

ТЕХНОЛОГІЯ ФІТОДЕЗАКТИВАЦІЇ ҐРУНТІВ. ДИНАМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ПОДАЛЬШОГО РОЗВИТКУ

О. П. Кравець, Ю. О. Павленко

Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України, Київ

З використанням математичних моделей міграції радіонуклідів у системах “ґрунт - рослина”, “ґрунт - багаторічний посів” проведено дослідження динаміки очищення ґрунту з використанням рослин. Проаналізовано особливості кінетичної залежності фітоочищення ґрунту та визначено міру його сучасної ефективності. Розраховано, що тільки при реальному підвищенні вносу до 2–3 % вдається уникнути ефекту затримки забруднювачів у верхньому ораному шарі ґрунту в перші 8–10 років після викидів.

Широкомасштабне забруднення довкілля довгоживучими радіонуклідами зробило необхідним пошук підходів та розробку технологій очищення ґрунтів. За останні роки широкої популярності набула ідея створення фітодезактиваційних технологій, що базуються на використанні вносу радіонуклідів з ґрунту за рахунок їх нагромадження наземною масою рослин з подальшим скошуванням і видаленням. Головний аргумент на користь такого підходу полягає в органічності взаємозв'язку ґрунту й рослини, в існуванні комплексу біологічних механізмів, що дозволяють рослині здійснювати рівномірний збір мінеральних речовин з орного горизонту та їх затримку в наземній біомасі. Важливо й те, що цей підхід не має жодних негативних гігієнічних наслідків і в 3–5 разів дешевше за інші технології очищення ґрунту. Контраргумент застосуванню цієї біотехнології пов'язаний з порівняно низькими коефіцієнтами нагромадження абіогенних елементів, включаючи радіонукліди, і як наслідок – низьким загальним виносом з біомасою, що складає лише 0,1–1,5 % на рік. Разом з тим відсутність ефективних та екологічно безпечних засобів очищення значних територій вимагає неупередженого аналізу всіх “за” й “проти” розвитку цієї біотехнології та оцінки її потенціалу. Нашою метою було дослідження кінетичних особливостей міграції радіонуклідів у системах “ґрунт - рослина”, “ґрунт - багаторічний посів” при умовах щорічного скошення рослин у фазі максимального нагромадження радіонуклідів та визначення ефективності цього процесу з точки зору скорочення часу природного очищення ґрунтів. Аналіз проведено на основі динамічної моделі та серії числових експериментів з використанням параметрів, одержаних при незалежних екологічних і фізіологічних дослідженнях.

Розробка моделі та проведення відповідних числових оцінок відбувалися в декілька етапів. Послідовно було досліджено перетворення й міграцію радіонуклідів у ґрунтах різних типів і темпи самоочищення орного шару за рахунок вертикальної міграції та природного розпаду радіонуклідів, міграцію радіонуклідів у системі “ґрунт - однорічна рослина”. І, нарешті, досліджено цей процес у багаторічному посіві на основі об'єднання першої та другої моделей у систему із змінною структурою, що відповідає сезонності вегетації, і створення ітеративної низки, яка дає змогу досліджувати процес протягом довільного часу (рис. 1).

Як відомо, найбільш загальний підхід до кількісного опису міграції рухомих форм радіонуклідів у ґрунті базується на використанні моделі переносу в пористому середовищі [1], модифікованої з урахуванням геохімічних особливостей поведінки елемента та напрямків трансформації початкових форм його надходження у ґрунт. Було проведено обґрунтування необхідних спрощень запропонованої системи, що складалася спершу з чотирьох рівнянь, та здійснено перехід до моделі загального вигляду [2], а саме:

$$\frac{\partial A_m}{\partial t} = D/R \frac{\partial A_m^2(t)}{\partial^2 x} - V/R \frac{\partial A_m(t)}{\partial x} + K \operatorname{sm} A_s(t) - \lambda A_m(t) - \beta A_m(t); \quad (1)$$

$$dA_s/dt = \beta A_m(t) - (K \operatorname{sm} + \lambda) A_s(t),$$



Рис. 1. Загальна схема взаємодії моделей, що дає змогу проводити розрахунки ефективності фітодезактиваційних технологій.

де A_m - питома радіоактивність рухомої, розчинної частини забруднення; A_s - питома радіоактивність, що знаходиться в необмінному стані; λ - постійна для радіоактивного розпаду для певного радіонукліда; K_{sm} - відносна швидкість розчинення малорухомих форм; β - відносна швидкість переходу до необмінно-сорбованого стану, коефіцієнт, що дорівнює 0 для ^{90}Sr та приймає значення з інтервалу $10^{-8} - 10^{-9} \text{ c}^{-1}$ для ^{137}Cs ; D - коефіцієнт дифузії; V - коефіцієнт інфільтрації; $R = 1 + \rho K_d/Q$ - фактор уповільнення міграції, пов'язаний з пористістю середовища; K_d - коефіцієнт розподілу радіонукліда між сорбованою та розчинною фракцією; Q - специфічний для кожного ґрунту об'єм пористого простору; ρ - питома щільність ґрунту.

Для врахування надходження та нагромадження радіонуклідів однорічною рослиною протягом вегетаційного періоду запропоновано рівняння

$$dA_p(t)/dt = T/R dM(t)/dt \alpha A_m(t) - [1/M(t)M(t)/dt + \gamma] A_p(t), \quad (2)$$

де A_p - питома радіоактивність біомаси рослин, Бк/кг; T - транспіраційний коефіцієнт, який є безрозмірним і відповідає кількості вологи, що необхідна для продукції одиниці біомаси, кг/кг; $M(t)$ - маса рослини; α - коефіцієнт потреби рослини у мінеральних речовинах, який враховує значення іонообмінної ємності рослини та рівень забезпечення її біогенними елементами; γ - відносна швидкість виведення радіонукліда з рослини.

Замкнена модель, що описує процес міграції радіонуклідів у системі "ґрунт - рослина", має загальний вигляд [3, 4]:

$$dA_p(t)/dt = T/R dM(t)/dt \alpha A_m(t) - [1/M(t)M(t)/dt + \gamma] A_p(t) \quad (3)$$

$$\begin{aligned} \partial A_m / \partial t = & D/R \partial^2 A_m / \partial x^2 - V/R \partial A_m / \partial x + K_{sm} A_s(t, x) - (\lambda + \beta) A_m(t) - \\ & - M(t) A_p(t) / \Pi h(x, t) S(t); \\ dA_s / dt = & - (K_{sm} - \beta + \lambda) A_s(t), \end{aligned}$$

де S - площа, що припадає на одну рослину; h - глибина проникнення її коріння, Π - поровий простір ґрунту, що відповідає відносному об'єму ґрунтового розчину. Інші позначення відповідають системам рівнянь (1) і (2). Таким чином, останній член другого рівняння системи (3) описує явище відпливу радіонуклідів з ґрунту за рахунок поглинання та нагромадження біомасою рослини.

Перше та друге рівняння системи (3) має функціональний параметр, що описує динаміку сухої маси в онтогенезі однорічної рослини. Її зміни можуть бути описані самостійним рівнянням, що враховує дію на процес нагромадження кліматичних та екологічних факторів або за певних обмежень, наведені у вигляді аналітичної залежності від

часу. Відомо, що зміна біомаси однорічних рослин в онтогенезі - так звана ростова функція добре апроксимується чотирьохпараметричною функцією Річардсона

$$M(t) = A/(1 + \exp(-b + kt))^n \quad (4)$$

Числові параметри цієї функції при оптимальних умовах вирощування визначено для цілого ряду сільськогосподарських культур [посилання у 3, 4].

Наприклад, для наземної частини пшениці параметри ростової функції Річардсона дорівнюють: $A = 0,5681$; $b = 6,04$; $k = 0,270$; $n = 1,21$; для наземної частини кукурудзи: $A = 1,824$; $b = 4,8595$; $k = 0,234$; $n = 0,8762$; для наземної частини ячменю: $A = 0,6787$; $b = 5,679$; $k = 0,270$; $n = 0,190$; для наземної частини соняшника: $A = 1,684$; $b = 5,04$; $k = 0,245$; $n = 0,921$.

Коефіцієнти транспірації для пшениці та ячменю в середньому дорівнюють 500, для кукурудзи - 290, для соняшника - 83. Об'єм порового простору (Q) при умові повної вологемності для дерново-підзолистого ґрунту становить 0,44, для чорнозему - 0,26.

Параметр α визначався на основі кінетичних досліджень поглинання радіонуклідів з водного розчину та безпосередньої оцінки утримання радіонуклідів у васкулярному вмісті рослини, що спостерігаються при її вирощуванні на ґрунтах певного типу та рівня забруднення. Параметри міграції та перетворення розчинності радіонуклідів у ґрунті наведено в таблиці.

Параметри моделі переносу та трансформації біологічної доступності радіонуклідів

Радіонуклід	D $10^{-8} \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$	V $10^{-7} \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$	Ksm 10^{-9} с^{-1}	β , 10^{-8} с^{-1}	Kd
^{137}Cs	10 - 27	1	1,2	2	200
^{90}Sr	24 - 26	10	1,7	0	10

Серіями числових розрахунків, графічні зображення деяких з яких наведено на рис 2 і 3, показано, що модель адекватно реагує на зміну параметрів, відображає видоспецифічність нагромадження радіонуклідів, хід цього процесу та різницю в динаміці питомого утримання ^{137}Cs та ^{90}Sr протягом вегетації. Принципова різниця в розрахунках швидкості міграції ^{137}Cs та ^{90}Sr полягає не тільки у врахуванні відмінностей у їх геохімічній поведінці, що впливає на швидкість самоочищення верхнього шару ґрунту за рахунок абіотичних міграційних механізмів, але й у їх біогенній поведінці. З точки зору ефективності виносу радіонуклідів з ґрунту біомасою рослин, яка потім скошується в кінці вегетації, суттєвим є те, наскільки рухомим є елемент у рослині, чи фіксується він необернено як стронцій, чи можливе його певне повернення в ґрунт через кореневі виділення, як це відбувається із цезієм.

Одержані результати свідчать, що модель дає динамічно та кількісно адекватний опис міграційних процесів у системі "ґрунт - рослина" протягом одного вегетаційного сезону і може бути використана й у розрахунках багаторічної міграції радіонуклідів у посівах однорічних рослин.

Як відзначено вище, наступним етапом моделювання було створення певної ітераційної низки, що об'єднує послідовні рішення систем (1) та (3) і дає змогу розглядати цей процес протягом довільного часу.

За початкові та граничні умови при рішенні системи зі змінною структурою прийнято фізичну модель, наближену до реальній ситуації, коли забруднення в різних формах переорюється й розподілено у верхньому 30-сантиметровому шарі ґрунту рівномірно. Рівняння вирішено при значеннях коефіцієнтів дифузії та інфільтрації для дерново-підзолистих ґрунтів при рівні зволоження, що дорівнює 60 %, параметрах ростової функції, ефективності транспірації T та параметра α для трьох видів рослин. Розглядали посіви рослин кукурудзи, вівса та соняшника, що мають різну як кінцеву продукцію біомаси з різним питомим вмістом радіонуклідів, так відповідно й загальний винос.

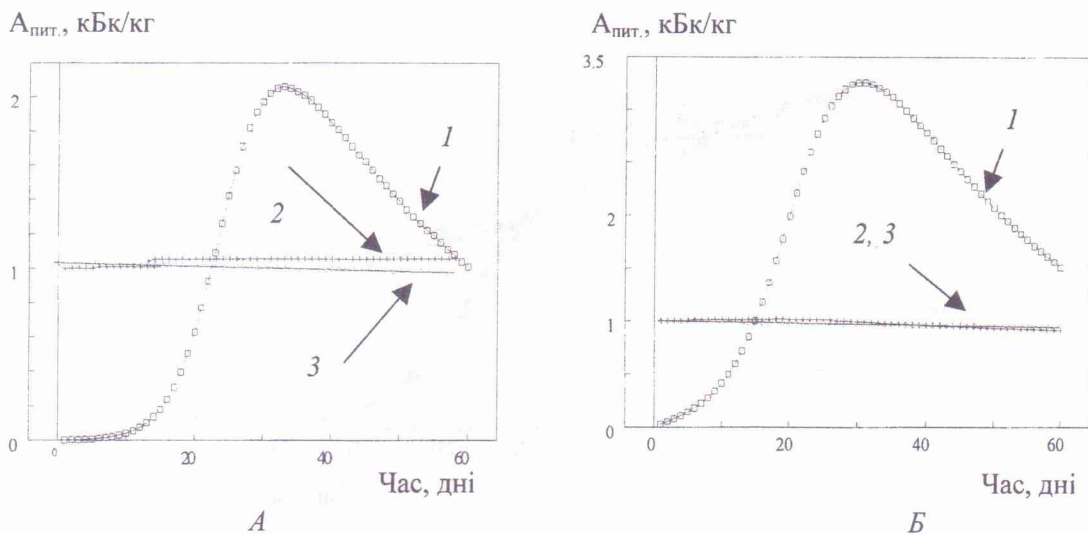


Рис. 2. Міграція ^{137}Cs у системі “ґрунт – рослина”. Динаміка питомої активності в наземній частині рослини (1), малорухомій фракції (2) та рухомій фракції (3) радіонукліда у ґрунті, кБк/кг. А - рослини пшениці; Б - рослини кукурудзи.

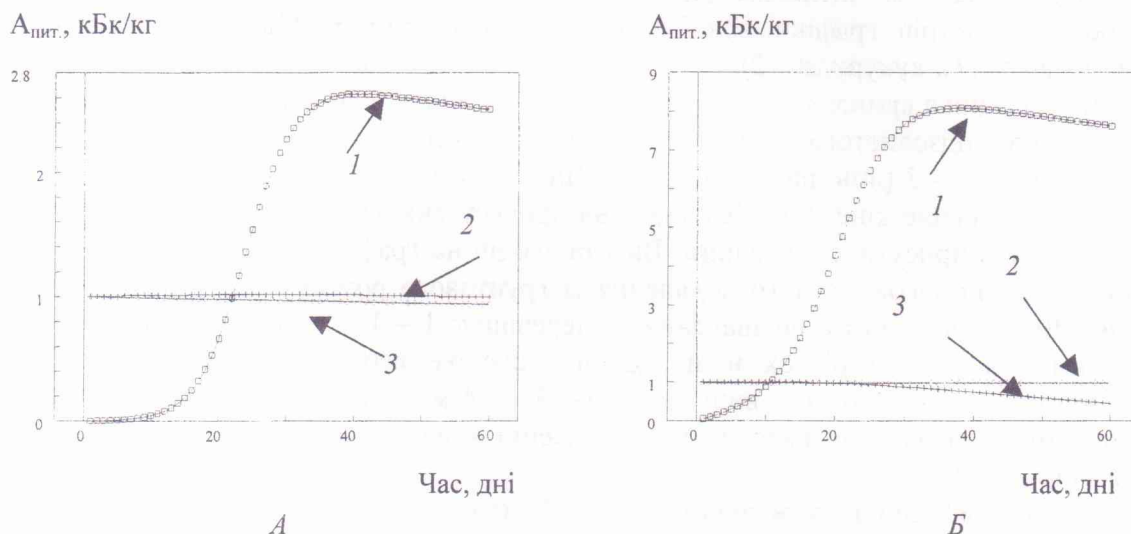


Рис. 3. Міграція ^{90}Sr у системі “ґрунт – рослина”. Динаміка питомої активності в наземній частині рослини (1), малорухомій фракції (2) та рухомій фракції (3) радіонукліда в ґрунті, кБк/кг. А - рослини пшениці; Б - рослини соняшника.

Таким чином, при числовому рішенні систем рівнянь (1) та (3) враховано кількісні параметри поведінки радіонуклідів як у ґрунті (коефіцієнти дифузії D , інфільтрації V , відносна швидкість закріплення β), так і в самій рослині (константа утримання або обернена їй величина – відносна швидкість виведення, коефіцієнт γ), а також зняття врожаю біомаси (скошування) на певному етапі її формування. У наведеному нижче варіанті оцінок враховували, що скошування здійснюється при досягненні максимуму біомаси та нагромадження радіонуклідів. В якості значень, які записуються в числовий файл, що створюється при роботі програми, прийнято середнє значення забруднення у 30-сантиметровому (орному) шарі.

Результати, одержані при числовому рішенні моделі міграції радіонуклідів у системі “ґрунт - багаторічний посів” для трьох видів рослин та дерново-підзолистого суцільного ґрунту, наведено на рис. 4.

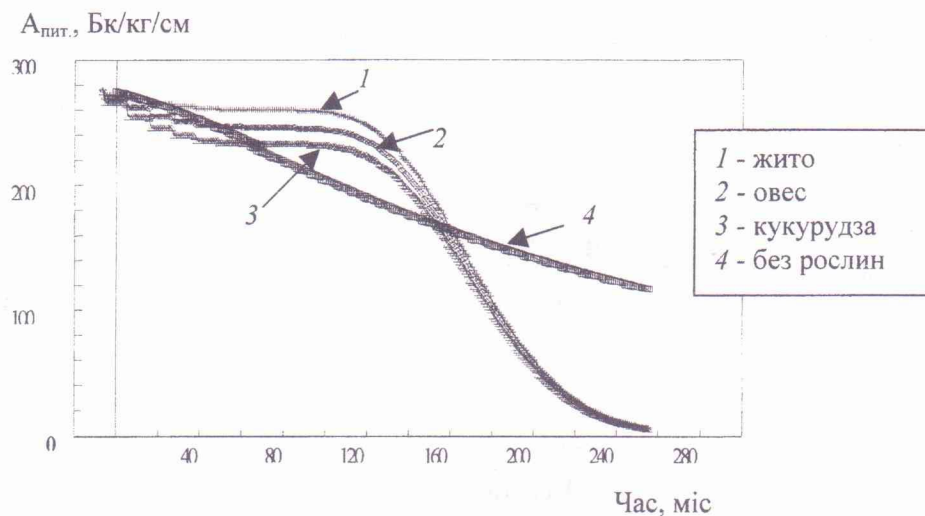


Рис. 4. Динаміка середнього питомого утримання (Бк/кг · см) ^{90}Sr у верхньому ораному шарі дерново-підзолистого суглинистого ґрунту (30 см) в умовах додаткового вносу радіонукліда біомасою різних видів.

Побудовані за числовим рішенням системи зі змінною структурою та з різним набором параметрів графіки відображають використання у фітоочищенні різних видів рослин - вівса (1), кукурудзи (2), соняшника (3). Позиція 4 відповідає відсутності посіву. Як свідчить поведінка кривої 4, час природного напівочищення від стронцію верхнього ораного шару дерново-підзолистого супіщаного ґрунту становить 210 міс.

Позиції 1 - 3 (див. рис. 4) мають зубці різної висоти та чітко виражене "плече", що свідчить про значне кінетичне ускладнення процесу очищення від радіонуклідів верхнього шару ґрунту в присутності рослини. Висота зубців на графіках відображає нагромадження радіонукліда біомасою та його видалення із ґрунтового розчину з подальшим скошенням рослин. Як можна бачити, це значення не перевищує 1 - 1,5 % за вегетаційний період та є близьким для рослин різних видів. Досить швидко візуальне зникнення "зубців", що спостерігається залежно від виду вже на 3 - 6-му році фітоочищення, пояснюється зниженням їх абсолютної висоти при збереженні відносної на фоні загального зменшення рівня забруднення.

Зазначимо, що таку ж висоту "зубців" можна одержати й шляхом прямих оцінок вносу, тобто як відношення сумарного забруднення в біомасі, яка утворилася за вегетаційний період, до загального вмісту забруднення у верхньому шарі ґрунту. Разом з тим оцінка на основі числового моделювання повної кінетичної залежності очищення верхнього шару дає і додаткову інформацію відносно цього процесу, яка не може бути одержана іншим шляхом. Мається на увазі ефект значної затримки порівняно з випадком очищення ґрунту за рахунок тільки фізико-хімічної міграції, забруднення у верхньому шарі. Саме цей ефект і проявляється на кривих у вигляді появи "плеча", ширина якого відповідає приблизно 120 - 140-місячному періоду затримки. Використання моделі дає змогу кількісно розрахувати та проаналізувати це явище, яке обумовлене взаємодією декількох факторів, з яких ведучими є два: підсмоктуюча дія рослини, що формується, та поступовий винос радіонуклідів, необерненість якого досягається скошенням біомаси. Результати розрахунків підтверджуються даними незалежних спостережень, відповідно до яких у фітоценозах дійсно має місце значна затримка радіонуклідів у верхньому кореневмісному шарі.

Розрахований сумарний час напівочищення, що враховує як фізико-хімічні процеси міграції, так і фітоочищення, для означеного ґрунту становить 180 - 190 міс. Таким чином, нагромадження та винос ^{90}Sr -забруднення посівами різних культурних рослин дає скорочення часу напівочищення на 20 - 25 міс.

Отже, проведені розрахунки показують, що фітоочищення ґрунту є достатньо повільним процесом. Окрім порівняно невисокого виносу, який при сучасних формах використання біодезактивації реально становить всього 0,1 – 1,5 % за рік, одним з основних факторів, уповільнюючим процес очищення, є підсмоктуюча дія кореневої системи, пов'язана з транспірацією рослин та нерозривна з продукцією біомаси.

Разом з тим досвід вивчення фізіологічних механізмів поглинання рослиною мінеральних елементів підказує різноманітні шляхи подальшого розвитку та удосконалення цієї біотехнології. Відомо, що кореневі виділення рослин та екзометаболіти мікроорганізмів ризосфери здатні підвищувати швидкість хімічного перетворення й руйнування твердого матриксу та переводити мінеральні речовини у хімічно та біологічно рухомі форми, підвищуючи рівень засвоєння та нагромадження рослинами [1, 5, 6]. Механізми цих процесів добре вивчені для біогенних елементів; за останні роки для вищих рослин надійно встановлено існування двох стратегій сидерації, тобто комплексу реакцій, направлених на підвищення рухомості необхідних мінеральних елементів [5, 6]. Поступово нагромаджуються факти про те, що ці реакції носять неспецифічний характер і впливають на рухомість абіогенних елементів. В одному з фундаментальних досліджень поведінки радіонуклідів глобальних викидів у ґрунті показано, що під посівом співвідношення різних по рухомості та біологічній доступності фракцій ^{90}Sr обумовлюється не тільки агрохімічними факторами, але й видом рослин [7]. При дослідженні динамічних особливостей кореневого надходження радіонуклідів чорнобильських викидів було виявлено значну роль рослин та ґрунтової мікрофлори у руйнації паливних частинок [8]. Аналогічні дані одержані при дослідженні поведінки важких металів у системі “ґрунт - рослина”: у ризосфері їх рухомість значно зростала [9].

Польові спостереження вказують на вищі рівні нагромадження радіонуклідів рослинами в умовах підвищення активності ґрунтової мікрофлори [10].

Було встановлено залежність здатності підвищувати рухомість радіонуклідів не тільки від генетичних властивостей рослини, але й від її фізіологічного стану. Дія різноманітних за своєю природою стресових факторів (передпосівне опромінення насіння, підвищена щільність посіву) приводить і до підвищення нагромадження радіонуклідів [11]. Ці явища можна пояснити з точки зору існуючих відомостей про інтенсивність корневих виділень та їх залежності від функціонального стану рослини. Відомо, що при дії стресових факторів, в якості яких може виступати й підвищений ценотичний тиск, об'єм корневих виділень може зростати з 2 до 50 % від приросту біомаси [1, 12, 13].

Подальші дослідження механізмів впливу стресових факторів на рівень нагромадження радіонуклідів показали, що за цей феномен відповідає скоординована двокомпонентна реакція рослинного організму. Вона включає в себе не тільки підвищення здатності рослин до трансформації малорухомих форм забруднення, а й підвищення в стресових умовах здатності наземної біомаси рослин до нагромадження мінеральних речовин, що у свою чергу пов'язано зі збільшенням такої важливої в процесах мінерального живлення характеристики, як іонообмінна ємність тканин. Останній параметр відіграє значну роль у визначенні потенціалу рослини в нагромадженні мінеральних елементів, включаючи радіонукліди [12, 13].

Виявлення цього двокомпонентного механізму, який обумовлює рівень нагромадження мінерального елемента-забруднювача, свідчить, що підвищення його виносу з ґрунту можливо на основі впливу безпосередньо на функціональний стан рослини. Варіювання щільністю посіву рослин, рівнем його зволоження, тобто використання традиційно агротехнічних засобів, впливає на функціональний стан рослин і може значно модифікувати процес нагромадження абіогенних елементів як у бік підвищення, так і в бік зниження. Урахування фітоценологічних зв'язків у посівах і характеру екологічної стратегії рослин певних видів може забезпечити й одержання багатой наземної біомаси [14].

Оцінимо теоретично, за допомогою розглянутої моделі, потенційні можливості функціональних методів керування в підвищенні ефективності фітоочищення ґрунту.

Розглянемо два сценарії, за якими відбувається фітоочищення: перший - відповідає підвищеному зволоженню ґрунту, другий - загущенню посіву культурних рослин, наприклад кукурудзи. Відповідно до експериментальних даних при реалізації першого сценарію спостерігається зростання швидкості вертикальної міграції у ґрунті, інтенсивності транспірації рослин та підвищення іонообмінної ємності їх тканин. При проведенні числових розрахунків ці явища відповідають зростанню коефіцієнтів дифузії та інфільтрації [1] (при 100 % польової вологості (ПВС) - на порядок порівняно з 60 %), підвищенню параметрів T та α . Розрахунки за другим сценарієм враховують зниження у два рази площі, що припадає на одну рослину (параметр S), та підвищення іонообмінної ємності, що враховується зростанням параметра α .

Одержані графіки (рис. 5) мають помітно більшу висоту зубців, що відображає значне підвищення виносу протягом одного вегетаційного сезону. За рахунок збільшення відносної висоти "зубців" їх візуальне зникнення відбувається значно пізніше, порівнюючи з графіками 1 - 3 на рис. 4. Зі збільшенням зволоження ґрунту під посівом спостерігається й інший ефект - майже повне усунення "плеча", що свідчило про затримку забруднення в кореновому шарі ґрунту. Ці загальні кінетичні зміни обумовлюють і значне скорочення часу напівочищення ґрунту. Розрахунки за другим сценарієм, який відповідає підвищенню щільності посіву, теж показують значне зростання річного виносу, різну ступінь усунення "плеча" та загальне скорочення часу напівочищення. Принципові відмінності в глобальній поведінці кривих, що відображають два розглянуті підходи в керуванні процесом очищення - варіюванням рівнем зволоження та щільністю посіву, обумовлено зростанням швидкості дифузійних та інфільтраційних процесів у першому випадку. Як було відзначено вище, час природного напівочищення від стронцію верхнього ораного шару дерново-підзолистого супіщаного ґрунту становить приблизно 210 міс. Таким чином, нагромадження та винос ^{90}Sr -забруднення посівами за умов індукції процесів біотичного контролю дає скорочення часу напівочищення на 120 - 180 міс.

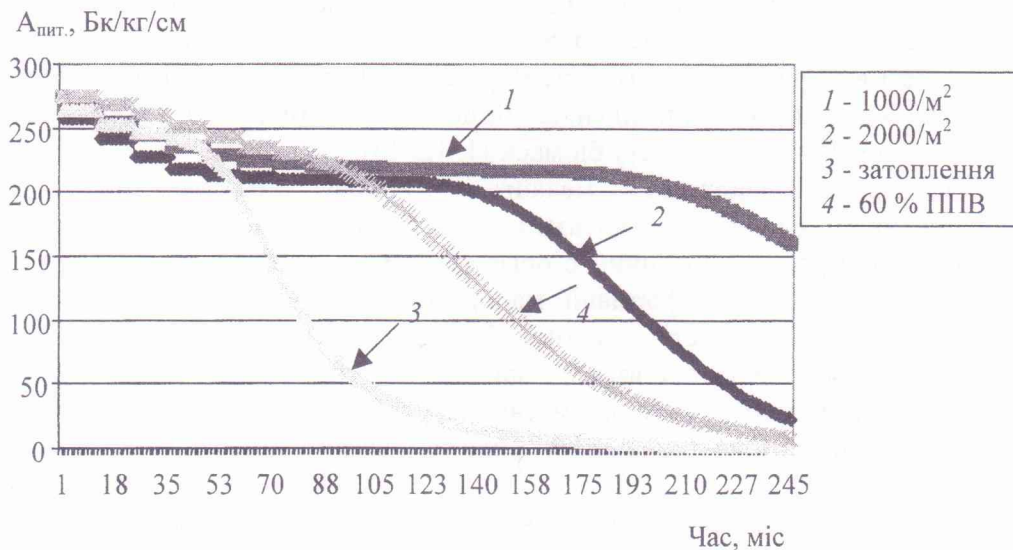


Рис. 5. Модельні розрахунки ефективності функціональних методів контролю нагромадження радіонуклідів рослиною у фітодезактиваційній технології.

З точки зору ефективності фітоочищення й досягнення практичного результату дуже важливим є те, що проведені розрахунки свідчать, що тільки при підвищенні щорічного виносу до 2 - 3 % і вище ця технологія дасть реальне скорочення часу очищення. Найбільш безпечний та дешевий шлях розвитку фітодезактиваційних підходів пов'язаний з використанням біотичних засобів керування виносом радіонуклідів рослиною.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Най П.Х., Тинкер П.Б. Движение растворов в системе почва - растение. - М.: Колос, 1980. - 364 с.
2. Кравець О.П., Гродзінський Д.М., Павленко Ю.О. Радіоекологічні оцінки радіаційних наслідків використання забруднених агроценозів // Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень. - 2001. - № 3 (5). - С. 141 - 152.
3. Кравець А.П. Миграция минерального загрязнения в системе "почва - растение". Возможности точечного варианта модели // Физиология и биохимия культ. растений. - 1994. - Т. 26, № 5. - С. 455 - 462.
4. Kravets A.P. Soil and plant factors influencing the accumulation of radionuclides by the higher plant. Conceptual and mathematical model // Soil-Plant - Relationship. - Seibersdorf, 1998. - P. 31 - 39.
5. Romheld V. The role of phytosiderophores in acquisition of iron and other micronutrients in graminaceous species: An ecological approach // Plant and Soil. - 1991. - Vol. 137, № 1. - P. 127 - 134.
6. Vos C., Ric de Lubberding Henk J., Bienfait H. Frits. Rhizosphere acidification as a response to iron deficiency in bean plants // Plant Physiol. - 1986. - Vol. 81, No. 3. - P. 842 - 846.
7. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. - М.: Наука, 1974. - 215 с.
8. Kravets A.P., Grodzinsky D.M., Zhdanova N.N., Vasilevskay A.I. Statistical Criterio of Contamination Heterogeneity when Investigating Biotic Factors in Radionuclide Migration // Radiat. Biol. Ecol. - 1993. - No. 33. - P. 93 - 98.
9. Banks M.K., Schwab A.P., Burchard S., Abdel-Saheb I. Effects of the Rhizosphere on the Movement of Heavy Metals in Contaminated Soil // Second International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe. - Budapest, 1994. - P. 19.
10. Калашикова З.В., Корчак Г.И., Карачев И.И. и др. Оценка доступности радионуклидов растениям при разных условиях жизнедеятельности микробиоценозов почвы // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. - Киев: Наук. думка, 1996. - Вып. 3. - С. 168 - 174.
11. Kravets A., Pavlenko Y. Efficiency of Soil Phytoremediation: Realistic Estimation and Future Possibility // Third International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe. - Warsaw, 1996. - P. 272 - 275.
12. Kravets A.P. Cenotic and Physiological Control of the Radionuclides migration into system soil-plant // Annual review "Soil-Plant - Relationship". - Seibersdorf, 1998. - P. 74 - 80.
13. Кравець А.П. Факторы физиологического контроля накопления радионуклидов культурными растениями // Физиология и биохимия культ. растений. - 1999. - Т. 31, № 3. - С. 235 - 242.
14. Работнов Т.А. Экспериментальная фитоекология. - М.: Изд-во МГУ, 1987. - 160 с.

ТЕХНОЛОГІЯ ФІТОДЕЗАКТИВАЦІЇ ПОЧВ. ДИНАМІЧЕСКІЕ ОСОБЕННОСТИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ДАЛЬНЕЙШЕГО РАЗВИТИЯ

А. П. Кравец, Ю. А. Павленко

С использованием математических моделей миграции радионуклидов в системах "почва - растение", "почва - многолетний посев" проведено исследование динамики очистки почвы с использованием растений. Проанализированы особенности временной зависимости процесса фитоочистки почв и определена его современная эффективность. Показано, что только при реальном повышении ежегодного выноса радионуклидов до 2 - 3 % удастся избежать эффекта задержки загрязнителей в верхнем пахотном слое почвы в первые 8 - 10 лет после выбросов.

PHYTOREMEDIATION TECHNOLOGY: DYNAMIC PECULIARITIES AND PERSPECTIVES OF FURTHER DEVELOPMENT

A. P. Kravets, Yu. A. Pavlenko

Dynamic peculiarities of soil phytoremediation have been investigated by means of mathematic models of radionuclide migration into system "soil - plant", "soil- many years' crops". Modern possibilities and efficiency of phytoremediation technology has been estimated. It is calculated that only the increase of annual radionuclide release to 2 - 3 % permit to avoid the pollutant delay into topsoil during the first 8 - 10 years after fallout.

Надійшла до редакції 19.03.02,
після доопрацювання - 25.09.02.