

## 4. РАДИОЭКОЛОГИЯ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

### 4.1 Радиоактивное загрязнение лесных экосистем

Первичное загрязнение экосистем произошло после испытания ядерного и термоядерного оружия. Радионуклиды равномерно оседали по всей территории Республики Беларусь и, в том числе и на лесные экосистемы (испытания проводились в стратосфере).

Повторное загрязнение произошло после аварии на ЧАЭС. Значительное количество радиоактивных выбросов в зонах загрязнения аккумулировали лесные массивы, которые оказались природным барьером на пути распространения радиоактивных аэрозолей. Общая площадь загрязнения лесов в Беларуси составила 17198 тыс. га, или 25,6 %. Из 88 лесхозов 49 загрязнено, более 200 тыс. га леса было выведено из оборота. Были загрязнены леса со зрелой древесиной, семенные заказники, плантации ели и сосны и др.

Максимальное загрязнение лесов произошло в Гомельской области – 55 %, Могилевской – 49 %, Брестской – 13 %, Гродненской – 15 %; минимальное – в Минской – 4 % и Витебской – 1 %.

Поведение радионуклидов в лесах Беларуси изучается сотрудниками института леса, экспериментальной ботаники, сотрудниками Полесского радиоэкологического заповедника. Основной сбор информации осуществляется в БелЛесРад.

В первые дни аварии около 80 % радионуклидов было задержано кронами деревьев, около 20 % радионуклидов осело на почвенный покров. Сосновые леса задержали в 2–3 раза больше радионуклидов, чем лиственные, это было связано с отсутствием листьев на лиственных породах. Максимальная мощность дозы в сосновых лесах составляла около 7000 Р/час, в лиственных до 3000 Р/час. Суммарная площадь загрязнения почвы составила 2–4 тыс. км<sup>2</sup> (цезий, стронций, церий, рутений), а с учетом других радионуклидов – 4–11 тыс. км<sup>2</sup>.

До аварии на ЧАЭС мощность дозы в лесах не превышала 15 мкР/час и была максимальной в северной части. Загрязнение <sup>137</sup>Cs составляло 0,1 Ки/км<sup>2</sup>, <sup>90</sup>Sr – 0,04 Ки/км<sup>2</sup>.

Мощность дозы является основанием для составления карт радиоактивного загрязнения леса. В настоящее время карты составляются с помощью аэросъемки. Картографирование радиоактивного загрязнения и зонирования территории лесного фонда осуществляется только по <sup>137</sup>Cs – это основной дозообразующий радионуклид лесного фонда.

Согласно закону Республики Беларусь «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на ЧАЭС» выделяют 4 зоны радиоактивного загрязнения лесов <sup>137</sup>Cs:

1. Плотность загрязнения 1–5 Ки/км<sup>2</sup> – эта зона разделяется на 2 подзоны:

- А – 1–2 Ки/км<sup>2</sup>

- Б – 2–5 Ки/км<sup>2</sup>

2. Плотность загрязнения 5–15 Ки/км<sup>2</sup>

3. Плотность загрязнения 15–40 Ки/км<sup>2</sup>

4. Плотность загрязнения более 40 Ки/км<sup>2</sup>

Название зон соответствует названию зон радиоактивного загрязнения территорий. 72 % территории фонда имеет загрязнение менее 5 Ки/км<sup>2</sup>, 8 % – 5–15 Ки/км<sup>2</sup>, 10 % – более 15 Ки/км<sup>2</sup>. Более 90 % лесов имеет загрязнение от 1–15 Ки/км<sup>2</sup>.

К особенностям загрязнения лесов относят большую неравномерность распределения <sup>137</sup>Cs по поверхности не только больших территорий (лесхоз), но и в пределах лесничеств, кварталов и пунктов первичного наблюдения. В пунктах первичного наблюдения осуществляются все процессы, предусмотренные при радиационном мониторинге леса (определяется мощность дозы, изучается вертикальная миграция по профилю, определяется содержание <sup>137</sup>Cs в древесных породах и их органах, а также в подлеске, подросте и надпочвенном покрове).

Для количественной характеристики радиационного загрязнения территории лесхозов используется **коэффициент тяжести**, величина которого изменяется от 1–500.

При градации лесхозов по данному показателю учитывается загрязнение всей площади лесхоза, средняя плотность загрязнения лесхоза, возможность осуществления хозяйственной деятельности. Максимальный коэффициент тяжести 500 и более в Краснопольском, Чечерском, Чериковском и Ветковском лесхозе. Ведение лесного хозяйства осуществляется согласно Правилам ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения.

По состоянию на 1.01.2022 г. в Республике Беларусь территория лесного фонда, отнесенная к зонам радиоактивного загрязнения, составляет более 1,5 млн. га или 16 % общей площади. Уменьшение площади лесов в зонах радиоактивного загрязнения обусловлено радиоактивным распадом цезия-137. Основная доля загрязненных радионуклидами лесов находится в ведении Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь (82 %) и Департамента по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС Министерства по чрезвычайным ситуациям (14,1 %). Территории лесного фонда отнесены к зонам радиоактивного загрязнения в 44 лесхозах (206 лесничествах).

Наибольшая часть (69,8 %) территорий радиоактивного загрязнения лесного фонда отнесена к I зоне с плотностью загрязнения почв цезием-137 от 1 до 5 Ки/км<sup>2</sup> и II (5–15 Ки/км<sup>2</sup>) (21,8 %), остальные – к III и IV зонам (15–40 Ки/км<sup>2</sup>) и (40 Ки/км<sup>2</sup> и более).

Контроль радиоактивного загрязнения территории лесного фонда Минлесхоза осуществляется службой радиационного контроля. Ежегодно проводится радиационное обследование земель лесного фонда для определения площади зон радиоактивного загрязнения. К таким зонам относятся территории с плотностью загрязнения почв цезием-137 1 Ки/км<sup>2</sup> и более.

18 июля 1988 года в белорусской части зоны отчуждения Чернобыльской АЭС был организован **Полесский государственный радиационно-экологический заповедник (ПГРЭЗ)**. Он расположился на территории трёх наиболее пострадавших от аварии районов Гомельской области — Брагинского, Наровлянского и Хойникского.

Заповедник образован с целью осуществления комплекса мероприятий по предотвращению выноса радионуклидов за пределы его территории, изучения состояния природных растительных комплексов, животного мира, ведения радиационно-экологического мониторинга, проведения радиобиологических исследований.

Леса занимают 56 % общей площади заповедника. Главная водная артерия заповедника – р. Припять – пересекает его с северо-запада на юго-восток на протяжении более 80 км. Значительная территория подверглась вторичному заболачиванию. Болота составляют 15 % площади. ПГРЭЗ играет исключительно важную роль для сохранения биоразнообразия Полесского региона, Республики Беларусь и Восточной Европы, чему способствует отсутствие населения, полное прекращение хозяйственной деятельности. Отсутствие антропогенного воздействия на экосистемы привело к активизации сукцессионных процессов (смены биоценозов). Активно протекают процессы зарастания бывших сельскохозяйственных угодий, мелиоративных систем, дорог, происходит вторичное заболачивание, заустаривание лугов. Все это обуславливает не только высокую численность обычных видов животных, но и формирование устойчивых популяций редких видов животных и растений, обеспечивает их сохранность. К настоящему времени на территории заповедника зарегистрировано 59 видов млекопитающих, что составляет 78 % видового состава млекопитающих Беларуси. Среди них 55 видов аборигенных, 4 вида интродуцированы. Из 13 видов земноводных Беларуси в заповеднике обитает 11, из 7 видов пресмыкающихся отмечены все.

Особое значение в поддержании биоразнообразия региона имеет охрана редких видов. Из включенных в Красную книгу Республики Беларусь наземных позвоночных животных на территории заповедника установлено обитание 11 видов из 6 отрядов млекопитающих (100 %) (среди них зубр, медведь, барсук, рысь, соя), 60 видов птиц (85,7 %), двух видов пресмыкающихся и одного – земноводных. Многие из них включены в Красный список Международного союза охраны природы. В 2005 г. заповедник получил статус международного значения как территории, важной для птиц.

#### 4.2 Миграция радионуклидов в лесных экосистемах

В лесных экосистемах миграция, распределение и накопление радионуклидов имеют свои особенности. Весной 1986 г. радионуклиды топливной и аэрозольной компонент осели на кроны деревьев, траву и почву. После этого началось очищение крон деревьев от радионуклидов при сдувании их ветром, при смыве осадками и при естественном опадении листьев, хвои и других органов деревьев. В результате этих процессов радионуклиды поступали в почву. Период получищения крон соснового леса составил 150–300 дней, лиственного леса 100–150 дней. В начальный период преобладала миграция «сверху-вниз», т. е. с крон деревьев под полог леса. На интенсивность миграции влияли сезонные и погодные условия. При этом выделяют 3 способа миграции:

1. Прямой сток радионуклидов с крон деревьев (при сдувании ветром и смывании осадками).
2. Сток радионуклидов по стволу дерева (с осадками).
3. Сток радионуклидов с опадом (с листвой, хвоей, ветками).

При опадении листвы миграция происходит в 3 раза интенсивнее, чем при стоке с кроной и в 20 раз интенсивнее, чем при стоке по стволу.

Через некоторое время основная масса радионуклидов концентрируется в верхней органической части или в подстилке (до 90 %). Затем начинается миграция из подстилки в минеральные слои почвы. Продолжительность этого процесса в хвойных лесах 3–5 лет, в лиственных — 1 год. На миграцию радионуклидов вглубь по профилю почвы влияют следующие факторы:

- плотность загрязнения лесного массива (с увеличением плотности загрязнения миграция возрастает);
- химические свойства радионуклидов (интенсивность миграции стронция-90 значительно выше, чем цезия-137, так как стронций-90 находится в более подвижных формах);
- толщина и степень сформированности лесной подстилки (в более старых лесах с мощной и хорошо минерализованной подстилкой миграция замедляется, в молодых лесах с плохо разложившейся подстилкой идет активнее);
- состав и возраст насаждений (в лиственных лесах происходит ежегодный сброс листьев и быстрая минерализация опада, сопровождающаяся высвобождением радионуклидов из опада и перемещением их в верхние слои почвы);
- гранулометрический состав почвы (в лесах, произрастающих на песчаных и торфяных почвах, миграция интенсивнее);
- режим увлажнения (на гидроморфных почвах с хорошим торфяным слоем идет активная миграция из

подстилки в минеральные слои почвы).

За время, прошедшее после катастрофы на ЧАЭС, радионуклиды опустились в глубину почвы максимум до 30–35 см. Основная часть их (45–95 %) в почве находится в фиксированной форме в нижних слоях подстилки и в верхних минеральных слоях почвы (1–5 см). На гидроморфных почвах преобладают обменная и подвижная формы  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

#### 4.3 Накопление радионуклидов компонентами лесных фитоценозов

В древесную растительность радионуклиды поступают двумя путями – через вегетирующие органы – *аэральным путем* и через корни – *корневой путь*. При аэральном пути поступления оказывает влияние количество выпавших радиоактивных осадков, размер радиоактивных частиц, форма выпадения и свойства радионуклидов, распределение радионуклидов в кроне деревьев, биологические особенности растений, фаза развития растений, сезон года.

Поступление радионуклидов из почвы зависит от плотности загрязнения леса и форм нахождения радионуклидов в почве, почвенных и климатических условий, места произрастания, типа и структуры биоценоза, биологических особенностей и возраста леса.

В лесном фитоценозе максимальная концентрация радионуклидов у растительности нижнего яруса (лишайники, мхи, грибы), минимальная – у растительности древесного верхнего яруса. Травянистые виды – кустарники, подлесок и подрост занимают промежуточное положение. Большинство радионуклидов концентрируется в корнях и слабо переходит в наземную часть, за исключением цезия и стронция.

**По накоплению древесными растениями цезия-137 в древесине установлен следующий убывающий ряд: осина > береза > сосна > ель > дуб > ольха. По накоплению стронция-90 — осина > береза > ольха > ель > сосна > дуб.** Установлено, что береза поглощает из почвы цезия-137 в 2–18 раз, а стронция-90 в 13 раз больше, чем сосна. У деревьев максимальное количество радионуклидов сосредоточено в коре, минимальное — в древесине. Степень накопления в древесине зависит от ее строения. Больше радионуклидов накапливают деревья с заболонной древесиной (осина, береза), меньшее накопление у деревьев с ядровой древесиной (дуб, сосна). Концентрация радионуклидов снижается от периферии к центру ствола.

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в лесных грибах и ягодах, как правило, в 20–50 раз выше, чем его содержание в продуктах сельскохозяйственного производства. Вклад грибов и ягод в долю облучения населения может составлять 50–60 %. Грибы накапливают в 10 и 100 раз больше  $^{137}\text{Cs}$ , чем растения, с которыми они находятся в симбиозе, и на 1–2 порядка больше, чем концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в почве. Основной минеральный элемент золы грибов – это калий (до 56 %). Высокое содержание  $^{137}\text{Cs}$  в грибах также объясняется, тем, что мицелий грибов располагается в наиболее загрязненных нижних слоях подстилки и в верхних слоях почвы, в местах с максимальной концентрацией  $^{137}\text{Cs}$ . Дефицит калия в лесных почвах приводит к высокому поступлению цезия-137 в грибницу. Грибница располагается в зоне всасывания корневых систем симбиотических растений. Корневые выделения способствуют растворению труднодоступных почвенных соединений, также они хорошо растворяют и коллоидные соединения цезия-137 с органическим веществом. Подвижность и доступность  $^{137}\text{Cs}$  очень высокая.

По накоплению цезия-137 в плодовых телах грибы разделяются на 4 группы: слабо накапливающие (опенок осенний); средне накапливающие (подберезовик, белый гриб, лисичка, рядовка); сильно накапливающие (груздь черный, сыроежки всех видов); аккумуляторы радиоцезия (гриб польский, масленок, волнушка). В шляпках накапливается цезия-137 в 1,5–3 раза больше, чем в ножках.

**По накоплению радиоцезия лесные ягоды располагаются в следующем убывающем порядке: черника > голубика > брусника > клюква > земляника.** В ягодах концентрация радионуклидов в 2–3 раза меньше, чем в стеблях и листьях.

В зонах радиоактивного загрязнения сбор лекарственного сырья осуществляется согласно Календарю сбора лекарственного и технического сырья, который опубликован в Правилах ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами территориях. Основное влияние на накопление  $^{137}\text{Cs}$  оказывают биологические особенности и условия произрастания. Много цезия-137 содержится в побегах багульника, листьях черники и брусники, коре дуба и крушины, траве зверобоя, толокнянки, хвоща и пижмы, в спорах плауна булавовидного. Высокое содержание  $^{137}\text{Cs}$  отмечается у лекарственных грибов (чага, гриб веселка). Максимальные коэффициенты перехода у душицы обыкновенной, мяты лекарственной, эхинацеи. Минимальные коэффициенты перехода у лопуха анисового, пустырника и иссопа. Установлено, что содержание цезия в готовых лекарственных формах пропорционально его удельной активности в сырье и пропорционально концентрации отвара или настоя, т.к.  $^{137}\text{Cs}$  легко переходит из сырья в настой и отвары.

**Сбор грибов, ягод, заготовка лекарственного сырья разрешены в лесах при плотности загрязнения до 2 Ки/км<sup>2</sup>. Рубка леса производится в зоне загрязнения до 15 Ки/км<sup>2</sup> по традиционным технологиям, а в зоне 15–40 Ки/км<sup>2</sup> по специальным технологиям. В зоне свыше 40 Ки/км<sup>2</sup> рубку не производят.**

Накопление стронция в компонентах леса изучено меньше. Установлено что  $^{90}\text{Sr}$  распространяется более

равномерно по всем элементам фитоценоза. Более интенсивно он накапливается в отмерших и стареющих элементах, минимально в древесине.

При отмирании травянистой и древесной растительности радионуклиды возвращаются в почву и включаются в процессы миграции.

## **5. РАДИОЭКОЛОГИЯ ЛУГОВЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ**

### **5.1 Радиоактивное загрязнение луговых фитоценозов**

Естественные луговые ценозы используются для заготовки кормов и выпаса скота. Луга постоянно заняты травами и являются дешевым источником кормов. В рационе кормления крупного рогатого скота хозяйств Гомельской и Могилевской областей сено естественных сенокосов может составлять 30–40 %, а зеленая масса до 55 %.

В структуре кормовых угодий пойменные луга занимают 12,3 % от общей площади сенокосов и пастбищ. Они сосредоточены в наиболее загрязненных областях, при этом в Гомельской области они составляют 13,1 %, в Могилевской – 12,6 % и в Брестской – 9,0 % от общей площади землепользования.

При выпадении радиоактивных осадков радионуклиды в составе аэрозолей и частиц различного происхождения оседают на вегетативные органы растений и почвенный покров лугового фитоценоза. Под действием естественных природных явлений и процессов (сдувание ветром, смыв осадками, отмирание наземных органов) радионуклиды попадают в верхний слой почвы, где включаются в миграционные процессы. В почве радионуклиды перераспределяются между твердой и жидкой фазами почвы и перемещаются вглубь по профилю почвы в результате конвективного переноса (передвижение с почвенной влагой), диффузии и других процессов, достигая зоны расположения корней. Растительность природно-растительных комплексов (луга, леса) аккумулирует в своих органах 2–5 % радионуклидов от их содержания в почве.

### **5.2 Поведение радионуклидов в почве луговых фитоценозов**

Радионуклиды, поступившие в почву, не изменяют физико-химического состава почвы и с течением времени распределяются в 30-сантиметровом слое. В почве радионуклиды включаются в различные процессы, среди которых наибольшее значение имеют сорбция и миграция. Радионуклиды вступают в физико-химические реакции взаимодействия с почвенно-поглощающим комплексом (ППК), усваиваются почвенными микроорганизмами, образуют нерастворимые и растворимые в почвенном растворе соли и коллоидные соединения, что сопровождается трансформацией форм их соединений, изменением миграционной подвижности и биологической доступности для корневых систем растений. Поглощение радионуклидов ППК определяется процессами распределения между двумя основными фазами почвы – твердой и жидкой.

На подвижность радионуклидов в почве оказывает влияние ряд факторов, таких как физико-химическая характеристика радионуклидов, время и формы нахождения в почве, свойства почвы, погодноклиматические условия, тип растительного покрова.

Среди физико-химических характеристик наибольшее влияние на поведение радионуклидов в почве оказывают свойства радиоактивных выпадений и равномерность распределения их в почве, степень дисперсности и растворимость выпадений, атомная масса и величина заряда иона радионуклида, способность радионуклида образовывать комплексные и нерастворимые соединения, а также способность радионуклидов к изоморфному замещению элементов в почвенных минералах. Радионуклиды, поступившие в почву в водорастворимой форме и в составе тонкодисперсных радиоактивных частиц, активно и быстро включаются в почвенные процессы. При этом одновалентные ионы радиоцезия вступают в ионно-обменные реакции с ионами глинистых частиц ППК, где прочно фиксируются, изоморфно замещая калий в кристаллических решетках. Ионы двухвалентного стронция-90 практически не участвуют в таких ионно-обменных реакциях, поэтому стронций-90 не поглощается ППК и находится в почве в подвижном состоянии.

Из свойств почвы наибольшее влияние на сорбцию оказывают агрохимические показатели (кислотность почвенного раствора, емкость поглощения и состав обменных катионов, содержание органического вещества), а также минералогический и гранулометрический состав почвы. Определяющую роль при взаимодействии радионуклидов с почвой играет поглотительная способность почвы, т. е. способность почвенных частиц поглощать ионы химических элементов из почвенного раствора и удерживать их в связанном состоянии.

Обменное поглощение оказывает основное влияние на поведение радионуклидов в почве. Процессы обменного поглощения происходят на поверхности частиц. Обменное поглощение радионуклидов подчиняется основным закономерностям ионного обмена.

После поглощения катиона радионуклида почвенно-поглощающим комплексом он может снова вытесняться в почвенный раствор из ППК. Реакция обмена происходит до установления равновесия, которое может смещаться при изменении состава катионов почвенного раствора. Изменение концентрации

ионов почвы может существенно влиять на распределение ионов радионуклидов в почве (например, при внесении минеральных удобрений).

Гранулометрический состав определяет поглотительную способность почвы, которая зависит от дисперсности почвенных частиц. С уменьшением размера частиц почвенных фракций сорбция ими  $^{137}\text{Cs}$  повышается. Почвы с большим содержанием высокодисперсных частиц (размером от 0,2 до 0,001 мкм) имеют высокую емкость поглощения, высокое содержание оксидов железа, алюминия, марганца, гумуса и обменных катионов кальция, магния и калия. Сорбционная поверхность частиц увеличивается от грубых фракций к тонким, т. е. у песчаной фракции она минимальная, у илистой фракции – максимальная. Установлено, что более 90 % радионуклидов поглощается илистой фракцией, т. е. глинами, гидрослюдами и слюдами. Почвы тяжелого грансостава обладают более высоким содержанием мелкодисперсных фракций по сравнению с почвами легкого грансостава. В результате поглощенные радионуклиды в 2–5 раз сильнее закрепляются на тяжелых почвах.  $^{137}\text{Cs}$  сорбируется в 10–20 раз сильнее, чем  $^{90}\text{Sr}$ . На это указывают данные, представленные в работах Алексахина Р. М., Анненкова Б. Н., Юдинцевой Е. В. и Гудкова И. Н.

В Республике Беларусь более 50 % загрязненных земель составляют почвы легкого гранулометрического состава, где преобладают кварц и полевые шпаты, поэтому эти почвы имеют низкую емкость поглощения, низкое содержание вторичных глинистых минералов. Для этих почв характерна повышенная гидроморфность. Эти свойства обеспечивают слабую сорбцию радионуклидов, хорошую растворимость и высокое поступление их в растения.

Сорбция радионуклидов на торфяных почвах зависит от окультуренности и степени минерализации торфа. Торфяно-болотные почвы имеют повышенную влажность, высокую кислотность почвенного раствора, что препятствует прочной сорбции радионуклидов. При высокой минерализации (зольность 70 %) возрастает сорбция и уменьшается содержание обменных и водорастворимых форм до 5–10 раз. Сорбция радионуклидов на торфяно-болотных почвах в 10 раз меньше, чем на минеральных почвах. Известно, что чем больше мощность торфяного слоя, тем выше содержание водорастворимых и обменных форм радионуклидов.

Установлено, что чем больше емкость катионного обмена и сумма обменных оснований, тем прочнее сорбция радионуклидов, поэтому максимальная сорбция у черноземов. Черноземы характеризуются повышенным содержанием физической глины, ила, гумуса, обменных катионов, большой емкостью накопления, преобладанием минералов монтмориллонитовой группы, а дерново-подзолистые почвы, наоборот, отличаются невысоким содержанием питательных веществ, незначительной емкостью обмена, низким рН, малым содержанием гумуса. По этой причине более прочно радионуклиды закрепляются в черноземах и слабее всего – в дерново-подзолистых песчаных и торфяно-болотных почвах. При этом, установлено, что во всех типах почв  $^{137}\text{Cs}$  фиксируется более прочно, чем  $^{90}\text{Sr}$ .

Кислотность почвы зависит от концентрации в почвенном растворе ионов водорода и алюминия. Ионы водорода обладают высокой способностью к замещению поглощенных в ППК ионов радионуклидов. В почвах с кислой реакцией раствора происходит неполная адсорбция радионуклидов ППК и возрастает их подвижность. Разные ионы оказывают разное влияние на сорбцию радионуклидов. По влиянию на сорбцию  $^{90}\text{Sr}$  они располагаются в следующий убывающий ряд: ион кальция > ион магния > ион калия > ион аммония > ион натрия. Двух- и трехвалентные ионы располагаются в ряд: ион алюминия > ион железа > ион бария. Таким образом, чем больше в почве двух- и трехвалентных ионов, тем больше сорбция  $^{90}\text{Sr}$ .

На сорбцию  $^{137}\text{Cs}$  значительно влияют одновалентные катионы, что указывает на необратимый характер сорбции. По влиянию на сорбцию  $^{137}\text{Cs}$  катионы располагаются в убывающий ряд: ион калия > ион аммония > ион магния > ион кальция > ион натрия. Анионы фосфата, сульфата и карбоната увеличивают сорбцию  $^{90}\text{Sr}$ , образуя с ним нерастворимые фосфаты, карбонаты и сульфаты. Эти анионы незначительно усиливают сорбцию  $^{137}\text{Cs}$ .

Известно, что чем больше в почве органических веществ, тем выше сорбция. Лучшими сорбентами являются фульвокислоты и гуминовые кислоты. С гуминовыми кислотами  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  образуют гуматы и гуматные комплексы, которые плохо растворимы. Комплексы радионуклидов с гуминовыми кислотами в 1,5–3 раза прочнее, чем с фульвокислотами. Органическое вещество в почве образует стойкие комплексы с трансурановыми элементами, которые могут образовывать с ним мобильные соединения хелатного типа. Большой запас органического вещества содержится на торфяно-болотных почвах, где примерно 20%  $^{137}\text{Cs}$  соединяется с гуминовыми кислотами, а  $^{90}\text{Sr}$  соединяется преимущественно с наиболее подвижными фульвокислотами.

Сорбция радионуклидов в почве зависит от плотности и ботанического состава растительного покрова. На естественных травянистых фитоценозах радионуклиды поглощены в верхнем дернинном слое.

На сорбцию радионуклидов в естественных ценозах влияют интенсивность отмирания наземной массы и минерализация органического вещества, а также содержание и состав микроорганизмов, участвующих в разложении органического вещества. Микроорганизмы накапливают в своих клетках радионуклиды, которые после их гибели вновь поступают в почву и почвенный раствор. Таким образом, чем выше плодородие почвы, тем прочнее сорбция радионуклидов.

Радионуклиды в почве находятся в очень малых концентрациях и в различных формах. При поступлении в растения имеет значение не общее содержание радионуклидов в почве, а формы их нахождения в почве, от которых зависит их подвижность и доступность для корневой системы.

Формы нахождения радионуклидов в почве непостоянны, т. е. они изменяются с течением времени. В первые годы после аварии радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  находились преимущественно в водорастворимой и обменной формах, т. е. в формах, доступных для поглощения корнями растений.  $^{137}\text{Cs}$  имеет наибольший радиус среди других одновалентных катионов, поэтому он адсорбируется глинистыми минералами прочнее, чем его химический аналог калий. Установлено, что доступность радиоцезия существенно уменьшается во времени вследствие процессов фиксации его почвой. За период с 1987 по 1994 г. доля фиксированной формы  $^{137}\text{Cs}$  увеличилась больше чем в 2 раза и составляла 70–84 % общего содержания. Для  $^{90}\text{Sr}$ , наоборот, характерно преобладание легкодоступных для растений форм, которые составляли 53–87 % от общего содержания и имели тенденцию к повышению во времени. Растворимость бикарбоната  $^{90}\text{Sr}$  выше, чем бикарбоната Са, поэтому в почве  $^{90}\text{Sr}$  более подвижен, чем Са.

Для  $^{90}\text{Sr}$  характерно преобладание в почвенном поглощающем комплексе легкодоступных для растений форм. До настоящего времени до 80–90 %  $^{90}\text{Sr}$  находится в легкодоступной для растений форме, что складывается из 0,7–3 % водорастворимой, 49–86 % обменной и 6–43 % подвижной форм.

Радионуклиды, осевшие на поверхность почвы, включаются в миграционные процессы – вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов. Вертикальная миграция – совокупность процессов, вызывающих перераспределение радионуклидов вглубь по профилю почвы. Перемещение радионуклидов по профилю почвы изменяет их распределение в корнеобитаемом слое, приводит к снижению уровня радиации над поверхностью почвы, а также к уменьшению интенсивности выдувания и вымывания радионуклидов, создает возможность загрязнения грунтовых вод радионуклидами. Интенсивность вертикальной миграции зависит от свойств почвы, свойств радионуклидов, вида биоценоза и др. факторов.

Иванов Ю. А. и Кашпаров В. А. выделили ряды почв по степени уменьшения подвижности радионуклидов:

-для  $^{90}\text{Sr}$  – дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая супесчаная > торфяно-болотная;

-для  $^{137}\text{Cs}$  – торфяно-болотная > дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая супесчаная > чернозем деградированный суглинистый > дерново-подзолистая суглинистая.

В одной и той же почве разные радионуклиды имеют разную скорость миграции, которая оценивается по величине коэффициента миграции (Kd). Kd  $^{137}\text{Cs}$  на 1-2 порядка ниже, чем Kd  $^{90}\text{Sr}$ .

По величине Kd  $^{90}\text{Sr}$  почвы образуют ряд:

Дерново-подзолистые песчаные > дерново-подзолистые суглинистые > торфяно-болотные почвы (минимальный Kd).

По величине Kd  $^{137}\text{Cs}$  почвы образуют ряд:

Торфяно-болотные > дерново-подзолистые песчаные > дерново-подзолистые суглинистые (минимальный Kd).

Максимальная миграция радионуклидов ( $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ ) на дерново-глеевых, дерново-торфянисто-глеевых и торфяно-болотных почвах, которые имеют высокую влажность.  $^{90}\text{Sr}$  мигрирует интенсивнее, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Миграция этих радионуклидов (особенно  $^{137}\text{Cs}$ ) идет очень медленно. Поэтому в ближайшее время самоочищение корнеобитаемого слоя почвы не произойдет. Основная масса радионуклидов (до 90%) на целинных землях находится в верхнем 0-10 см слое (глинистые и суглинистые почвы) и слое 0-15 см на торфяно-болотных почвах. Скорость миграции зависит от типа и режима увлажнения луга, свойств почвы и метеоусловий. Миграция в почве суходольных лугов происходит медленнее, чем в почвах влажных и заливных лугов. Более быстрая миграция наблюдается в торфяных почвах, где  $^{137}\text{Cs}$  распределен в слое 0-20 см и 40-70 % его находится в слое 0-5 см.

Миграция на автоморфных почвах составляет до 15-25 см, на увлажненных почвах до 30-40 см. На пашне радионуклиды равномерно перемешаны в пахотном слое – 0-25 см на глубину вспашки. В подпахотном горизонте содержание радионуклидов около 1 % от общего содержания в 0-40 см слое.

Для прогноза миграций используется **период получищения корневой системы (Тес)** – это время, за которое первоначальное содержание радионуклидов снижается в 2 раза. Для  $^{90}\text{Sr}$  Тес на автоморфных почвах составляет около 30 лет, на гидроморфных – 10-15 лет. Для  $^{137}\text{Cs}$  Тес в 1,5-3 раза больше.

По расчетам экологический период полувыведения  $^{137}\text{Cs}$  из корнеобитаемого слоя для песчаных и супесчаных почв составляет от 55 до 73 лет, для легко- и тяжелосуглинистых – от 99 до 143 лет, для торфяных – 15-20 лет. В порядке убывания предложен ряд почв для луговых экосистем по величине периода полувыведения: суходольные луга (суглинистые и тяжелосуглинистые почвы) > суходольные луга (песчаные почвы) > пойменные луга (суглинистые почвы) > низинные луга (торфяные почвы) > болотные луга (торфяные почвы). Вклад процессов миграции в снижение радионуклидов в корнеобитаемом слое на большинстве почв, по сравнению с радиоактивным распадом  $^{137}\text{Cs}$ , незначительный, за исключением болотных лугов, сформированных на торфяных почвах. За счет радиоактивного распада содержание  $^{137}\text{Cs}$  в окружающей среде снижается на 2,3 % за год, а  $^{90}\text{Sr}$  – на 2,5 %. Это учитывается при определении эффективного периода полувыведения, т. е. времени, за которое содержание  $^{137}\text{Cs}$  уменьшается в 2 раза за счет всех процессов, включая радиоактивный распад. В большинстве случаев эффективные периоды превышают 25 лет и близки к периоду полураспада  $^{137}\text{Cs}$ , равному 30 лет, кроме торфяных почв пойменного луга (20 лет) и болотных лугов (11–14 лет). Во всех типах лугов количественные параметры миграции  $^{90}\text{Sr}$  выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Процессы очищения корнеобитаемой зоны протекают быстрее и экологический период для  $^{90}\text{Sr}$  в среднем в 2 раза

короче, чем для  $^{137}\text{Cs}$ , и в среднем составляет 10–20 лет. По интенсивности миграции радионуклидов луга образуют убывающий ряд:

луга на торфяниках > заливные пойменные луга > влажные низинные луга > суходольные луга на минеральных почвах.

Прогноз миграции  $^{137}\text{Cs}$  приведен в табл. 19.

**Таблица 19.** Прогноз миграции  $^{137}\text{Cs}$  по профилю почвы в зависимости от уровня увлажнения

Время	Гидроморфная почва		Автоморфная почва	
	глубина миграции, см	смещение, см/год	глубина миграции, см	смещение, см/год
Через 7 лет	6,0	0,86	2,2	0,32
Через 15 лет	8,8	-	3,2	-
Через 30 лет	12,6	-	4,6	-
Через 60 лет	17,7	0,17	6,6	0,11

На автоморфных почвах интенсивность миграции меньше в 2 раза. Горизонтальная миграция осуществляется со стоком вод, во время паводков, с осадками, при разливе рек и при таянии снега. Радионуклиды мигрируют в растворенном виде преимущественно  $^{90}\text{Sr}$  и частично  $^{137}\text{Cs}$  и на почвенных коллоидах. Большую роль в миграции играет тип и влажность почвы водоразделов. На водоразделах, сложенных песчаными почвами, подвижность радионуклидов очень высока. Поэтому в стоке с таких водоразделов много радионуклидов, которые с водой выносятся в пойму, где содержание увеличивается в 2–10 раз. Водоразделы, сложенные глинистыми почвами и черноземами, прочно фиксируют радионуклиды, особенно  $^{137}\text{Cs}$ . Поэтому в стоках содержание радионуклидов невысокое и в пойме концентрация радионуклидов всегда ниже, чем в водоразделе. Это учитывается при заготовке кормов. Горизонтальная миграция с пылью в естественных ценозах практически не происходит, так как очень густой естественный травостой.

В настоящее время до 80% плутония находится в аморфной форме, 14 % - в обменной и около 5% - в подвижной и водорастворимой форме. Вертикальная миграция плутония практически не происходит.

Америций-241 – 1-й дочерний радионуклид, который хорошо растворим в воде, и может мигрировать по профилю почвы. Глубина миграции плутония и америция не превышает 3-х см. Максимальная концентрация этих радионуклидов в слое 1-2 см. Через 16 лет после катастрофы содержание америция в почве превышало содержание плутония-238 в 2,2 раза, плутония-239, плутония-240 в 1,1 раз.

Миграционная способность  $^{90}\text{Sr}$  в 10 и более раз выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Это связано с тем, что  $^{90}\text{Sr}$  находится в почве преимущественно в водорастворимой форме и в виде комплексов с органическим веществом. С поверхностными и грунтовыми водами радионуклиды выносятся в реки и мигрируют по течению рек до впадения в моря. В результате этого происходят очистка почвы водосбора и вторичное загрязнение водных систем радионуклидами.

Поведение радионуклидов в цепи «почва-растение» в луговых ценозах зависит в основном от типа почв, их механического и гранулометрического состава, водно-физических свойств и агрохимических характеристик. На подвижность радионуклидов в почве влияют влажность, содержание обменных катионов (K, Ca, Mg), емкость катионного обмена, содержание органического вещества и pH почвенного раствора.

Выделяют 3 основных типа пойменных лугов:

1. Дерновые песчаные почвы на водно-ледниковых отложениях (низкоплодородные, кислые (pH менее 4), низкое содержание гумуса (0,5–1,2 %), обменного калия и фосфора менее 5 мг/100 г почвы). На этих лугах невозможно коренное улучшение.

2. Аллювиальные дерновые глееватые и глеевые почвы (высокий потенциал плодородия, слабокислые (pH=5,5–6,5), содержание органического вещества 3–5 % с преобладанием гуминовых кислот, содержание обменного калия и фосфора 10–18 мг/100г почвы). На этих лугах возможно коренное улучшение.

3. Торфяно-болотные луга (высокое содержание орг. вещества – 10 % с преобладанием гуминовых кислот, pH=4,8–6, низкое содержание обменного калия и фосфора, сильная заболоченность и высокая влажность). Коренное улучшение невозможно.

Основные луга, на которых производится продукция для откорма животных, относятся ко 2-му типу и частично корма производят на естественных суходольных лугах.

Анализ динамики почвенных процессов и форм  $^{137}\text{Cs}$  в почве показал, что в первые 3–5 лет после радиоактивных выпадений снижение концентрации цезия в растительности определяется перераспределением его между почвенными компонентами и переходом в фиксированную форму. В последующий период поступление цезия в растительность определяется его миграцией за пределы корнеобитаемого слоя. Процессы миграции со временем замедляются, что связано с необменной сорбцией цезия в почве.

### 5.3 Поступление радионуклидов в растительность луговых фитоценозов

Биологическая доступность радионуклидов в луговых экосистемах определяется многими факторами. Роль каждого фактора и его вклад в снижение доступности зависит от времени, прошедшего после выпадений радиоактивных осадков, и может значительно изменяться.

К наиболее значимым факторам относятся:

**1. Физико-химические свойства радионуклидов, время и форма нахождения радионуклидов в почве.** В настоящее время поступление стронция в 5–10–15 раз выше, чем цезия, так как стронций более подвижен. На влажных торфяно-болотных лугах поступление цезия и стронция практически одинаково.

**2. Характеристика радиоактивного выброса в дальней и ближней зонах.** Из аэрозольной компоненты дальней зоны доступность цезия была высокой в первые годы, затем снизилась по мере его закрепления в почве. Из топливной компоненты ближней зоны доступность цезия и стронция могла увеличиться по причине деструкции радиоактивных частиц и выхода из них радионуклидов в доступных формах.

**3. Плотность загрязнения почвы луга.** С увеличением плотности загрязнения усиливается накопление радионуклидов в луговой растительности.

**4. Тип луга и свойства почвы.** Экспериментально доказано, что через 2–4 года после выпадений на поступление  $^{137}\text{Cs}$  в луговую растительность оказывает влияние тип луга и характеристика почвы. В зависимости от типа луга накопление  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в травостое уменьшается в следующей последовательности: болотные луга > пойменные и низинные луга > суходольные луга. Максимальные коэффициенты перехода радионуклидов в растительность характерны для пойменных лугов и для лугов, развивающихся на торфяно-болотных почвах, а минимальные – для суходольных лугов, развивающиеся на минеральных почвах тяжелого механического состава. Различия у луговых трав в накоплении  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в зависимости от почвенных показателей могут достигать 5–15 раз. В зависимости от механического состава минеральных почв коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  уменьшаются в следующем ряду: песчаные и супесчаные почвы > легко- и среднесуглинистые почвы > тяжелосуглинистые почвы.

Показатели почвенного плодородия могут существенно влиять на накопление радионуклидов всеми с.-х. культурами. Чем выше плодородие почвы, тем меньше  $K_p$  и  $K_n$ . Повышенная кислотность почвенного раствора, низкое содержание физической глины, крупный гранулометрический состав способствует усиленному поступлению радионуклидов. На поступление  $^{137}\text{Cs}$  наибольшее влияние оказывает содержание в почве обменных катионов калия, а также катионов аммонийной группы, на поступление  $^{90}\text{Sr}$  – кислотность почвенного раствора. Установлено, что минимальный переход  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растения наблюдается на почвах с оптимальными параметрами их агрохимических характеристик.

**5. Режим увлажнения почв.** Количество катионов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , вытесняемых из почвы в раствор, возрастает с увеличением влажности. Это связано со сложным характером взаимовлияния влажности, свойств почвы и биологических особенностей растений на процессы миграции радионуклидов в цепи «почва-растение». С увеличением влажности почвы возрастает доля водорастворимого и обменного стронция и доля обменного цезия, поэтому увеличиваются коэффициенты перехода и содержание этих радионуклидов в растительности. Установлено, что переход  $^{137}\text{Cs}$  в многолетние травы повышается в 10–27 раз на гидроморфных дерново-глеевых и дерново-подзолисто-глеевых почвах по сравнению с автоморфными и временно избыточно увлажняемыми разновидностями этих почв. По накоплению радионуклидов в растительности установлен убывающий ряд: болотные > пойменные > низинные > суходольные луга.

Установлено, что многолетние травы сенокосов и пастбищ отличаются наибольшей способностью аккумулировать цезий и стронций. При этом на естественных, преимущественно заболоченных кормовых угодьях, видовой состав трав в основном определяется типом почв и степенью их увлажнения. Осоково-злаковые и особенно осоковые ценозы, произрастающие на постоянно переувлажненных пониженных элементах рельефа, накапливают  $^{137}\text{Cs}$  до 100 раз больше, чем злаковые ценозы из ежи сборной и мятлика лугового. Различия в накоплении  $^{90}\text{Sr}$  также существенны, но здесь травы ранжируются по мере уменьшения поступления радионуклида в следующем порядке: разнотравье, осоки, ежа сборная, мятлик.

**6. Сроки и время использования луга.** В травах первого укоса содержание радионуклидов в 1,5–3 раза больше, чем в последующих. Луга обкашивают в фазу цветения основных видов трав на высоком срезе (до 50 см).

**7. Расположение уровня грунтовых вод на осушенных землях.** Для торфяных и торфяно-глеевых почв минимальный переход цезия и стронция происходит при расположении уровня грунтовых вод на глубине 90–120 см от поверхности почвы. Подъем уровня грунтовых вод на 40–50 см увеличивает  $K_p$  радионуклидов в 5–10 раз. При близком залегании грунтовых вод создается постоянное увлажнение. Поэтому увеличивается  $K_p$ . Затопление пойменных лугов способствует увеличению  $K_p$ .

**8. Биологические особенности растений.** Различие по семействам составляет 50–100 и более раз, по видам – 20–50 раз. На переувлажненных лугах максимальное накопление в сене регистрируется в осоковых и осоково-злаковых ценозах, минимальное накопление – в злаковых ценозах. В злаковых ценозах накопление в 50–100 раз меньше, чем в осоковых. Большое количество цезия и стронция накапливается в разнотравье. Высокое

накопление из разнотравья у следующих видов: лапчатка, щучка дернистая, тысячелистник, полевица белая, полынь горькая.

На суходольных лугах ценозы образуют убывающий ряд: осоковые > щавелевые > бобовые > злаковые.

По накоплению в сене многолетние злаковые травы образуют убывающий ряд: костер безостый > тимофеевка > мятлик луговой > ежа сборная > овсяница > райграс.

Накопление растительностью трансурановых элементов зависит от биологических особенностей. Трансурановые радионуклиды имеют очень низкие коэффициенты накопления, так как ограничено их поступление в корни и перенос в вегетативные органы. Накопление снижается в ряду: нептуний > америций > кюрий > плутоний. Максимальное накопление у растений семейства бобовые. Максимальная концентрация трансурановых элементов в корнях растений, в наземной части распределяются неравномерно. В листьях накопление плутония и америция в 4–140 раз больше, чем в стеблях. Основной вклад в активность фитомассы вносит америций, у которого высокий  $K_n$  (до 0,9).

Установлено, что более низким накоплением  $^{137}\text{Cs}$  на суходольных и низинных лугах отличаются представители семейства злаковых, а более высоким – семейства осоковых.

По возрастанию коэффициентов перехода  $^{90}\text{Sr}$  основные ботанические группы луговых растений можно расположить в следующем порядке: злаковые, осоковые, бобовые и разнотравье. Щучка дернистая, белоус торчащий, мятлик болотный, лисохвост луговой, основная масса корней которых сосредоточена в верхнем (0-5 см) слое почвы, больше среди остальных злаков накапливают  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Минимальными величинами  $K_n$  характеризуются ежа сборная, кострец безостый и овсяница луговая.

В структуре травостоя определены отдельные виды луговых растений, отличающиеся наиболее высокими размерами перехода радионуклидов: щавель конский, щавель кислый, осока лисья, осока острая, тысячелистник обыкновенный, лядвенец рогатый. Поэтому для оценки объемов и прогноза качества кормов, необходимо проводить не только их радиологическое обследование и паспортизацию, но и учитывать структуру луговых фитоценозов.

**9. Место расположения, тип и мощность корневой системы.** Растения с мочковатой и корневищной корневой системой, расположенной в верхних слоях почвы, а также плотнокустовые злаки накапливают больше радионуклидов, чем растения со стержневой системой, которая проникает в более глубокие и «чистые» горизонты почвы. Плотнокустовые злаки (щучка дернистая, овсяница овечья) накапливают больше радионуклидов, чем корневищные (кострец безостый, двукосточник тростниковый, вейник тростниковидный, полевица белая).

**10. Климатические условия:** годовое количество осадков, их распределение по месяцам и сумма положительных температур. Максимальное поступление радионуклидов наблюдается при оптимальных температуре и влажности, которые обеспечивают интенсивный рост и развитие растений.

**11. Технологии возделывания культур,** т. е. система обработки почвы, внесение извести, минеральных и органических удобрений. Анализ многолетних результатов исследований показал, что наиболее эффективными способами улучшения, позволяющими получать высокую прибавку урожая сена (70–75 ц/га) на низинных лугах, представленных торфяно-болотными почвами, является внесение доломитовой муки и повышенных доз калия в составе полного минерального удобрения  $\text{N}_{90}\text{P}_{60}\text{K}_{250}$  с последующим ежегодным внесением минеральных удобрений в дозе  $\text{N}_{90}\text{P}_{60}\text{K}_{120}$  под два укоса.

В Республике Беларусь заготовка сена и зеленой массы на естественных пойменных и суходольных лугах при низком плодородии ограничено плотностью загрязнения 7  $\text{Ки}/\text{км}^2$  для песчаных почв, 11  $\text{Ки}/\text{км}^2$  для супесчаных почв, 13  $\text{Ки}/\text{км}^2$  для суглинистых почв. При высоком плодородии плотности составляют 12, 20 и 25  $\text{Ки}/\text{км}^2$  соответственно. На торфяно-болотных и увлажненных пойменных почвах ограничения до 1–3  $\text{Ки}/\text{км}^2$ . Выпас молочного скота на низкоплодородных и торфяных лугах не производится.

В поймах эффективно создание сеяных лугов для сенокосов с посевом верховых злаков (timoфеевка, костер безостый, двукосточник тростниковидный, райграс высокий), а также промежуточных злаков (овсяница луговая, ежа сборная).

При создании улучшенных лугов дернину разделяют, вносят известь и минеральные удобрения и травосмесь пересевают. Содержание радионуклидов уменьшается в 5–15 раз, так как происходит увеличение плодородия почвы и увеличивается урожайность зеленой массы.

При производстве сельскохозяйственной продукции следует учитывать особенности накопления радионуклидов растениями на разных типах почвы.

#### **5.4 Трансформация луговых ценозов и расчет прогнозного времени их использования**

Трансформация (изменение агроценозов), выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС, имеет определенное значение в процессе перевода земель вновь в хозяйственное пользование. В зоне отчуждения (30-километровая зона) вывод земель производился в 1 этап сразу после аварии в 1986 г. Это земли, которые входят в состав государственного Полесского радиоэкологического заповедника. Для них даже в отдаленной перспективе не будет возврата в землепользование. В зоне отселения вывод земель осуществляется в 3 этапа:

в 1986 г. август–сентябрь – ближайшие районы к 30-километровой зоне (Брагинский, Хойникский, Наровлянский);

в 1990 г. – земли с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs} > 40 \text{ Ки/км}^2$ ;

после 1990 г. – земли с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs} > 15 \text{ Ки/км}^2$  и  $^{90}\text{Sr} > 3 \text{ Ки/км}^2$ .

В 1996 г. было обследовано более 4 тыс. га земель в зоне отселения. Установлено, что загрязнение почвы радионуклидами очень высокое и неравномерное, произошла деградация пашни и окультуренных сенокосов и пастбищ, которые заросли сорняками с высоким содержанием радионуклидов. Через 10 лет на пашне с дерново-подзолистой супесчаной почвой 65 % растительности составляли 3 вида полыни (горькая – 40 %, равнинная – 20 % и обыкновенная – 5 %), 30 % пырей, 4 % тысячелистник и др. На дерново-подзолистой глеевой временно избыточно увлажненной почве в растительности преобладают 60 % пырея, 20 % полыни, 10 % тысячелистника и др. растительность. В последующие 10 лет происходило вытеснение полыни и др. растительности пыреем, а также др. травами рыхлокустового и плотнокустового фенотипа с преобладанием вегетативного размножения.

Через 10 лет на окультуренных сенокосах и пастбищах, где в 1985–1986 гг. было залужение овсяницей, ежой и тимфеевкой, осталось 40–50 % этих трав, так как произошло их выпадение и внедрение пырея, полыни, ястребинки, тысячелистника и др. трав. На торфяно-болотных почвах произошло заболачивание лугов и быстрое зарастание мощным травостоем до 1 м с преобладанием крапивы (70–90 %), вербейника, горца змеиного, осота, мари и дремы. Луга постепенно зарастают кустарниками с преобладанием различных видов ивы. Зарастание кустарниками изменяет состав и плотность травянистого покрова (покров изреживается). Поэтому создаются условия для зарастания древесной растительностью и формирования леса. Естественный растительный покров закрепляет радионуклиды в почве и препятствует их миграции в биосфере.

В зоне отчуждения и в зоне отселения в естественных луговых ценозах происходят 2 основных процесса:

1) смена травостоя через 5–10 лет. Происходит, во-первых, изменение продуктивности и видового состава, во-вторых, нарушение структуры ценоза и соотношения видов, в-третьих, нарушение биологических связей между компонентами ценоза, в-четвертых, выпадение редких видов и видов с узким ареалом распространения.

2) деградация естественных ценозов, которая происходит быстрее, чем агроценозов.

Процесс перевода земель, выведенных из оборота, снова в землепользование называется реабилитацией. Сложность ее определяется социально-экономическим, демографическим, психологическим, радиационно-гигиеническим и радиоэкологическим факторами.

Реабилитация требует изучения плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , изотопами Рu, а также изучения состояния растительного покрова, форм нахождения радионуклидов в почве, закономерностей и особенностей миграции радионуклидов. Перераспределение площадей с.-х. угодий в зависимости от плотности загрязнения почвы к 2000 г. связано с распадом радионуклидов, детализацией радиоэкологического обследования почв (1 раз в 4 года), возвратом в оборот части земель, где возможно получение нормативно чистой продукции.

Радиоэкологическое обследование почв проводится согласно «Методике крупномасштабного агрохимического и радиоэкологического исследования почв с.-х. угодий РБ» (2001 г.). Общая площадь земель, возвращенных в сельскохозяйственное производство, составляет 18 тыс. га.

Сотрудники института экспериментальной ботаники предложили уравнение для расчета прогнозного времени, после которого возможно безопасное использование природных ресурсов.

$$T = (\lg N_0/N) \cdot t / 0,301, \text{ где}$$

T – время достижения предельного уровня плотности загрязнения почвы Cs (измеряется в годах),

$N_0$  – плотность загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  на данный период времени ( $\text{Ки/км}^2$  или  $\text{кБк/м}^2$ ),

N – предельный уровень плотности загрязнения почвы для использования леса, луга, болота ( $2\text{--}3 \text{ Ки/км}^2$ ),

t – период полуочищения почвы от  $^{137}\text{Cs}$ . Он зависит от периода полураспада Cs ( $T_{1/2} = 30$  лет) и от скорости миграции Cs в почве. Для автоморфных почв T = 27 лет, для полугидроморфных T = 23 года, для гидроморфных T = 15 лет,

0,301 – постоянная.

