

УДК 632.122.1

## МЕТОДИКА ОЦЕНКИ ПЕРСПЕКТИВ ФИТОРЕМЕДИАЦИИ РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ

Александрова Ж.Н.

*Уральский государственный горный университет, Екатеринбург, Россия*

Предложена технология фиторемедиации почв, заключающаяся в высевании растений с максимальной способностью накопления радиоактивных элементов, отчуждении выращенной растительной массы и последующей ее утилизации. Проведены исследования накопительной способности 67 видов растительности (как культурные, так и дикие), диапазон изменения факторов перехода для которых достигал трех порядков (от тысячных до десятых долей единицы). В ходе исследований предложена приближенная теория фиторемедиации. Технология экспериментально апробирована в полевых исследованиях Восточно-Уральского радиоактивного следа. Расчеты времени фиторемедиации для условий Семипалатинского полигона позволяют утверждать, что технология перспективна и для других территорий.

Проблема радиоактивного загрязнения биосферы привлекает внимание широкого круга специалистов – медиков, биологов, радиоэкологов, биофизиков и др., так как очевидна возможная опасность последствий, вызванных действием на живые организмы ионизирующих излучений, источником которых являются рассеиваемые в природе радиоактивные изотопы.

Особую актуальность проблемы радиоэкологии приобретают в случае аварийных ситуаций, связанных с выбросами радиоактивных веществ в атмосферу. Это имело место при ядерных авариях в ПО «Маяк» на Южном Урале в 1957 году, на промышленном ядерном реакторе в Уиндскейле (Великобритания) в 1957 году, на Чернобыльской АЭС (Украина) в 1986 году и Фукусимской АЭС (Япония) в 2011 году.

В настоящее время в качестве способов дезактивации загрязненных радионуклидами почв используются механические и химические способы, а также пассивное ожидание уменьшения радиационного фона за счет естественного распада радионуклидов. Перечисленные способы дезактивации обладают серьезными недостатками: они снижают плодородие почв, либо ухудшают их физические и химические свойства. Кроме того, их нельзя применять на территориях с неглубоким уровнем грунтовых вод и тонким плодородным слоем.

На кафедре геофизики Уральского государственного горного университета предложена технология фиторемедиации почв. Ее суть заключается в высевании растений с максимальной способностью накопления радиоактивных элементов, отчуждении выращенной растительной массы и последующей ее утилизации.

Для оценки перспектив такой технологии на одном из локальных участков Чернобыльского следа (Гомельская область, Беларусь) были проведены исследования накопительной способности травянистых растений, характерных для данной местности. Способность растений накапливать радионуклиды оце-

нивалась через фактор перехода, который представляет собой следующее безразмерное отношение:

$$\varphi_{ij} = \frac{A_{ij}}{A_i}, \quad (1)$$

где  $A_{ij}$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в зеленой массе  $j$ -го растения, Бк/кг;  $A_i$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в почве, Бк/кг.

Физический смысл  $\varphi_{ij}$  – это доля радиоактивности, переходящая из загрязненной почвы в зеленую массу растения.

Определение факторов перехода радионуклида  $Cs^{137}$  из почв в различные виды растений предусматривало отбор парных проб «растение – почва».

Отбор и подготовка растительных проб производился следующим образом. С фиксированной площади (круг диаметром около 0,6 м) срезалась наземная масса травянистого растения определенного вида в количестве 200–250 г. Вес свежей пробы фиксировался. Затем каждая растительная проба помещалась в марлевый мешок и высушивалась в тени до получения постоянного веса около 1 месяца. Определялся вес сухой пробы для определения коэффициента ее усыхания и перехода в дальнейшем от удельной активности  $Cs^{137}$  в сухой пробе к удельной активности  $Cs^{137}$  в свежей пробе. Высушенные растительные пробы подвергались измельчению и использовались в таком виде для измерений. Параллельно с отбором проб определенных видов растений собирался и оформлялся гербарий для идентификации этих видов специалистом-ботаником.

Отбор почвенной пробы производился с той же площадки, с которой срезалась наземная масса растения. В трех точках площадки при помощи ножа вырезались кубические образцы размером 10×10×10 см. Все три тщательно смешивались. Полученная масса растиралась и просеивалась через сито с ячейками 4 мм для извлечения из почвы растительных остатков. Из подготовленной таким образом пробы квартованием отбиралась средняя весом 200–250 г.

Определение содержания радионуклида Cs<sup>137</sup> в почвенных и растительных пробах производилось с помощью гамма-спектрометрических измерений, которые выполнялись на установке «Гамма-01С» (НПЦ «Аспект», г. Дубна), аттестованной ВНИИМ им. Д. И. Менделеева. Установка состояла из сцинтилляционного блока детектирования с кристаллом NaJ(Tl) размером 70×70 мм, свинцовой защиты, амплитудно-цифрового преобразователя, встроенного в материнскую плату персонального компьютера и принтера. Спектрометр предназначен для качественного и количественного анализа разнообразных проб окружающей среды на содержание гамма-излучающих радионуклидов. Диапазон регистрируемых энергий гамма-излучения от 0,03 до 3 МэВ. Относительное энергетическое разрешение по линии 0,662 МэВ не более 8,3 %.

Всего по описанной выше методике исследовано 67 видов растительности, среди которых были как культурные (*рожь посевная*, *клевер белый*, *клевер луговой красный*, *люцерна* и др.), так и дикие представители флоры.

Обращает на себя внимание тот факт, что все растения в той или иной мере накапливают радиоактивный цезий. Диапазон изменения факторов перехода для различных видов растений очень велик и достигает трех порядков (от тысячных до десятых долей единицы).

Максимальными факторами перехода характеризуются *кипрей болотный* (0,671), *очиток пурпурный* (0,244), *осока* (0,242), *шлемник обыкновенный* (0,23), *мышинный горошек* (0,221), *жержушник* (0,208) и другие растения, которые можно отнести к гипераккумуляторам радиоактивного цезия.

Минимальными факторами перехода обладают *полынь горькая* (0,001), *пырей ползучий* (0,007), *спаржа лекарственная* (0,007), которых можно назвать гипоаккумуляторами Cs<sup>137</sup>.

В ходе исследований была предложена приближенная теория фиторемедиации, которая строится на предположении, что в процессе «извлечения» растениями *i*-го радионуклида его количество, переходящее при прочих равных условиях из почвы в зеленую массу (подлежащую после созревания обязательной утилизации), составляет определенную, характерную для данного нуклида *i* и данного растения *j* долю активности *i*-й компоненты, находящейся в среде загрязнения (почве). При этом снижение радиоактивности почвы происходит не только за счет распада радионуклидов, но и за счет перемещения их из почвы в зеленую массу растений.

Так, срок фиторемедиации почвы, загрязненной радионуклидом *i*, убывающим с постоянной распада  $\lambda_i$ , можно рассчитать по формуле:

$$t = - \left( \frac{\tau_i \tau_{ij}}{\tau_i + \tau_{ij}} \right) \ln \frac{a_i(t)}{a_{oi}}, \quad (2)$$

где  $\tau_i$  – средняя продолжительность жизни ядер *i*-го радионуклида;  $\tau_{ij}$  – средняя продолжительность пребывания *i*-го радионуклида в загрязненной почве с учетом его выведения (эвакуации) *j*-м растением (при заданных параметрах урожайности).

Параметр  $\tau_{ij}$  можно оценить через понятие периода ботанического полувыведения  $T_{ij}$ , под которым понимается время, необходимое для выноса половины *i*-й компоненты *j*-м растением при некотором уровне урожайности. Учитывая это, функция выживания *i*-го радионуклида в среде культивирования *j*-го растения будет:

$$1 - n \frac{m_j}{M} \varphi_{ij} = 2^{-k_{ij}}, \quad (3)$$

где  $m_j$  – урожайность (масса с единицы площади) аккумулярующего вида;  $M$  – масса загрязненного корнеобитаемого почвенного слоя единичной площади;  $n$  – кратность утилизации (количество урожаев за сезон);  $k_{ij}$  – срок выращивания *j*-го растения (промежуток времени  $\Delta t$ ) в нормировке к периоду полувыведения *j*-м растением *i*-го радионуклида ( $T_{ij}$ ), то есть

$$k_{ij} = \Delta t / T_{ij}. \quad (4)$$

Если отношение  $nm_j/M$  обозначить через  $\mu_j$ , тогда

$$T_{ij} = - \left( \frac{\ln 2}{\ln(1 - \mu_j \varphi_{ij})} \right) \Delta t, \quad (5)$$

откуда для  $\tau_{ij}$  имеем

$$\tau_{ij} = - \frac{\Delta t}{\ln(1 - \mu_j \varphi_{ij})}. \quad (6)$$

Подставляя выражение (6) в формулу (2), получаем:

$$t = - \left( \frac{\tau_i \Delta t}{\tau_i \ln(1 - \mu_j \varphi_{ij}) - \Delta t} \right) \ln \frac{a_i(t)}{a_{oi}}. \quad (7)$$

Оценка сроков реабилитации почвы *t* для некоторых растений по соотношению (7) показала, что для уменьшения активности радионуклида Cs<sup>137</sup> в загрязненной почве в 10 раз с помощью *мышинного горошка* при его урожайности 11 т/га и двух укосах потребуется время, равное 55 годам, для снижения почвенной радиоактивности в 5 раз – примерно 38 лет, в 2 раза – примерно 16 лет (рисунок 1).

Возможность использования технологии фиторемедиации радиоактивно загрязненных почв получила экспериментальное подтверждение в результате полевых исследований на локальном участке Восточно-Уральского радиоактивного следа (рисунок 2), основным загрязнителем которого на сегодняшний день является долгоживущий радионуклид Sr<sup>90</sup>.

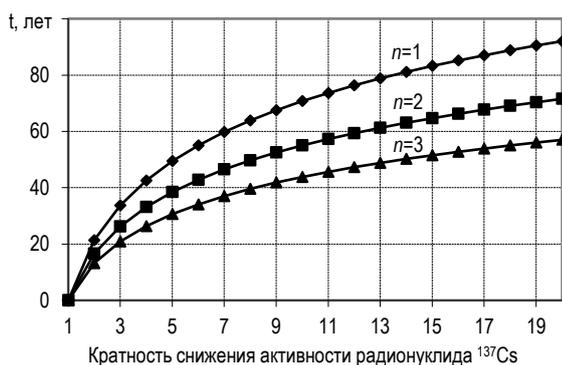


Рисунок 1. Оценка срока реабилитации почвы, загрязненной радионуклидом  $\text{Cs}^{137}$ , при использовании в качестве средства дезактивации растения мышинный горошек (лат. *Vicia cracca*)

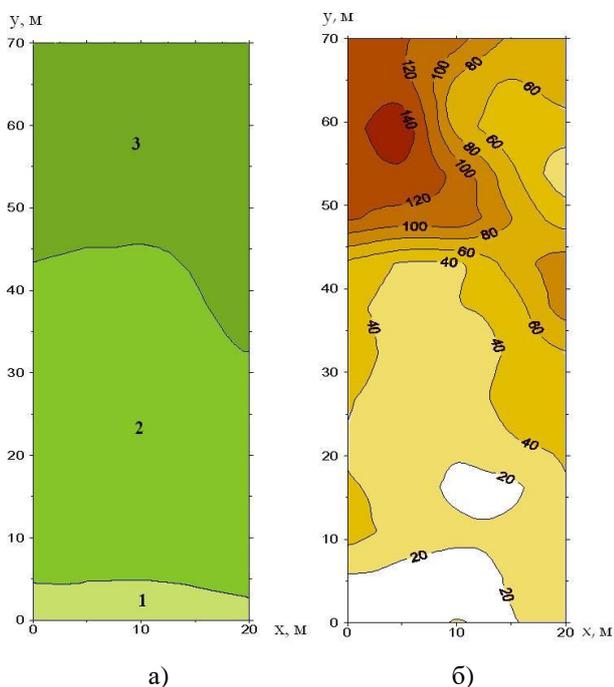


Рисунок 2. (а) – Схема расположения различных по использованию почв на участке радиоэкологических исследований: 1 – сенокос на рекультивированной почве, 2 – сенокос на целинной почве, 3 – участок леса, где скашивание травы в послеварийный период не производилось; (б) – Распределение  $\beta$ -активности по площади исследованного участка. Отметки изолиний соответствуют  $\text{имп/мин}$

Участок был выбран таким образом, чтобы на нем были представлены почвы, с которых велся регулярный в послеварийный период укос травы, и почвы, где отчуждение фитомассы не производилось (рисунок 2, а). В результате исследования территории участка обнаружен контраст в аппаратурных параметрах по  $\beta$ -лучам в пунктах наблюдений, расположенных на покосе и в пограничном с ним лесном участке, где скашивания травы не было (рисунок 2, б).

Установлено, что скашивание и эвакуация растительности с зараженной территории за 39 лет уменьшили активность почв в 10 раз, что сократило время, необходимое на такое снижение активности более чем в 2 раза. При этом растительное сообщество имело фактор перехода по  $\text{Sr}^{90}$   $\phi_{ij}=0,25$ . Если бы на исследованном участке вместо имевшейся растительной смеси выращивался и утилизировался шлемник обыкновенный с фактором перехода по радиостронцию  $\phi_{ij}=0,93$ , то это привело бы к снижению активности почвы в 10 раз не за 39 лет, а примерно за 15 лет.

Расчеты времени фиторемедиации по предложенной методике для условий Семипалатинского полигона, выполненные по данным Плисак Р.П, также позволяют утверждать, что рассматриваемая технология имеет перспективы и на других территориях.

Конечно, эффективность технологии фиторемедиации загрязненных территорий будет зависеть от ряда факторов: используемых видов растительности, их морфофизиологических особенностей, длительности вегетационного периода, а также от свойств дезактивируемых почв и используемых агрохимических и агротехнических приемов, которые усиливают поступление радионуклидов из почв в растения. То есть имеется в виду процесс управления выносом радиоактивных элементов из почвы. Эти вопросы требуют дальнейшего изучения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Александрова Ж. Н. Предварительные результаты исследования утилизации радионуклидов в зеленой массе растений загрязненных площадей // Конверсия вузов – защите окружающей среды: тез. докл. Всерос. НПК. – Екатеринбург, 1994.
2. Александрова Ж. Н. Ядерно – геофизические измерения параметров ботанической реабилитации радиоактивно загрязненных площадей. Дис. ... канд. геол. – минерал. наук. – Екатеринбург, 1998. – 147 с.
3. Александрова Ж. Н., Возжеников Г. С. О возможности ботанической реабилитации загрязненных площадей Восточно-Уральского радиоактивного следа // Международная выставка-семинар «Уралэкология-95»: тез. докл. – Екатеринбург, 1995.
4. Возжеников Г. С., Александрова Ж. Н. Опыт экспрессной оценки удельной активности  $\text{Cs-137}$  в почвах Чернобыльского следа на основе интегральных измерений // Изв. вузов, Горный журнал. – 1996. – № 12. – С. 19–22.

5. Возжеников Г.С., Александрова Ж.Н., Бельшев Ю.В., Возжеников Е.Г. О ботанической реабилитации радиоактивно – загрязненных площадей // Геофизика. – 1997. – № 1. – С. 63–67.
6. Возжеников Г.С., Александрова Ж.Н., Бельшев Ю.В., Возжеников Е.Г. О ботаническом факторе реабилитации радиоактивно – загрязненных площадей // Радиационная безопасность Урала и Сибири: Тез. докл. Всероссийской науч. – практ. конф. – Екатеринбург, 1997. – С. 30–31.
7. Возжеников Г. С., Александрова Ж. Н., Возжеников Е. Г. Способ дезактивации почв: Патент РФ № 2077749 от 20.04.1997 // Официальный бюллетень «Изобретения (Заявки и патенты)». – 1997. – № 11.
8. Возжеников Г. С., Александрова Ж. Н., Возжеников Е. Г. Средство дезактивации почв. Патент РФ № 2092919 от 10.10.1997 // Бюллетень «Изобретения, полезные модели». – 1997. – № 28.
9. Возжеников Г. С., Александрова Ж. Н., Возжеников Е. Г. Средство дезактивации почв. Патент РФ № 2106707 от 10.03.1998 // Бюллетень «Изобретения, полезные модели». – 1997. – № 7.
10. Возжеников Г. С., Александрова Ж. Н., Возжеников Е. Г. Средство дезактивации почв. Патент РФ № 2104810 от 20.02.1998 // Бюллетень «Изобретения, полезные модели». – 1998. – № 4.

### РАДИОАКТИВТІ ЛАСТАНҒАН ТОПЫРАҚТЫ ФИТОРЕМЕДИАЦИЯЛАУ ПЕРСПЕКТИВАЛАРЫН БАҒАЛАУ ӘДІСТЕМЕСІ

**Ж.Н. Александрова**

*Орал мемлекеттік тау-кен университеті, Екатеринбург, Ресей*

Радиоактивті элементтерді жинақтау қабілеті жоғары өсімдіктерді себуден, өсірілген өсімдік массасынан және кейін оны кәдеге жаратудан тұратын топырақты фиторемедиациялау технологиясы ұсынылған. Жинақтау қабілеті бар өсімдіктердің 67 түріне (мәдени, сондай-ақ жабайы өсімдіктерге) жасалған зерттеулер, үш ретке дейін жететін өту факторының өзгеру диапазоны келтірілген (мыңдықтардан бастап ондық бірліктер үлесіне дейін). Зерттеулер барысында фиторемедиациялаудың жуық теориясы ұсынылды.

Технология Шығыс Орал радиоактивті іздерінің далалық зерттеулерінде эксперименттік апробациялаудан өтті. Семей полигонының жағдайлары үшін фиторемедиациялаудың уақыт өлшемдері бұл технологияның басқа аумақтар үшін де келешегі бар екенін растауға мүмкіндік береді.

### CONTAMINATED SOIL PHYTO-REMEDIAATION ASSESSMENT METHOD

**Zh.N. Alexandrova**

*Ural State Mining University, Yekaterinburg, Russia*

Soil phyto-remediation technology is proposed, that lies in plants seeding with maximal ability for radioactive elements accumulation, forage content disposition and its further utilization. Accumulation ability of 67 vegetation types (both cultivated and native) were studied, range of transition factors change, reaching three orders (from thousandths to tenth of units). During research an approximate theory of phyto-remediation was proposed.

Technology was experimentally approved during field study of the East-Uralsk radioactive trail. Phyto-remediation time evaluation in condition of Semipalatinsk Test Site enables to assume, that the current technology is prospective for other territories also.