткової біотехнології, а саме так – біотехнологією у самому класичному розумінні цього поняття може бути названий прийом очищення ґрунтів від радіонуклідів за допомогою рослин, не викликає сумнівів, і є всі підстави вважати, що вона знайде своє місце серед комплексних систем і способів мінімізації їх переходу у продукцію рослинництва.

Треба відзначити, що процес спонтанної фітодезактивації ґрунту триває постійно. І в агроценозах на забруднених радіоактивними речовинами територіях велика кількість радіонуклідів виноситься з урожаєм. Порівняно високі темпи такої фітодезактивації на луках і пасовищах.

Цицюра Я.Г., Шкатула Ю.М., Забарна Т.А., Пелех Л.В. Інноваційні підходи до фіторемедіації та фіторекультивуації у сучасних системах землеробства. Монографія. Вінниця: ТОВ «Друк». 2022. 1200 с.

Рекомендована література

1. Цицюра Я.Г., Шкатула Ю.М., Забарна Т.А., Пелех Л.В. Інноваційні підходи до фіторемедіації та фіторекультивуації у сучасних системах землеробства. Монографія. Вінниця: ТОВ «Друк». 2022. 1200 с.
2. Панас Р.М. Екологія ґрунтів: навчальний посібник. Львів: «Новий Світ- 2000», 2021. 481 с.
3. Дідух Я.П. Основи біоіндикації. Київ: Наукова думка, 2012. 312 с.
4. Гайченко В.А., Гудков І.М., Кашпаров В.О., Кіцно В.О., Лазарєв М.М., Практикум з радіобіології та радіоекології. К.: Кондор, 2010. 286 с.; 2-е видання. Херсон: Олді-Плюс, 2014. 278 с.
5. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія. К.: НАУБіП України. 2011. 368 с.; 2-е видання. Херсон: Олді-Плюс, 2013. 467 с.