

Анализ показывает, что по всем показателям применение установок быстрого пиролиза торфа является более эффективным использованием его энергетических возможностей.

### ВЫВОДЫ

1. Выполнен анализ возможности применения процесса быстрого пиролиза к термохимическому разложению торфа.

2. Показана энергетическая и экономическая целесообразность предварительного термохимического разложения торфа с последующим сжиганием продуктов конверсии при выработке теплоты и электроэнергии.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Государственная Концепция энергетической безопасности и повышения энергетической независимости Республики Беларусь и Государственная комплексная программа модернизации основных фондов Белорусской энергетической системы, энергосбережения и увеличения доли использования в республике собственных топливно-энергетических ресурсов в 2006–2010 гг. / утв. Указом Президента Республики Беларусь № 399 от 25.08.2005.

2. Государственная программа «Торф» на 2008–2010 годы и на период до 2020 года: постановление Совета Министров Республики Беларусь № 94 от 23.01.2008. – Минск, 2008.

3. Способ переработки торфа: пат. РФ RU2259385.

4. www.invest.rin.ru. Котельников В. А. Установка быстрого пиролиза торфа. Октябрь 2007 г.

Представлена кафедрой ПТЭ и ТТ

Поступила 14.04.2008

УДК 631.82:631.811.98

## НЕОБХОДИМОСТЬ И ВОЗМОЖНОСТЬ ПРЕОБРАЗОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ В БЕЗОПАСНЫЕ СИСТЕМЫ

Докт. техн. наук, проф. ШАРОВАРОВ Г. А., асп. МИНЮК З. П.

*Государственное научное учреждение  
«Объединенный институт энергетических и ядерных исследований – Сосны»  
НАН Беларуси*

В мире непрерывно увеличивается количество загрязненных территорий. Уже существует более 100000 зон экологического бедствия. Так, общая площадь сельскохозяйственных земель в России, загрязненных токсикантами, составляет 740000 км<sup>2</sup>. Наиболее опасными по последствиям являются события, которые приводят к чрезвычайным ситуациям на предприятиях с ядерными технологиями. При таких авариях образуются два радиационно опасных объекта: разрушенное предприятие и загрязненные радионуклидами, актиноидами и горячими частицами территории с промышленной и бытовой инфраструктурой. Аварийные объекты с ядер-

ными технологиями могут быть не только радиационно опасными, но и ядерно-опасными. После Чернобыльской катастрофы группа белорусских, российских и украинских ученых, которая работала в составе Комплексной экспедиции в Чернобыле, на основании теоретических и экспериментальных исследований доказала, что разрушенный реактор четвертого энергоблока является более опасным, чем работающий. Поэтому ему был дан статус ядерно-опасного объекта [1].

Проведенный анализ показал, что в настоящее время достаточно широко развиты промышленные методы и технические средства по обеспечению ядерной и радиационной безопасности аварийных объектов с ядерными технологиями. Однако необходимо отметить что, несмотря на то, что прошло 22 года после Чернобыльской катастрофы объект «Укрытие» до настоящего времени не преобразован в экологически безопасную систему.

Загрязненные территории по своей сущности являются источниками ионизирующих излучений без каких-либо средств физической защиты, локализации и контроля и представляют реальную радиационную опасность. Следует отметить, что значительная часть загрязненной территории трех республик по удельной активности является радиоактивными отходами и в соответствии с нормативными документами почва этих территорий должна находиться в специальных пунктах хранения. Промышленные методы и средства для дезактивации больших загрязненных территорий в настоящее время отсутствуют.

Поэтому в данной статье рассматриваются необходимость и возможность преобразования загрязненных радионуклидами, актиноидами и горячими частицами территорий в экологически безопасные системы.

Катастрофа на четвертом блоке ЧАЭС – крупнейшая ядерная катастрофа в мировой практике. По масштабам аварийных выбросов и последствий она превзошла наиболее серьезные из предыдущих аварий: Роки-Флэтс (США, Денвер, 11 сентября 1957 г.), Виндскейл (Великобритания, 10 октября 1957 г.), Три Майл Айленд (США, 28 марта 1979 г.), промышленный комплекс «Маяк» (СССР, 19 июня 1948 г., 3 марта 1949 г. и 29 сентября 1957 г.), Ленинградская АЭС (СССР, 6 февраля 1974 г., октябрь 1975 г.), первый блок Чернобыльской АЭС (СССР, сентябрь 1982 г.).

В той или иной мере последствия аварии затронули многие страны. В наибольшей степени пострадали Беларусь, Украина, Россия. При этом относительная тяжесть последствий аварии для Республики Беларусь оказалась значительно выше, чем для соседних государств. За счет Чернобыльской катастрофы общая площадь загрязненных территорий Беларуси, Украины и России составила более 160 тыс. км<sup>2</sup>, а за пределами – более 200 тыс. км<sup>2</sup>. Территория Беларуси, загрязненная радионуклидами, составила 46,5 тыс. км<sup>2</sup> (более 20 % всей территории республики). Площадь загрязненных сельскохозяйственных земель Беларуси равна 16 тыс. км<sup>2</sup>, 2,6 тыс. км<sup>2</sup> из них полностью исключены из использования. После Чернобыльской катастрофы Беларусь стала зоной экологического бедствия [2].

Одними из основных дозообразующих радионуклидов после интенсивного действия короткоживущих стали цезий и стронций. Цезий обладает

относительно высокой токсичностью. Характеризуется высокой миграционной способностью во внешней среде, включая пищевые цепочки. Химически очень активен. В аварийном выбросе находилось 22 радиоактивных изотопа цезия с массовыми числами 123–132 и 134–144. Основные ядерно-физические характеристики изотопов цезия приведены в табл. 1 [3, 4].

Таблица 1

Ядерно-физические свойства основных радиоактивных изотопов цезия

Радионуклид	$T_{1/2}$	Тип распада	Средняя энергия излучения, МэВ/(Бк·с)		Дочерний радионуклид (выход)
			Характеристическое, $\gamma$ - и аннигиляционное излучение	$\beta$ -излучение, конверсионные электроны и электроны-Оже	
$^{125}\text{Cs}$	45 мин	$3\beta^+$	$6,77 \cdot 10^{-1}$	$3,45 \cdot 10^{-1}$	$^{125}\text{Xe}$ радиоакт.
$^{126}\text{Cs}$	1,64 мин	$3\beta^+$	1,08	1,46	$^{126}\text{Xe}$ стаб.
$^{127}\text{Cs}$	6,25 ч	$3\beta^+$	$4,11 \cdot 10^{-1}$	$2,91 \cdot 10^{-2}$	$^{127}\text{Xe}$ радиоакт.
$^{128}\text{Cs}$	3,9 мин	$3\beta^+$	$8,95 \cdot 10^{-1}$	$8,43 \cdot 10^{-1}$	$^{128}\text{Xe}$ стаб.
$^{129}\text{Cs}$	32,06 ч	$3\beta^+$	$2,80 \cdot 10^{-1}$	$1,77 \cdot 10^{-2}$	$^{129}\text{Xe}$ стаб.
$^{130}\text{Cs}$	29,9 мин	$3\beta^+$	$5,14 \cdot 10^{-1}$	$4,01 \cdot 10^{-1}$	$^{130}\text{Xe}$ стаб.
$^{131}\text{Cs}$	9,69 сут	$3\beta$	$2,28 \cdot 10^{-2}$	$6,60 \cdot 10^{-3}$	$^{131}\text{Xe}$ стаб.
$^{132}\text{Cs}$	6,475 сут	$3\beta^+, \beta^-$	$7,02 \cdot 10^{-1}$	$1,42 \cdot 10^{-2}$	$^{132}\text{Xe}$ стаб. (0,98); $^{132}\text{Ba}$ стаб. (0,02)
$^{134m}\text{Cs}$	2,9 ч	ИП	$2,67 \cdot 10^{-2}$	$1,11 \cdot 10^{-1}$	$^{134}\text{Cs}$ радиоакт.
$^{134}\text{Cs}$	2,062 лет	$3\beta^+, \beta^-$	1,55	$1,63 \cdot 10^{-1}$	$^{134}\text{Xe}$ стаб. ( $3 \cdot 10^{-6}$ ); $^{134}\text{Ba}$ стаб.
$^{135m}\text{Cs}$	53 мин	ИП	1,58	$3,64 \cdot 10^{-2}$	$^{135}\text{Cs}$ радиоакт.
$^{135}\text{Cs}$	$2,3 \cdot 10^6$ лет	$\beta^-$	–	$6,73 \cdot 10^{-2}$	$^{135}\text{Ba}$ стаб.
$^{136}\text{Cs}$	13,1 сут	$\beta^-$	2,15	$1,37 \cdot 10^{-1}$	$^{136}\text{Ba}$ стаб.
$^{137}\text{Cs}$	30 лет	$\beta^-$	–	$1,87 \cdot 10^{-1}$	$^{137m}\text{Ba}$ радиоакт. (0,946); $^{137}\text{Ba}$ стаб. (0,054)
$^{138}\text{Cs}$	32,2 мин	$\beta^-$	2,31	1,20	$^{138}\text{Ba}$ стаб.

Период полураспада изотопов цезия меняется в широком диапазоне от нескольких минут до 2,3 млн лет. Здесь же приведен выход дочерних радионуклидов цезия, которые образуются при его распаде (барий и ксенон). Барий является наиболее активным из всех щелочноземельных элементов. Он бурно реагирует с водой, образуя гидроксид. Большинство растворимых соединений бария являются сильно токсичными.

Выпавшие на поверхность почвы изотопы стронция активно включились в миграционные процессы в горизонтальном и вертикальном направлениях. Известны 19 нуклидов с массовыми числами 77–83, 85, 89–99. Радиоактивные изотопы стронция относятся к биологически значимым радионуклидам и обладают высокой токсичностью. Ядерно-физические характеристики изотопов стронция представлены в табл. 2 [3, 5].

Таблица 2

## Ядерно-физические свойства основных радиоактивных изотопов стронция

Радионуклид	$T_{1/2}$	Тип распада	Средняя энергия излучения, МэВ/(Бк·с)		Дочерний радионуклид (выход)
			Характеристическое, $\gamma$ - и аннигиляционное излучение	$\beta$ -излучение, конверсионные электроны и электроны-Оже	
$^{80}\text{Sr}$	100 мин	ЗЭ	$8,00 \cdot 10^{-3}$	$5,46 \cdot 10^{-3}$	$^{80}\text{Rb}$ радиоакт.
$^{81}\text{Sr}$	25,5 мин	ЗЭ, $\beta^+$	1,38	$9,96 \cdot 10^{-1}$	$^{81}\text{Rb}$ радиоакт.
$^{82}\text{Sr}$	25 сут	ЗЭ	$7,87 \cdot 10^{-3}$	$5,40 \cdot 10^{-3}$	$^{82}\text{Rb}$ радиоакт.
$^{83}\text{Sr}$	32,4 ч	ЗЭ, ИП	$7,79 \cdot 10^{-1}$	$1,49 \cdot 10^{-1}$	$^{83}\text{Rb}$ радиоакт.
$^{85m}\text{Sr}$	69,5 мин	ЗЭ	$2,19 \cdot 10^{-1}$	$1,22 \cdot 10^{-2}$	$^{85}\text{Sr}$ радиоакт. (0,879) $^{85}\text{Rb}$ стаб.
$^{85}\text{Sr}$	64,84 сут	ЗЭ, ИП	$5,11 \cdot 10^{-1}$	$8,97 \cdot 10^{-3}$	$^{85}\text{Rb}$ стаб.
$^{87m}\text{Sr}$	2,805 ч	ЗЭ	$3,20 \cdot 10^{-1}$	$6,69 \cdot 10^{-2}$	$^{87}\text{Rb}$ радиоакт. ( $3 \cdot 10^{-3}$ ) $^{87}\text{Sr}$ стаб. (0,997)
$^{89}\text{Sr}$	50,5 сут	$\beta^-$	$8,45 \cdot 10^{-1}$	$5,83 \cdot 10^{-1}$	$^{89}\text{Y}$ стаб.
$^{90}\text{Sr}$	29,12 лет	$\beta^-$	–	$1,96 \cdot 10^{-1}$	$^{90}\text{Y}$ радиоакт.
$^{91}\text{Sr}$	9,5 ч	$\beta^-$	$6,93 \cdot 10^{-1}$	$6,55 \cdot 10^{-1}$	$^{91m}\text{Y}$ радиоакт. (0,578) $^{91}\text{Y}$ радиоакт. (0,422)
$^{92}\text{Sr}$	2,71 ч	$\beta^-$	1,34	$1,96 \cdot 10^{-1}$	$^{92}\text{Y}$ радиоакт.

Период полураспада изотопов стронция меняется в широком диапазоне от 25,5 мин до 29,12 лет. Здесь же приведен выход дочерних радионуклидов стронция, которые образуются при распаде (рубидий и иттрий). Период полураспада рубидия-87 равен 48 млрд лет, иттрия-89 – 60,5 ч, иттрия-91 – 61 день. Радиоактивный иттрий-90 превращается в стабильный цирконий-90. В результате распада радиоактивные изотопы стронция преобразуются в стабильные стронций, рубидий, иттрий, цирконий и радиоактивный рубидий-87. Рубидий обладает высокой реакционной способностью, и на воздухе он мгновенно окисляется и воспламеняется, образуя надпероксид.

Проведенные исследования в Беларуси, России, Украине, Казахстане, США и других странах показали, что загрязненные территории являются источниками интенсивной миграции радионуклидов. Физико-химические характеристики почвы и радионуклидов являются определяющими факторами при выносе радионуклидов с загрязненных территорий: свойства выпадений, радиоактивный распад, константы устойчивости соединений химических элементов, деструкция матрицы выпадений в зависимости от степени окисления частиц и pH среды, растворение и выщелачивание радионуклидов. Результаты теоретических и экспериментальных исследований показали, что совокупность этих процессов необратимо ведет к созданию водорастворимых и обменных форм и создает условия для интенсивной миграции радионуклидов и актиноидов. Доля мобильной формы радионуклидов в почве может быть определена по формуле [6]

$$A_M = e^{-\lambda t} \left\{ \frac{\alpha(K_M - K_R)}{-K_M + K_F + K_R} [e^{-K_M t} - e^{-(K_F + K_R)t}] + \frac{K_R}{K_F + K_R} [1 - e^{-(K_F + K_R)t}] + (1 - \alpha)e^{-(K_F + K_R)t} \right\},$$

где  $\lambda$  – константа радиоактивного распада;  $\alpha$  – доля топливной компоненты в составе выпадений;  $K_M$  – константа скорости мобилизации;  $K_F$  – то же фиксации;  $K_R$  – то же ремобилизации.

Скорость ионного обмена, по экспериментальным данным, превышает остальные. Отношение удельной активности растения к удельной активности почвы за один вегетативный период в зависимости от вида почвы, радионуклида и растения находится в широких пределах и может быть более 20.

Особую опасность представляют чрезвычайные ситуации на загрязненных территориях (пылевые бури, наводнения, пожары, аварии на газопроводах, землетрясения, засуха и др.). Так, на Урале через десять лет после Кыштымской катастрофы (1967 г.) в засушливое лето в результате пылевых бурь с грязных территорий на чистые было перенесено более 600 тысяч Ки активности, что по масштабам соизмеримо с Чернобыльской катастрофой. В результате была загрязнена территория площадью 1800 км<sup>2</sup>. В основном с пылью переносились радиоактивные изотопы цезия и стронция. В результате лесных пожаров на загрязненных территориях происходит вторичный перенос радионуклидов с загрязненных территорий на чистые. Особенно остро эта проблема встала крайне засушливым летом 1992 г., которое сопровождалось выгоранием значительных лесных массивов, в том числе на территориях с плотностью загрязнения 40 Ки/км<sup>2</sup> и более. В предположении полного выгорания потенциальные возможности вторичного переноса радионуклидов в результате лесных пожаров на территориях с плотностью загрязнения свыше 15 Ки/км<sup>2</sup> оцениваются величиной около 35000 Ки [7]. За счет техногенной деятельности происходит организованный перенос радионуклидов на чистые территории. Экспериментальные измерения, проведенные в Тульской области показывают, что в условиях повсеместной распашки и эрозионно-денудационных процессов за десять лет произошла самопроизвольная миграция более 30 % запаса радионуклидов. При этом неравномерность поля радиоактивного загрязнения в сопряженных ландшафтах стала более заметной: уровни загрязнения аккумулятивных и денудационных геосистем отличаются в пять раз. Тестом техногенной миграции является превышение удельной активности многих очистных сооружений соответствующих показателей окружающей среды.

По проведенным оценкам, с загрязненных территорий Беларуси, России и Украины за 22 года после аварии произошла миграция более 100000 Ки активности. В связи с интенсивной миграцией в настоящее время белорусские и российские ученые выполняют работы по определению топливного, материального и радионуклидного балансов Чернобыльской катастрофы. Полученные результаты будут использованы для преобразования загрязненных территорий с учетом миграции в экологически безопасные системы и для разработки мер по радиационной защите Беларуси и России при событиях, которые могут привести к чрезвычайным ситуациям.

Каковы последствия неконтролируемой миграции? Рассмотрим официальные данные.

Радиационная обстановка в ряде пострадавших регионов до сих пор остается сложной, при этом не удалось в полной мере решить проблему производства сельскохозяйственной продукции, отвечающей действующим нормам радиационной безопасности. Существуют районы, где среднегодовые эффективные дозы дополнительного облучения за счет чернобыльских выпадений превышают 1 мЗв в год, что в соответствии с законодательством требует проведения защитных мер. В настоящее время главную дозовую нагрузку (более 80 %) жители загрязненных районов Беларуси, России и Украины получают за счет потребления продуктов питания местного производства, имеющих значительное загрязнение радионуклидами цезия-137 и стронция-90 [8].

Облучение щитовидной железы продолжается и после йодного периода, хотя и в меньших дозах, за счет внешнего и внутреннего облучения радиоактивным цезием. За послеварийный период коллективная доза облучения щитовидной железы радиоцезием у жителей республики составила более 21 тыс. чел-Гр.». «В Беларуси за послеварийный период заболеваемость раком щитовидной железы (РЩЖ) увеличилась в 88 раз по сравнению с доварийным периодом». В докладах медиков и специалистов Комчernoбыля констатируется, что число практически здоровых детей за эти годы уменьшилось с 85 (1985 г.) до 20 % (1999 г.) [9].

В 2000 г. службы Государственного радиационного контроля установили превышение допустимых уровней содержания стронция-90 в 90 % зерна в Хойникском, в 46 – в Брагинском, в 40 – в Наровлянском, в 30 % – в Калининковичском районах, и это требует немедленного прекращения производства мяса, молока, зерна на землях в этих хозяйствах. Из-за высокого содержания цезия-137 в основном дозообразующем продукте для сельских детей – молоке (в 2001 г. максимальные значения содержания цезия-137 в молоке в частном секторе достигают 1400–2600 Бк/л) – существует опасность накопления высоких уровней содержания цезия-137 в организме детей, что, вероятно, и является одной из главных причин резкого ухудшения их здоровья [10].

В ряде районов Брянской области доля грибов в общей дозе внутреннего облучения человека может достигать до 1 мЗв в год. А это значит, что только за счет частого потребления грибов суммарная доза облучения может увеличиваться в два раза.

Фактическое обследование детей на СИЧ в населенных пунктах Чернобыльских регионов Беларуси, проведенное Институтом радиационной безопасности «Белрад» (институт «Белрад») в 1996–2000 гг. (более 95 тыс. детей), выявило высокие уровни накопления цезия-137 в их организме и их жесткую корреляцию с уровнями загрязнения цезием-137 продуктов питания. По данным этого обследования, 70–90 % детей имеют накопление радиоцезия в организме более 15 Бк/кг, а во многих населенных пунктах – 200–400, в неблагополучных или многодетных семьях – 1500–2000, у некоторых детей Гомельской области – 1500–4000, в Наровлянском районе – до 6700–7300 Бк/кг. Даже в Минске измерение накопления цезия-137 в организме детей в 20 школах показало, что только у 10 % детей содержа-

ние цезия-137 было меньше 5–7 Бк/кг, а максимальные величины составляли 700–900 Бк/кг [9, 10].

Одним из наиболее очевидных отдаленных эффектов облучения является рост злокачественных новообразований. Была выявлена явная корреляция между полученной дозой и заболеваемостью лейкозами, раком молочной и щитовидной железы, желудка, ободочной кишки, множественной миеломой. В Республике Беларусь заболеваемость злокачественными новообразованиями почек увеличилась в 1995 г. по сравнению с 1976 г. у мужчин – в 4,0 раза, у женщин – в 2,8 раза, мочевого пузыря у мужчин – в 2,0 раза, у женщин – в 1,9 раза, прямой кишки у мужчин – в 2,1 раза, у женщин – в 1,4 раза, легких у мужчин – в 2 раза, щитовидной железы у мужчин – в 3,4 раза, у женщин – в 5,6 раза, ободочной кишки у мужчин и женщин – в 2,1 раза. Это привело к выраженному росту показателей смертности от рака. Среди многочисленных последствий Чернобыльской катастрофы особое беспокойство вызывают возможные генетические последствия [9–11].

Кроме того, на загрязненных территориях Беларуси, Украины и России имеет место сочетанное действие радиационных и химических факторов, которое приводит к синергизму и усиливает отрицательное воздействие на организм. Необходимо отметить, что для таких условий нет даже нормативных документов на допустимые уровни.

Медицинские последствия Чернобыльской катастрофы не ограничиваются чисто радиологическими. Она способствовала формированию у значительной части населения неадекватного восприятия радиационного риска, и как следствие – устойчивого психологического дискомфорта. Комплексное воздействие радиационных и нерадиационных факторов Чернобыльской катастрофы способствует ухудшению здоровья, что выражается в росте неонкологической заболеваемости.

Таким образом, самопроизвольная миграция с загрязненных территорий определяет поступление радионуклидов и актиноидов в продукты питания, облучение населения, оказывает и будет оказывать непосредственное воздействие на экосистемы в течение длительного времени. Без полной дезактивации почв невозможно решение проблемы реабилитации территорий и безопасного проживания населения. Решение этих задач соответствует рекомендациям Международной конференции «Двадцать лет Чернобыльской катастрофы» по разработке долгосрочной стратегии реабилитации территорий, загрязненных радионуклидами (г. Киев, 24–26 апреля 2006 г.).

Главное внимание по ликвидации последствий Чернобыльской катастрофы уделялось переселению населения из пострадавших районов и обеспечению производства чистой продукции на загрязненных территориях. Для этой цели в почву вносились органические и минеральные удобрения, которые должны были стабилизировать радионуклиды и актиноиды и уменьшить их вынос в растения. Уже в 1999 г. в материалах научно-практической конференции «Проблемы ведения агропромышленного производства на радиоактивно загрязненных землях в отдаленный после Чернобыльской катастрофы период» было отмечено, что эффективность этих мер подошла к своему пределу и они уже не приводят к дальнейшему уменьшению величины дозовой нагрузки на население. Такая стратегия

была направлена на сохранение радионуклидов в почве и отодвигала сроки преобразования загрязненных территорий в экологически безопасные системы в неопределенное будущее.

Для дезактивации небольших территорий детских садов, школ, больниц применялось снятие грунта с последующим захоронением. Работы по очистке больших территорий, к сожалению, не выполнялись.

Нами были проанализированы следующие возможные методы реабилитации почв:

- механический способ дезактивации, который включает снятие и дальнейшее захоронение загрязненного слоя почвы, засыпку почвы слоем чистого грунта, глубокую вспашку или переворот пласта;
- физический (безреагентный) метод, включающий приемы очистки с удалением из почв и грунтов загрязненной фракции. Процесс происходит без применения химических реагентов, что позволяет сохранить плодородие почвы и удешевить сам процесс дезактивации;
- физико-химический (с применением реагентов) метод содержит способы очистки с выделением загрязненной фракции грунта и ее дальнейшей обработкой химическими реагентами. Эти реагенты могут быть как безопасными для почвы (например, фульвокислоты), так и иметь серьезные последствия для дальнейшего использования почв в сельском хозяйстве (минеральные кислоты);
- электрокинетический способ очистки с помощью выделения токсичных частиц грунта под воздействием электрического поля;
- биологический способ очистки грунта с использованием микроорганизмов, способных преобразовать токсичные соединения в нетоксичные или поглощать токсичные радионуклиды, что, однако, потребует в дальнейшем сбора микроорганизмов.

Проведенный нами анализ методов дезактивации показал, что они непригодны для очистки больших территорий, загрязненных вредными веществами.

В последнее время усилия ученых разных стран сосредоточены на разработке методов возрождения земель, выведенных из обычного хозяйственного использования, и преобразования их в экологически-безопасные системы с помощью растений-гипераккумуляторов. Для сертификации растений применительно к конкретным радионуклидам и актиноидам, видам почв, климатическим условиям и определения их реабилитационных характеристик в ОИЭЯИ – Сосны НАН Беларуси созданы база данных и математические модели по миграции радионуклидов в системе «воздух – почва – растение – утилизация», составлен реестр научных центров, которые создают технологии реабилитации больших загрязненных территорий. Сегодня уже известно более 350 видов растений, которые способны аккумулировать в своих тканях громадное количество различных загрязнителей. Например, дикая горчица накапливает в своих тканях никеля в 1000 раз больше, чем другие растения.

Доступность для растений тяжелых металлов, связанных с частицами почвы, повышают и находящиеся в мембранах корневых клеток ферменты редуктазы. Установлено, что у растений, испытывающих недостаток определенных элементов, повышается способность восстанавливать ионы этих

элементов. Корни некоторых растений при недостатке железа могут повышать кислотность почвы, в результате чего его соединения переходят в растворимое состояние. Малорастворимые соли тяжелых металлов перемещаются по сосудистой системе в виде комплексных соединений.

В США выявлено, что растения семейства Brassicaceae способны адсорбировать металлы в корневой системе и затем переводить их в стебельную часть, извлекая таким образом загрязнители из почвы. Украинское государственное специальное предприятие «Техноцентр» разрабатывает проект по дезактивации загрязненной территории с помощью специальных растений. Успешный опыт экспериментов позволит применять данный метод на территории Украины, загрязненной радионуклидами. Белорусские ученые сотрудничают с украинскими специалистами по этому научному направлению. На загрязненной территории в Житомирской области начат эксперимент по очистке почвы от цезия-137 с помощью рапса. Работы проводят Ассоциация «Чернобыль – Тюбо» (Япония), Житомирский агроэкологический университет и украинско-японский фонд «Заложники Чернобыля». Работы проводятся на опытном участке с мощностью экспозиционной дозы более 300 микрорентген в час.

Американский объединенный институт энергии и окружающей среды также ведет работы по методам дезактивации с помощью специальных растений. Американские ученые утверждают, что можно достигнуть коэффициентов накопления для цезия 8000 при использовании специальных химических добавок, активизирующих процесс экстракции. Фирма Phytotech (USA) предлагает технологию фитоэкстракции радионуклидов и актиноидов из почвы, которая состоит из набора определенных видов растений и агрокультуры.

В Беларуси совместно с российскими учеными выполнен международный проект ISTC-B-247 «Реабилитация объектов окружающей среды, загрязненных радионуклидами». На экспериментальных участках определены коэффициенты накопления, распределение активности по вегетативным органам растений, пути увеличения коэффициентов накопления за счет введения в почву стимулирующих веществ, которые образуют с радионуклидами и актиноидами устойчивые, но растворимые комплексные соединения, доступные для корневой системы.

Вынос радионуклидов растениями в наземную биомассу является не только функцией урожайности культуры и ее поглотительной способности, выражаемой через коэффициенты перехода, но и функцией биодоступности радионуклидов, т. е. их подвижности в почве. Радиостронций стабилизируется в почве в обменном состоянии и эффективно выносится в наземную биомассу. При этом *Polygonum Sachalinense* F. Schmidt может обеспечить вынос за один период вегетации до 30 % радиостронция.

В табл. 3 представлены экспериментальные значения коэффициентов накопления стронция-90 для различных органов растений горца сахалинского.

Анализ экспериментальных данных показал, что основная часть вредных веществ аккумулируется биомассой в начале вегетативного периода. Это позволяет увеличить вынос вредных веществ за счет возможного двойного снятия урожая биомассы за один год.

Таблица 3

**Коэффициенты накопления стронция-90 Polygonum Sachalinense F. Schmidt**

Вариант отбора	Стронций-90		
	Стебли	Листья	Среднее
Контроль	12,4	7,7	9,3
N120P90K120	12,8	10,2	11,1
N240P90K120	23,6	16,5	19,0

Растения-гипераккумуляторы могут эффективно извлекать из почвы радионуклиды, актиноиды, тяжелые металлы и другие вредные вещества. Немецкие ученые разрабатывают методы применения сахалинской гречихи *Polygonum Sachalinense F. Schmidt* для очистки территорий от свинца, кадмия и цинка. Получены следующие экспериментальные результаты: при урожае 300 т биомассы с 1 г земли за один год извлечено 1,3 кг кадмия, 24 кг свинца, 322 кг цинка. В табл. 4 представлены коэффициенты перехода тяжелых металлов в *Polygonum Sachalinense F. Schmidt*. Такая технология также может быть использована для очистки почв возле шоссе дорог от окислов свинца [12].

Таблица 4

**Коэффициенты перехода тяжелых металлов (кадмий, никель, цинк) в растения Polygonum Sachalinense F. Schmidt**

Показатель	Концентрация кадмия в почве, мг/кг				
	0,2	1,8	8	17	72
Коэффициент перехода	200	20	15	6	2,5

Ученые Ивановского государственного химико-технологического института ведут работы по очистке почвы с помощью растений от свинца, ртути, цинка и других токсичных металлов. Белорусские ученые провели лабораторное изучение метода фиторемедиации загрязненных тяжелыми металлами земель на основе растения-гипераккумулятора *Thlaspi caerulescens*. В Англии, в районе АЭС Брэдуэлл для очистки загрязненных почв от радионуклидов после аварии используются карликовый шпинат и индийская горчица. За один год удельная активность почвы уменьшилась на 20 %.

Одним из условий внедрения биотехнологий для фиторемедиации почвы является выбор и экспериментальная проверка дополнительных мер, позволяющих интенсифицировать и управлять корневым поглощением и аккумулярованием фитомассой радионуклидов в системе «почва – растение».

Использование синтетических регуляторов роста способствует фосфат-мобилизирующей активности почвенной микрофлоры – микозных грибов, а также бактерий, которые синтезируют органические кислоты, повышая тем самым растворимость и соответственно доступность для растений труднорастворимых соединений почвы. Применение биостимуляторов роста обеспечивает увеличение урожайности сельскохозяйственных растений в 2–3 раза. Тем самым их применение потенциально может обеспе-

чить требуемую интенсификацию корневого поглощения радионуклидов в 6–10 раз. Использование новых синтетических регуляторов роста стимулирует развитие корневой системы растений и увеличивает урожайность посева по надземной биомассе. Это должно способствовать увеличению способности растений «перехватывать» радионуклиды, мигрирующие сквозь корнеобитаемый слой и соответственно может обеспечить возрастание фитодеконтаминационного эффекта [13].

Большой интерес вызывают работы Института сорбции и проблем энтоэкологии НАН Украины. В своем эксперименте украинские ученые исследовали два вида растений: горчицу и амарант, которые, как известно из предыдущих исследований, имеют способность аккумулировать цезий-137. В экспериментах использовали шесть разных видов сорбционных материалов: активированный уголь, клиноптиллолит, их смесь 1:1, палыгорскит, модифицированный ферроцианидом, ЭДТА, титан-силикатный сорбент. Природа сорбентов, вводимых в почву, существенно влияет на способность растений аккумулировать Cs-137 и Sr-90. Более высокий уровень накопления радионуклидов характерен для амаранта, он более чем в два раза превышает тот же показатель для горчицы. Внесение углерод-минеральных добавок еще в большей мере повышает степень накопления Sr-90 [14].

Йоркские исследователи разрабатывают метод встраивания бактериального гена, содержащего информацию о ферменте, разлагающем вредные вещества, в геном растений, что позволит очищать большие площади за небольшое время. Они модифицировали геном арабидопсиса (*Arabidopsis thaliana*, резушка Таля), широко используемого в качестве экспериментальной растительной модели. Группа Нейла Брюса в сотрудничестве с коллегами из Вашингтонского университета планирует заняться разработкой других генетически модифицированных растений, которые могли бы быть использованы в качестве эффективных очистителей почвы, в том числе тополя, осины и вечнозеленых трав. Ученые считают, что можно создать растения, способные эффективно очищать почву практически от любых загрязнителей.

## ВЫВОДЫ

1. Загрязненные радионуклидами территории были, есть и длительное время будут реальными источниками радиационной опасности, так как по своей сущности являются источниками ионизирующих излучений без каких-либо средств физической защиты, локализации и контроля. Значительная часть загрязненной территории трех республик по удельной активности является радиоактивными отходами и в соответствии с нормативными документами почва с этих территорий должна находиться в специальных пунктах хранения.

2. Единственным реальным способом обеспечения радиационной безопасности жителей Беларуси, Украины и России является полная экстракция радионуклидов, актиноидов и продуктов их распада из почвы загрязненных территорий, переработка радиоактивной биомассы и захоронение отходов в соответствии с существующими правилами.

3. Полная дезактивация и преобразование загрязненных территорий в экологически безопасные системы реальна и может быть осуществлена с помощью растений-гипераккумуляторов.

4. Растения-гипераккумуляторы должны удовлетворять следующим требованиям:

- обладать высокой сорбционной способностью;
- иметь широко развитую корневую систему;
- быть многолетней культурой;
- обладать высоким урожаем биомассы;
- иметь большие коэффициенты накопления;
- иметь возможность повышения экстракции с помощью генетических методов.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Ядерная безопасность 4-го блока ЧАЭС / Г. А. Шароваров [и др.] // Весці акадэміі навук БССР. Сер. Фіз.-энерг. навук. – 1991. – № 4. – С. 14–20.
2. Экологические, медико-биологические и социально-экономические последствия катастрофы на ЧАЭС в Беларуси / под ред. акад. Е. Ф. Конопки, проф. И. В. Ролевича. – Минск: Министерство по чрезвычайным ситуациям и защите населения от последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС Республики Беларусь, Институт радиобиологии Академии наук Беларуси, 1996. – 280 с.
3. Горбачева, Н. В. Анализ закономерностей формирования радионуклидного состава ядерного топлива на основе концепции информационных моделей / Н. В. Горбачева, Г. А. Шароваров. – Минск, 2004. – 34 с. (Препринт / НАН Беларуси, Институт радиологических проблем; ОИЭЯИ-16).
4. Василенко, И. Я. Радиоактивный цезий / И. Я. Василенко, О. И. Василенко // Энергия: экономика, техника, экология. – 2001. – № 7. – С. 16–22.
5. Василенко, И. Я. Радиоактивный стронций / И. Я. Василенко, О. И. Василенко // Энергия: экономика, техника, экология. – 2004. – № 4. – С. 26–32.
6. Долин, В. Д. Самоочищение наземных экосистем украинского полесья от радиационного загрязнения: автореф. дис. ... д-ра геолог. наук / В. Д. Долин; учеб. завед. к., 2004.
7. Молодых, В. Г. Радиоэкологические последствия лесных пожаров / В. Г. Молодых. – Минск, 1993. – 17 с. – (Препринт / НАН Беларуси, Институт радиологических проблем; ИРЭП-4).
8. Яблоков, А. В. Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы / А. В. Яблоков, В. Б. Нестеренко, А. В. Нестеренко. – СПб.: Наука, 2007. – 375 с.
9. Матеріалы інформаційного бюлетеня № 20 [Електронний ресурс] / Радиационный мониторинг жителей и их продуктов питания в Чернобыльской зоне Беларуси из серии «Чернобыльская катастрофа». – Минск, 2001. – Режим доступа: <http://www.belradinstitute.boom.ru>
10. Нестеренко В. Б. Меры радиационной защиты населения Беларуси после Чернобыльской катастрофы: доклад на Международной конференции «Медицинские последствия Чернобыльской катастрофы: итоги 15-летних исследований», 4–8 июня 2001 года, Киев, Украина [Электронный ресурс] – Режим доступа: <http://www.belradinstitute.boom.ru>
11. Бандажевский, Ю. И. Медико-биологические эффекты инкорпорированного в организм радиоцезия / Ю. И. Бандажевский. – Минск: Белрад, 2000. – 70 с.
12. Metz, R. Sachalinkneterich (Polygonum oder Reynourtia sachalinense) – eine alternative Pflanze zur Dekontamination von Schwermetallbelasteten Rieselfeldern? / R. Metz, V. M. Wilke // VDLUFA Schriftenreihe «Alternativen in der Flächennutzung, der Erzeugung und Verwertung landwirtschaftlichen Producten». – 1994. – № 38. – S. 773–776.
13. Salt, D. E. Phytoremediation Annu. Rev. Plant Physiol 49 / D. E. Salt, R. D. Smith, J. Raskin. – 1998. – P. 82–84.
14. Шевец, Д. Полифункциональные сорбенты для решения проблем зоны отчуждения [Электронный ресурс] // Національна академія наук України – Чорнобіл: зб. наук. пр. / НАН України. Нац. б-ка України ім. В. І. Вернадського; Редкол.: О. С. Онищенко (гол.) та ін. – К., 2006. – Режим доступа: <http://www.nbu.gov.ua/books/2006'chernobyl/shd.pdf>

Поступила 6.06.2008