

ВВЕДЕНИЕ

Уже более 38 лет проблема радиоактивного загрязнения территории является приоритетной экологической проблемой для Беларуси. В результате катастрофы на ЧАЭС практически вся территория республики подверглась радиоактивному загрязнению цезием-137. До сих пор содержание цезия-137 и стронция-90 в сельскохозяйственной продукции и продуктах питания превышает дозаварийные значения.

Радиационно–экологическая обстановка в Беларуси характеризуется сложностью, неоднородностью и масштабностью загрязнения территории альфа-, бета- и гамма- излучающими радионуклидами с различными периодами полураспада, присутствием радионуклидов практически во всех компонентах природных и природно–техногенных экосистем и вовлечением их в геохимические и биологические циклы миграции. Радиоэкологическая обстановка формируется в основном присутствием долгоживущих радионуклидов цезия-137 и стронция-90. Ее динамика в ближайшее время и на перспективу будет определяться следующими факторами: радиоактивным распадом, абиогенной и биогенной миграцией радионуклидов. Установлено, что с течением времени происходит изменение форм нахождения цезия–137 в почве в сторону увеличения доли его фиксированных форм. Стронций–90 длительное время находится в обменной и водорастворимой формах. Для снижения поступления радионуклидов в продукцию растениеводства и для получения продукции с допустимым содержанием цезия-137 и стронция-90 в Республике Беларусь используются специальные защитные мероприятия.

1. ЕСТЕСТВЕННАЯ И ТЕХНОГЕННАЯ РАДИОАКТИВНОСТЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

1.1 Естественные радионуклиды

Радиоактивность и сопутствующие ей ионизирующие излучения существовали на Земле задолго до зарождения на ней жизни и присутствовали в космосе до возникновения самой Земли. Все существующие источники радиационного фона делят на 2 основные группы: естественные и искусственные. Основную часть облучения население Земного шара получает от естественных источников радиации (до 78%). Большинство из них таковы, что избежать облучения от них просто невозможно.

В биосфере Земли содержится свыше 80 радионуклидов естественного происхождения. Радиоактивными являются все встречающиеся в природе элементы с $Z > 83$. **Естественные источники ионизирующего излучения** можно разделить на две категории: космическое излучение и излучение естественных радиоактивных элементов (земная радиация).

Космическое излучение — это поток частиц и лучей, непрерывно падающих на земную поверхность как из космического пространства (первичное), так и из атмосферы Земли, в результате взаимодействия первичного космического излучения с атмосферой (вторичное). К первичным космическим излучениям относятся те излучения, которые попадают в земную атмосферу из космического пространства и состоят, в основном, из протонов (92%), альфа-частиц (7%), ядер лития, бериллия, углерода, азота, кислорода и других элементов. Вторичные космические излучения состоят из мезонов (70%), электронов и позитронов (26%), небольшого числа первичных протонов (0,05%), остальное составляет гамма-излучение и быстрые нейтроны. Энергия первичного космического излучения очень велика (в среднем, 10^4 МэВ), поэтому оно губительно для всего живого. Атмосфера служит своеобразным щитом, предохраняющим биологические объекты от воздействия космических частиц. Космический фон зависит лишь от высоты местности и практически постоянен на всей территории нашей республики.

Естественные радиоактивные элементы распространены на Земле в ничтожных количествах и содержатся в твердых породах земной коры, в воздухе, в воде, а также в растительных и животных организмах. Они вошли в состав Земли с самого ее образования. Их можно разделить на две категории: первичные и космогенные. Первичные подразделяются на две группы. Первая группа включает 43 радионуклида трех семейств (рядов) радиоактивных элементов: 1. семейство урана-238, родоначальником которого является ^{238}U ($T_{1/2} = 4,51 \cdot 10^9$ лет); 2. семейство урана-235, родоначальником которого является ^{235}U ($T_{1/2} = 7,13 \cdot 10^8$ лет); 3. семейство тория, родоначальником которого является ^{232}Th ($T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$ лет).. Радиоактивные семейства - цепочки элементов, самопроизвольно образующихся один из другого в результате радиоактивного распада. Конечными продуктами распада в каждом семействе является свинец, соответственно семействам ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb . Радионуклиды этой группы называют также тяжелыми естественными радионуклидами. В природе ранее существовало четвертое радиоактивное семейство нептуния – ряд ^{237}Np ($T_{1/2} = 2,14 \cdot 10^6$ лет), все члены которого в естественных условиях уже распались.

Вторая группа первичных радионуклидов состоит из 24 долгоживущих (период полураспада от $1,3 \cdot 10^9$ до $1,4 \cdot 10^{21}$ лет) радиоактивных изотопов таких химических элементов, как К, Са, Rb, Sn и др.

В облучении человека и других организмов заметную роль играет калий-40 и радиоактивный газ радон, который состоит из нескольких изотопов (Rn-220, Rn-222 и др.). В природном калии содержится 0,0118% радиоактивного К-40. Изотопы радона являются промежуточными продуктами в рядах распада урана и тория. Согласно оценке Научного Комитета по действию атомной радиации (НКДАР) ООН, радон вместе со своими дочерними продуктами радиоактивного распада ответственен примерно за 3/4 годовой индивидуальной эффективной эквивалентной дозы облучения, получаемой населением планеты от земных источников радиации. Большую часть этой

дозы человек получает с вдыхаемым воздухом, особенно в непроветриваемом и подвальном помещениях.

Космогенные радионуклиды образуются, в основном, в атмосфере в результате взаимодействия космического излучения (нейтронов, протонов и др.) с ядрами атомов O, N, Ar, а затем поступают на земную поверхность с атмосферными осадками. В среднем между процессом образования и радиоактивным распадом этих нуклидов установилось равновесие и запас их в биосфере держится на одном уровне, испытывая лишь изменения, связанные с вариациями скорости образования. Эта группа представлена 20 радионуклидами с периодами полураспада от 37,3 мин (^{38}Cl) до $7,4 \cdot 10^5$ лет (^{26}Al). Наиболее значимые в радиологическом плане радионуклиды этой группы – ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{24}Na , ^{26}Al . К этому перечню можно было бы отнести космогенные изотопы ^{32}P , ^{35}S , ^{54}Mn , ^{59}Ni , несколько изотопов кобальта и железа, однако содержание их в природе незначительно, и они не играют большой роли в биосферных процессах.

Уран и торий были известны задолго до открытия радиоактивности, они широко распространены в природе, содержатся в рудах, горных породах, почвах, воде рек и морей, в животных и растительных организмах. Периоды полураспада ряда природных изотопов урана и тория столь велики, что они сохранились в земной коре с момента ее образования.

Изотопы урана и тория являются родоначальниками трех семейств радиоактивных элементов.

Все остальные естественные радиоактивные элементы встречаются в природе как продукты радиоактивного распада урана и тория. В старых, не подвергшихся действию тех или иных химических реагентов минералах и рудах имеет место радиоактивное равновесие, при котором соотношение радиоактивных изотопов различных элементов отвечает закону радиоактивного равновесия.

В результате процессов разрушения горных пород, их выветривания, происходит миграция радиоактивных элементов и нарушается радиоактивное равновесие. Радиоактивные элементы, отделенные от материнского элемента – урана и тория, постепенно распадаются. Короткоживущие – быстро исчезают, и остаются лишь такие, как ^{230}Th , ^{231}Pa и ^{226}Ra . Долгоживущие радиоактивные элементы образуют вторичные отложения, например, черные глины и водные источники, содержащие радий.

Радий содержится в почвах, в воде морей и рек. Вследствие широкой распространенности радия в природе в водоемах и воздухе содержатся продукты его распада – изотопы радона (эманации) – радон, торон и актинон. Во взвешенном состоянии в воздухе или в растворенном состоянии в воде имеются продукты распада эманации: изотопы таллия, свинца, висмута, полония и астата.

Из почвы природные радиоактивные элементы попадают в растения, а из растений в животные организмы. Содержание урана в растениях составляет 10^{-5} – $10^{-6}\%$, радия – 10–12%. Содержание радия в животных организмах порядка $10^{-13}\%$.

В радиоактивных семействах и, следовательно, в рудах урана и тория есть

изотопы элементов с порядковыми номерами 85 и 87,

Кроме урана, тория и продуктов их распада в природе найдены радиоактивные изотопы таких химических элементов, как, например, калий, кальций, рубидий, олово и др. (табл. 1.1).

Следовательно, многие химические элементы обладают радиоактивностью. Среднее содержание их в земной коре составляет около 0,1%. Поэтому в растениях и животных наряду с небольшим содержанием урана, тория, радия и продуктов их распада содержатся радиоактивные изотопы других химических элементов, например значительные количества радиоактивного изотопа калия ^{40}K .

1.2 Техногенные радионуклиды

Радионуклиды искусственного происхождения образуются в результате деятельности человека по использованию атомной энергии, испытаний и применения ядерного оружия, ядерного синтеза с помощью специальных установок и источников излучений, т. д.

Широкомасштабное загрязнение биосферы радионуклидами началось 16 июня 1945 года со взрыва первой в истории человечества атомной бомбы в США. Всего ядерные державы провели более 400 испытательных взрывов на земле, в воде и в атмосфере (не считая подземных). В результате радиоактивными веществами была загрязнена вся планета и естественный фон изменился повсеместно.

С развитием атомной энергетики мы приобрели новый, чрезвычайно опасный фактор загрязнения окружающей среды - техногенные радиоактивные элементы, которые поступают в биосферу либо “вполне легально”, под маркой радиоактивных отходов, либо в результате аварийных ситуаций на атомных реакторах. Чернобыльской катастрофе предшествовали три крупные радиационные аварии (в СССР, Великобритании и США).

К искусственным источникам относится также промышленное производство, связанное с радиоактивными элементами, медицинское оборудование, имеющее источники ионизирующих излучений (например, рентгеновские установки).

Искусственные радионуклиды получают и используют в таких количествах, что возникающее при этом излучение имеет интенсивность, в миллионы раз превосходящую интенсивность естественных источников излучения. Искусственные радионуклиды по различным причинам попадают в окружающую среду, повышая тем самым радиационный фон. Кроме того, они включаются в биологические системы и поступают непосредственно в организм животных и человека. Все это создают опасность для нормальной жизнедеятельности организмов.

Физические и химические свойства радионуклидов йода, цезия, стронция, плутония, америция.

Радиоактивный йод. Среди известных 26 изотопов йода только природный ^{127}I является стабильным. Остальные изотопы техногенного

происхождения с массовыми числами $115 \div 126$ и $128 \div 141$ радиоактивны.

^{127}I относится к рассеянным микроэлементам и является одним из наиболее важных биоэлементов. Он входит в состав гормонов, синтезируемых в щитовидной железе. Гормоны щитовидной железы играют ключевую роль в поддержании гомеостаза организма. Регулирующая роль их осуществляется на всех уровнях: клетка – ткань – орган – организм.

В организм человека ^{127}I поступает с пищей, водой и воздухом. Среднее кларковое содержание йода составляет в земной коре по массе $4 \cdot 10^{-5} \%$, в почве – около $3 \cdot 10^{-4} \%$, в растениях – $2 \cdot 10^{-5} \%$, в питьевой воде – $10^{-9} \div 10^{-7} \%$. Основным резервуаром йода для биосферы служит мировой океан, где в 1 л воды в среднем содержится $5 \cdot 10^{-5} \%$ йода.

Многие регионы на Земле характеризуются пониженным содержанием йода в местных продуктах питания и питьевой воде. В России к таким регионам относится 50 % ее территории. Недостаточное поступление йода человеку приводит к базедовой болезни и другим нарушениям, а у детей – к нарушению физического и психического развития.

По данным МКРЗ, в теле человека содержится до 40 мг стабильного йода. Из этого количества на долю щитовидной железы приходится до 20-50 %. В зависимости от содержания йода в пище суточное его поступление человеку может колебаться от 10 до 1000 мкг. Минимальная суточная потребность составляет 50-75 мкг.

Источниками поступления радиоактивного йода во внешнюю среду были испытания ядерного оружия и выбросы промышленных и энергетических реакторов АЭС. Среди 20 радиоизотопов йода, образующихся в реакциях деления урана и плутония, особое место занимают $^{131-135}\text{I}$ ($T_{1/2}$ = 8,04 сут; 2,3 ч; 20,8 ч; 52,6 мин; 6,61 ч), характеризующиеся большим выходом в реакциях деления, высокой миграционной способностью и биологической доступностью.

$^{131-135}\text{I}$ составляют значительную часть активности молодых продуктов ядерного деления (ПЯД). На их долю приходится около 20 % активности. Соотношение активности ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{135}I во время деления урана и плутония составляет 1:3:9:5, а кумулятивный выход равен 4,4; 6,02; 7,8; 6,04 % соответственно. В реакциях деления образуется и «вечный» радиоизотоп йода – ^{129}I ($T_{1/2}$ = $1,57 \cdot 10^7$ лет). Токсикологическое значение других изотопов йода с малыми сроками жизни (секунды, часы) невелико.

Радиоизотопы йода $^{131-135}\text{I}$ при испытаниях ядерного оружия выпадали в основном в ближних зонах. В полуглобальных и глобальных выпадениях радиоактивный йод практически отсутствовал, ибо распадался до выпадения на земную поверхность. В глобальном масштабе рассеялось около 700 ЭБк ^{131}I .

Источником поступления радиойода во внешнюю среду являются также предприятия ядерно-топливного цикла. В реакторах в процессе их эксплуатации накапливаются значительные количества радиоактивного йода.

В обычном режиме эксплуатации АЭС выбросы радионуклидов, в том числе радиоизотопов йода, невелики. Для российских ВВЭР и РБМК нормализованный выброс оценивался в 130 и 360 ГБк/(ГВт·год). Сейчас, в

связи с проводимыми работами по совершенствованию реакторов и увеличением радиационной безопасности, они ниже. В выбросах радиоактивный йод в основном представлен органическими соединениями (CH_3I , CH_2I_2 , $\text{C}_2\text{H}_5\text{I}$, $\text{C}_2\text{H}_4\text{I}_2$). В форме элементарного йода находится лишь 5 %. Примерно 90 % составляют короткоживущие изотопы $^{132-135}\text{I}$.

В аварийных условиях, как свидетельствуют крупные аварии (Уиндскейл, 1957; Три Майл Айленд, 1979; Чернобыль, 1986), радиоактивный йод как источник внешнего и внутреннего облучения был основным поражающим фактором в начальный период аварии. При аварии на ЧАЭС из общего количества 50 МКи выброшенных из разрушенного реактора радионуклидов (без РБГ) на долю радиоизотопов йода пришлось 7,3 МКи. Распространение радионуклидов, включая радиоизотопы йода, приняло огромные масштабы.

Как и стабильный ^{127}I , радиоизотопы йода характеризуются высокой миграционной способностью.

Радиоактивный цезий. Цезий (Cs) щелочной металл первой группы Периодической системы Д. И. Менделеева. Относится к микроэлементам. В крайне незначительном количестве содержится во всех внешних средах. Кларковое содержание нуклида в земной коре – $3,7 \cdot 10^{-4}$ %, в почве – $5 \cdot 10^{-5}$ %, в живой фитомассе – $6 \cdot 10^{-6}$ %. В организм человека входят практически все химические элементы, из них 47 считаются биогенными – жизненно необходимыми, в том числе O, C, H, Ca, P, K, S, Cl, Na, Mg, Zn, Fe, Mn, I, Co, Se. Они входят в состав тканей и химически активных соединений — гормонов, ферментов, витаминов, пигментов и считаются незаменимыми. В организме содержатся и все другие элементы, в том числе цезий. Человек получает цезий в основном с продуктами питания. Через органы дыхания поступает лишь 0,25 %. Среднее содержание цезия в организме взрослого человека составляет 0,0015 г при суточном поступлении около 10 мкг.

Из 23 изотопов цезия 22 – радиоактивные с массовыми числами 123÷132 и 134÷144. Радиоизотопы цезия образуются при делении ядер атомов тяжелых элементов (при ядерных взрывах и в ядерных реакторах) и с помощью ускорителей заряженных частиц.

Ядерные взрывы и крупные радиационные аварии на радиационных предприятиях стали основным источником радиоактивного загрязнения природной среды планеты. Надолго СССР и США приходится примерно по 40 % от общего радиоактивного загрязнения, остальные 20 % – доля Англии, Франции и Китая. Радиоактивные выпадения радиоизотопов цезия на сушу при испытаниях ядерного оружия и выбросы ядерных предприятий явились наиболее значимым источником загрязнения внешней среды и радиационного воздействия на человека.

Из радиоизотопов цезия наибольшее значение имеет ^{137}Cs , характеризующийся большим выходом в реакциях деления и сроком жизни ($T_{1/2} = 30$ лет), высокой миграционной способностью и токсичностью. Он считается одним из наиболее значимых радионуклидов продуктов ядерного деления. Цезий-137 – β -излучатель со средней энергией β -частиц 173,4 кэВ. Его дочерний радионуклид $^{137\text{m}}\text{Ba}$ имеет период полураспада 2,55 мин и ис-

пускает при распаде γ -кванты с энергией 661,6 кэВ. Выход ^{137}Cs при делении меняется в зависимости от делящегося вещества и энергии нейтронов, вызывающих деление.

Общее поступление нуклида в стратосферу за счет прошедших ядерных испытаний равно примерно 960 ПБк с плотностью выпадений в Северном, Южном полушариях и в среднем на земном шаре 3,42; 0,86 и $3,14 \cdot 10^3$ Бк/м² соответственно. На территориях бывшего СССР средний уровень составляет $3,4 \cdot 10^3$ Бк/м². В отдельных регионах уровни загрязнения в силу их физико-географических и климатических условий выше приведенных значений. Уровни загрязнения постепенно снижаются вследствие физического распада радионуклидов. В выпавших ПЯД повышается относительное содержание долгоживущих радионуклидов, в том числе цезия-137.

Источником загрязнения внешней среды ^{137}Cs , как было отмечено, являются радиационные предприятия. в ядерных реакторах в процессе их эксплуатации накапливаются продукты деления урана и плутония, в том числе радиоактивный цезий, и трансурановые элементы (ТЭУ) в огромных количествах. На 1 МВт электрической мощности образуется 130 ТБк радиоцезия, а всего к концу прошлого столетия накопление нуклида в реакторах во всех странах мира достигло 900 ЭБк, что примерно в 1000 раз превышает количество радиоцезия, выпавшего на поверхность Земли (960 ПБк). Согласно оценкам, в 2000 г. реакторами всех стран мира в атмосферу было выброшено $1,1 \div 5,2$ ТБк ^{137}Cs .

Известно, что при эксплуатации АЭС в нормальном режиме выбросы радионуклидов, в том числе радиоактивного цезия, незначительны. На 1 ГВт электрической мощности выброс водо-водяных реакторов достигает 29,7 ГБк. По данным дозиметрического контроля, концентрация радионуклидов в районах расположения АЭС лишь незначительно превышает концентрацию нуклида в контрольных районах. Источником загрязнения являются также радиохимические заводы (РХЗ) по переработке отработавших твэлов и хранилища радиоактивных отходов (РАО).

Сложные ситуации могут возникнуть при радиационных авариях. Зарегистрированы сотни аварий, однако лишь некоторые из них сопровождались поступлением во внешнюю среду значительных количеств радионуклидов. Так, при аварии в Уиндскейле (1957) в результате ошибки при управлении реактором стало перегреваться топливо и возник пожар, который продолжался 3 сут. Во внешнюю среду поступило 12 ПБк радионуклидов, в том числе ^{131}I - 740 ТБк, ^{137}Cs - 44 ТБк, ^{106}Ru - 12 ТБк и др. При аварии на АЭС в Три Майл Айленде (1979) произошел выброс пара и продуктов деления из поврежденного реактора. В атмосферу поступило 370 ПБк РБГ, в основном ^{133}Xe , около 550 ТБк ^{131}I . Авария на Чернобыльской АЭС (1986) явилась самой крупной за весь период развития ядерной

энергетики. Из разрушенного ядерного реактора было выброшено огромное количество радионуклидов – 1,85 ЭБк (без РБГ). На долю радиоактивного цезия пришлось 270 ПБк. Распространение радионуклидов приняло практически глобальный характер. На территории бывшего СССР выпало около 40 % инжесктированного радиоцезия, который после распада радиоактивного йода (через 2–3 мес) стал критическим нуклидом. Особенностью Чернобыльской аварии является крайне неоднородный характер радиоактивного загрязнения, связанный с длительным выбросом радионуклидов (10 сут) и изменявшимися погодными условиями (выпадение осадков и изменения направления ветра).

На Урале произошло 2 крупные аварии. Первую из них можно лишь условно назвать аварией. С 1949 по 1956 г. осуществлялся вынужденный сброс высокоактивных отходов радиохимическим заводом предприятия «Маяк» в реку Течу. Было сброшено 102 ПБк радионуклидов, в том числе 12,4 ПБк ^{137}Cs . Около четверти суммарной активности приходилось на ^{90}Sr и ^{137}Cs . Присутствовали также радиоизотопы ниобия, рутения, редкоземельных элементов. В 1951 г. в верховьях реки Течи уровни загрязнения воды местами превышали допустимые концентрации в 2–3 тыс. раз по ^{90}Sr и в 100 раз по ^{137}Cs и ^{89}Sr . Другая авария произошла в 1957 г. в районе города Кыштыма, когда в результате тепломеханического взрыва хранилища высокоактивных отходов из хранившихся $74 \cdot 10^{16}$ Бк (20 МКи) произошел выброс радионуклидов общей активностью 74 ПБк (2 МКи), в том числе ^{137}Cs . Радиоактивному загрязнению подверглись значительные территории Челябинской, Свердловской и Тюменской областей. Загрязненным оказался регион площадью около 15 000 км². Следует также отметить ветровой вынос радионуклидов из поймы озера Карачай (1967), который составил 37 ТБк. На долю ^{137}Cs пришлось 0,4 ТБк,

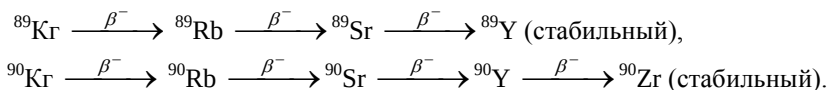
Таким образом, радиоактивное загрязнение цезием-137 при испытаниях ядерного оружия носило глобальный характер. Радиоактивному загрязнению при аварии на ЧАЭС подверглись не только территории бывшего СССР, но и всего Северного полушария. При других радиационных авариях загрязнение носило в основном локальный характер. Суммарный запас ^{137}Cs на территории России оценивается в $5,66 \cdot 10^{16}$ Бк (1,53 млн Ки), из которых 58 % приходится на глобальное загрязнение, 38 % является следствием выпадений в результате аварии на ЧАЭС, 3,6 % – следствием аварий и инцидентов в районе ПО «Маяк» на Южном Урале, 0,4 % – следствием сбросов жидких радиоактивных отходов Красноярским ГХК в реку Енисей и прочие источники — менее 0,1 %.

Радиоактивный стронций. Стронций (Sr) – элемент 2-й группы Периодической системы. Природный стронций относится к микроэлементам и состоит из смеси 4 стабильных изотопов – ^{84}Sr (0,56 %), ^{86}Sr (9,86 %), ^{87}Sr

(7,02 %), ^{88}Sr (82,56 %). По физико-химическим свойствам он **является аналогом кальция** и в геохимических процессах его спутником. Кларковое содержание в земной коре оценено как $340 \cdot 10^{-4} \%$. Стронций содержится во всех растительных и животных организмах в количестве $10^{-2} \div 10^{-3} \%$ сухой массы. В организме взрослого человека содержится около 0,3 г стронция. Почти весь он находится в скелете. На другие органы приходится лишь 3,3 мг. Суточное поступление с пищей и водой составляет около 1,9 мг. Выводится из организма с фекалиями (1,5 мг) и мочой (0,34 мг). Физиологическое значение стронция остается неясным. Однако избыточное содержание его в организме становится реальной угрозой развития урвской болезни (болезни Кашина-Бека), проявляющейся заболеваниями суставов, повышенной ломкостью и уродством костей. Рахитогенное действие стронция связывают с блокированием действия витамина D и избыточным отложением в костях фосфора. Считают, что причинами болезни являются также избыточное содержание бария и недостаток кальция в пище. В регионах, эндемичных по избыточному содержанию стронция в почве и воде (Восточная Сибирь, Северный Китай, Северная Корея), урвские патологии наблюдаются не только у людей, но и среди животных.

Из радиоактивных изотопов стронция известны нуклиды с массовыми числами 77÷83, 85, 89÷99.

Наибольший практический интерес представляют ^{89}Sr ($T_{1/2} = 50,5$ сут) и ^{90}Sr ($T_{1/2} = 29,1$ года), характеризующиеся большим выходом в реакциях деления урана и плутония, где они образуются в цепочках превращений:



Основным источником загрязнения внешней среды радиоактивным стронцием были испытания ядерного оружия и аварии на предприятиях топливно-ядерного цикла. Атмосфера — первичный резервуар ^{89}Sr и ^{90}Sr , откуда радионуклиды поступают на сушу и в гидросферу. Осаждение определяется гравитацией, адсорбцией на нейтральной пыли, постоянно присутствующей в атмосфере, и удалением атмосферными осадками (дождь, снег). Время пребывания радиоактивных аэрозолей в атмосфере составляет 30–40 сут, в стратосфере – несколько лет. Вследствие различных периодов полураспада соотношение $^{89}\text{Sr} : ^{90}\text{Sr}$ в выпадениях постоянно меняется. В начальный период после взрыва в выпадениях преобладает ^{89}Sr , а затем ^{90}Sr , поскольку отношение активности $^{89}\text{Sr} : ^{90}\text{Sr}$ в начальном периоде равно 150. В начальном периоде ^{89}Sr является одним из компонентов загрязнения внешней среды в зонах ближних выпадений радионуклидов. Суммарное количество ^{89}Sr , поступившего в атмосферу, оценивается в 90 ЭБк, а ^{90}Sr – в 600 ПБк. В

эти величины не входят стронций локальных выпадений. Наблюдалась отчетливо выраженная зональность выпадений, зависящих от особенностей атмосферных течений. За период 1961—1969 гг. в умеренных широтах Северного полушария плотность выпадения ^{89}Sr составила $1,3 \cdot 10^4$ Бк/м², а ^{90}Sr за период 1951–1980 гг. – примерно $2,1 \cdot 10^4$ Бк/м².

Источником загрязнения внешней среды, как уже отмечалось, были и остаются предприятия атомной энергетики. В условиях нормальной эксплуатации АЭС выбросы радионуклидов незначительны. В основном они обусловлены газообразными радионуклидами – РБГ, ^{14}C , тритием и йодом. В условиях аварий, особенно крупных, выбросы радионуклидов, в том числе радиоизотопов стронция, могут быть значительными. Примером являются известные аварии на промышленном реакторе в Уиндскейле (1957) и ЧАЭС (1986). В Уиндскейле произошел пожар, причем выброс составил соответственно $29,6 \cdot 10^{11}$ и $33,3 \cdot 10^{10}$ Бк. На ЧАЭС в разрушенном реакторе, по оценкам, могло накопиться $22,6 \cdot 10^{16}$ и $233,1 \cdot 10^{16}$ Бк. Выброс мог составить 4 и 3 % накопленной в реакторе активности. В 1957 г. в результате нарушения режима хранения РАО в ПО «Маяк» произошел взрыв емкости, где хранились радионуклиды в количестве $74 \cdot 10^{16}$ Бк. При взрыве $74 \cdot 10^{15}$ Бк 10% активности в виде жидкой пульпы было поднято взрывом на высоту до 1 км. В выброшенной активности на долю ^{89}Sr и ^{90}Sr пришлось 2,2 и 2,5 %, которые обусловили длительное загрязнение больших территорий ряда областей Южного Урала. Образовался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). В начальном периоде работы ПО «Маяк» в результате сброса 10^{17} Бк РАО в реку Течу произошло загрязнение ее поймы. В сбросах содержались радиоизотопы цезия, стронция и редкоземельных элементов.

Плутоний – трансурановый элемент. Известны радиоактивные изотопы с массовыми числами 232÷246. Практическое значение имеют ^{238}Pu и ^{239}Pu . Ядерно-физические характеристики основных радиоизотопов приведены в таблице 1.14. Стабильные изотопы плутония в природе не обнаружены.

Радиоизотопы плутония получают в промышленных урановых реакторах по реакции (п, γ). Тяжелые изотопы получают облучением ^{239}Pu нейтронами. ^{239}Pu наряду с ^{235}U используют в ядерных и термоядерных боеприпасах, а также в качестве ядерного горючего на АЭС. ^{238}Pu нашел широкое применение для изготовления атомных электрических батарей, источников питания для электрокардиостимуляторов, получения энергии в космических аппаратах.

Наиболее значимым источником загрязнения внешней среды плутонием ($^{239+241}\text{Pu}$ и др.) были испытания ядерного оружия. Только в пик испытаний (1952–1962) во внешнюю среду поступило 13 ТБк $^{239,240}\text{Pu}$, 360 ТБк ^{241}Pu и 0,13 ТБк других трансурановых элементов с массовыми числами

более ^{241} .

Источником загрязнения были и остаются некоторые этапы топливно-ядерного цикла, аварии на АЭС и аварии на летательных аппаратах, где плутоний используется как источник энергии. В 1969 г. при сгорании навигационного спутника в атмосферу поступило 0,63 ТБк ^{238}Pu . Потенциальным источником также могут быть аварии при уничтожении накопленных ядерных боеприпасов, которое проводится в настоящее время в широких масштабах. Следует отметить, что ^{239}Pu в ничтожно малых количествах образуется в урановых рудах в результате действия нейтронов на ^{238}U . Его содержание колеблется от 0,4 до 15 частей на 10^{12} частей урана.

Америций в природе представлен в основном изотопом с массовым числом 241 ($T_{1/2} = 432,7$ года). Альфа-распад ^{241}Am сопровождается низкоэнергетическим γ -излучением ($E_\gamma = 59,5$ кэВ) со сравнительно высокой интенсивностью (35,9%), однако неdestructивное определение возможно только в тех пробах, где содержание ^{241}Am относительно велико. Более чувствительным методом является α -спектрометрия, однако в этом случае необходима достаточно сложная процедура выделения ^{241}Am . Альфа-спектрометрическому определению ^{241}Am ($E_\alpha = 5485,6$ кэВ, $5442,9$ кэВ) мешает ^{238}Pu .

^{241}Am содержался в чернобыльском выбросе в совсем небольших количествах. Но с течением времени после чернобыльской катастрофы идет увеличение его содержания в окружающей среде, что связано с тем, что идет его образование в результате распада Pu-241 , который является бета-излучателем: $^{241}\text{Pu} \rightarrow ^{241}\text{Am} + \beta^- + \nu$.

$T_{1/2} ^{241}\text{Pu} = 14,4$ года, в то время как $T_{1/2} ^{241}\text{Am} = 432,7$ года, т.е. образование его идет быстрее, чем распад.

^{241}Am может поступать в растения только в очень малых количествах, т.к. по химическим свойствам он не похож на необходимые для питания растений элементы.

2. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

2.1. Особенности радиоактивного загрязнения территории Республики Беларусь техногенными радионуклидами

Естественный радиационный фон представляет собой ионизирующее излучение, действующее на человека на поверхности земли от природных источников космического и земного происхождения.

В Беларуси естественный радиационный фон находится в пределах 0,020 мкЗв/час.

Естественный фон в среднем по земному шару за счет космического

излучения и радиоактивности почв создает дозу 1,25 мЗв в год, в нашей республике – 1 мЗв в год.

Технологически измененный естественный радиационный фон представляет собой ионизирующее излучение от природных источников, претерпевших определенные изменения в результате деятельности человека, например, излучение от естественных радионуклидов, поступающих в биосферу вместе с извлеченными на поверхность Земли из ее недр полезными ископаемыми, в результате поступления в окружающую среду продуктов сгорания органического топлива.

Искусственный радиационный фон обусловлен радиоактивностью продуктов ядерных взрывов, отходами ядерной энергетики и радиационных аварий.

Еще до аварии на Чернобыльской АЭС геологи и геохимики республики сделали съемку естественной радиоактивности ее территории. Оказалось, что естественный радиоактивный фон по уровню экспозиционной дозы излучения в Беларуси колебался в зависимости от пункта измерения от 2 до 12 мкР/ч. Самая малая величина радиационного фона отмечена в районе Мозыря – 2 мкР/ч и более высокая мощность экспозиционной дозы излучения были характерны для северных районов республики – 12 мкР/ч, где имеются глинистые осадочные породы, как правило, обогащенные ураном.

Начиная с 1945 года было проведено большое число взрывов атомных и термоядерных бомб в различных частях земного шара. В результате этого продукты ядерных взрывов (в том числе Cs-137 и Sr-90) распространились через атмосферу по всей земной поверхности. Было установлено, что максимальная поверхностная плотность загрязнения Cs-137 и Sr-90 наблюдается в широтном поясе 50-60° северной широты и составляет 100-175 и 54-95 мКи/км² соответственно.

26 апреля 1986 года на 4-ом блоке Чернобыльской АЭС последовали один за другим два взрыва, которые разрушили перекрытия, сорвали крышу со здания реактора, открыв его активную зону и выбросив в атмосферу большое количество уранового топлива, трансурановых элементов, продуктов деления, бетон, графит. Возник пожар. Радиоактивные вещества достигли высоты 1,8 км и начали перемещаться с воздушными потоками в северо-западном и северном направлениях через западные и центральные районы Беларуси.

Во внешнюю среду поступило радиоактивных веществ общей активностью около 10 ЭБк ($1\text{Э}=10^{18}$), в том числе 6,3 ЭБк радиоактивных благородных газов. Было выброшено 50-60 % йода и 30-35 % цезия, содержащихся в реакторе. По некоторым оценкам величина выброса считается более высокой.

Формирование радиоактивного загрязнения Беларуси началось сразу же после взрыва реактора. 27-28 апреля 1986 года территория Беларуси находилась под влиянием пониженного атмосферного давления. 28 апреля во всех областях республики прошли дожди, носившие ливневый характер. С 29 апреля переместившиеся в северном направлении воздушные массы с радиоактивными выбросами, в связи со сменой направления движения воздушных потоков, начали перемещаться из Прибалтики на Беларусь. Такой

перенос воздушных потоков сохранялся до 6 мая. С 8 мая произошло повторное изменение направления движения воздушных масс и их траектория вновь прошла от Чернобыля в северном направлении.

Метеорологические условия движения радиоактивно загрязненных воздушных масс с 26 апреля по 10 мая 1986 года в совокупности с дождями, особенно в конце апреля и начале мая, определили масштабность радиоактивного загрязнения территории Беларуси. Около 2/3 радиоактивных веществ в результате сухого и влажного осаждения выпали на ее территории.

Радиоактивные выбросы привели к значительному загрязнению местности, населенных пунктов, водоемов. Загрязнение территории Беларуси свыше 37кБк/м² по цезию-137 составило 23 % от всей площади республики. Для сравнения, для Украины оно составляет 5 %, России - 0,6 %. Это свидетельствует о более сложных и тяжелых последствиях чернобыльской катастрофы для Беларуси по сравнению с Россией и Украиной. Основные массивы загрязненных радионуклидами пахотных земель и луговых угодий сосредоточены в Гомельской (58%) и Могилевской (27%) областях. В Брестской, Гродненской и Минской областях их доля от общей площади загрязненных сельскохозяйственных угодий в республике составляет соответственно 6, 5 и 5 %.

Повышение радиоактивности в результате катастрофы на ЧАЭС зарегистрировано на расстоянии десятка тысяч километров. Основной вклад в загрязнение природной среды и формирование дозовых нагрузок на население оказали цезий-137 (период полураспада 30 лет), стронций-90 (29 лет), плутоний-238 (88 лет), плутоний-239 ($2,4 \times 10^4$ лет), плутоний-240 (6537 лет), плутоний-241 (14,4 года), цезий-134 (2 года), церий-144 (284 суток), рутений-106 (368 суток), йод-131,-132,-133,-135 (до 8 суток), лантан-140 (40 часов), нептуний-239 (2 суток), барий-140 (13 суток), молибден-99 (66 часов), стронций-89 (50 суток) и еще около 20 радионуклидов с короткими периодами полураспада.

В первоначальный после катастрофы период значительное повышение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения регистрировалось практически по всей территории Беларуси. Уровни радиоактивного загрязнения короткоживущими радионуклидами йода во многих регионах республики были настолько велики, что вызванное ими облучение получило название “йодный удар”. Загрязнение территории радиоактивным йодом привело к большим дозам облучения щитовидной железы у людей, что вызвало в последующем значительное увеличение ее патологии.

В настоящее время радиоэкологическая обстановка в пострадавших регионах Беларуси определяется долгоживущими радионуклидами: цезием-137, стронцием-90, плутонием-238,239,240,241 и америцием-241.

По состоянию на январь 2001 года, площадь загрязнения республики цезием-137 с уровнем выше 37 кБк/м² составляла около 44000 км² или 21% всей территории. Особенностью этого загрязнения является то, что оно имеет неравномерный “пятнистый” характер.

Загрязнение территории республики стронцием-90 носит более локальный характер. Уровни загрязнения почвы этим радионуклидом выше 5,5 кБк/м²

были обнаружены на площади 21000 км² в Гомельской и Могилевской областях, что составило 10% от территории Беларуси.

Загрязнение почвы изотопами плутония с плотностью более 0,37 кБк/м² охватывает около 4000 км², или почти 2% площади республики.

За счет естественного распада плутония-241 отмечается рост удельной активности америция-241, который является более опасным с радиологической точки зрения.

3. ПОВЕДЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ АГРОЦЕНОЗОВ

Радионуклиды, поступившие в почву, не изменяют физико-химического состава почвы и с течением времени распределяются в 30-ти 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 почвенным 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 и осуществляется за счет следующих основных взаимобратимых процессов.**

1. Сорбция ↔ десорбция. Сорбция — это поглощение радионуклидов твердыми частицами почвы из почвенного раствора. Десорбция — это выделение или переход радионуклидов из частиц в почвенный раствор. Поглощение радионуклидов поверхностным слоем частиц называется адсорбцией.

2. Осаждение ↔ растворение. Осаждение — это образование труднорастворимых и нерастворимых соединений радионуклидов. Растворение — это переход радионуклидов в почвенный раствор из соединений.

3. Коагуляция ↔ пептизация. Коагуляция — это образование крупных коллоидных соединений в дисперсных системах. Пептизация — это распад крупных и сложных соединений на мелкие и простые.

На подвижность радионуклидов в почве оказывают влияние ряд таких факторов как физико-химическая характеристика радионуклидов, время и формы нахождения в почве, свойства почвы, погоднo-климатические 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 почвенно-поглощающего комплекса, 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. Гедройц К.К. выделил 5 видов поглотительной способности почв: 1) механическая поглотительная способность, т.е. механическое поглощение радиоактивных частиц порами и капиллярами почвы; 2) биологическая поглотительная способность, т.е. избирательное поглощение радионуклидов фауной и микроорганизмами; 3) физическая поглотительная способность, т.е. поглощение из почвенного раствора поверхностью частиц молекул воды и ионов щелочных элементов; 4) химическая поглотительная способность, т.е. образование в результате химических реакций труднорастворимых и нерастворимых в воде соединений; 5) физико-химическая или обменная поглотительная способность, т.е. способность почвенных коллоидов поглощать катионы из раствора в обмен на эквивалентное количество катионов коллоидов. Коллоиды — это сложные минеральные, органические и органоминеральные соединения. В большинстве почв преобладают минеральные коллоиды, на долю которых приходится 85–90% их общей массы. К ним относятся глинистые минералы (монтмориллонит, каолинит, галлуазит, гидрослюда, иллит, вермикулит и др.), гидрооксиды железа, алюминия, марганца, кремния и их комплексные соли. Основное свойство коллоидов — способность к поглощению веществ из раствора в виде ионов и молекул. Поглощенные ионы и молекулы могут обмениваться на другие ионы и молекулы, находящиеся в почвенном растворе, т.е. коллоиды обеспечивают поглотительную и обменную способность почв. Большая удельная поверхность и наличие двойного слоя ионов на внешней части, которые способны к эквивалентному обмену, придают коллоидам высокую реакционную активность. В зависимости от заряда ионов коллоиды разделяются на три группы: 1) отрицательно заряженные (глинистые минералы, гидрооксиды кремния и марганца, гумусовые кислоты, органоминеральные коллоиды); 2) положительно заряженные (гидрооксиды железа и алюминия); 3) амфолитоиды, которые в кислой среде имеют

положительный заряд, а в щелочной – отрицательный. Отрицательный заряд глинистых минералов возникает в результате изоморфных (неэквивалентных) замещений ионов.

Обменное поглощение оказывает основное влияние на поведение радионуклидов в почве. Процессы обменного поглощения происходят на поверхности частиц. Обменной поглотительной способностью обладает тонкодисперсная фракция или почвенно-поглощающий комплекс. Обменное поглощение радионуклидов подчиняется основным закономерностям ионного обмена. Характер взаимодействия радионуклидов с ППК можно представить схемой обменной реакции:



где ППК – почвенно-поглощающий комплекс; M – ионы элементов ППК; m – ионы радионуклидов.

Эта реакция обратима, т.е. 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). Однако изменение концентрации радионуклидов практически не влияет на распределение ионов ППК.

Фракции почв различаются размерами частиц, физическими и химическими свойствами и минералогическим составом. Выделяют три основные фракции почвы: 1) фракция мелкого песка и крупной пыли; 2) фракция средней и мелкой пыли; 3) илистая фракция. Во второй и третьей фракции, куда входят слюды, гидрослюды и минералы монтмориллонитовой и каолинитовой группы, повышенное содержание кальция, магния и калия. Гранулометрический состав определяет поглотительную способность почвы, которая зависит от дисперсности почвенных частиц. С уменьшением размера частиц почвенных фракций сорбция ими Cs-137 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 Ca^{2+} , Mg^{2+} и K^{+} . 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 гранулометрического состава обладают более высоким содержанием мелкодисперсных фракций по сравнению с почвами легкого гранулометрического состава. Поэтому поглощенные радионуклиды в 2-5 раз сильнее закрепляются на тяжелых почвах. Cs-137 сорбируется в 10–20 сильнее, чем Sr-90. 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. Минерализацию оценивают по зольности почвы, т.е. по содержанию в ней оксидов железа, алюминия и кремния. Чем больше в золе SiO_2 , тем выше зольность. Известно, что SiO_2 и алюминий входят в состав монтмориллонита, каолинита и гидрослюд, содержание которых в торфяных почвах очень низкое. 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.

Высокая сорбция мелкодисперсных фракций почвы связана не только с большой удельной поверхностью глинистых частиц и с их отрицательным зарядом, но и с особенностями их минералогического состава. Минеральная часть почвы составляет от 50% до 97% массы почвы. Первичные минералы представлены крупными песчаными частицами. Вторичные минералы преобладают в илистой фракции в виде глин и коллоидов. Максимальная сорбция радионуклидов происходит минералами группы монтмориллонита и группы гидрослюд. Минимальная сорбция у минералов группы каолинита и группы слюд. Поглощение радионуклидов из почвенного раствора минералами группы монтмориллонита составляет 92–99%, группы гидрослюд – 80–88%, группы слюд – 71–87%, группы каолинита – 40–68%, группы кальцита, кварца и полевых шпатов – 10–50%. Вторичные минералы относятся к алюмосиликатам и имеют следующие химические формы: $\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ – монтмориллонит, $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ – каолинит, $\text{KAl}_2[(\text{SiAl})_4 \text{O}_{10}](\text{OH})_2 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ – гидромусковит. Они находятся в почве в виде кристаллов от нескольких микрометров до десятых и сотых долей микрометра, благодаря чему имеют большую поверхность и высокую поглонительную способность.

Монтмориллонитовые глины высокодисперсны, обладают высокой набухаемостью, липкостью и вязкостью. В дерново-подзолистых почвах и черноземах, сформированных на суглинках, преобладают минералы монтмориллонитовой группы. Различие в поглощении и закреплении радионуклидов связано с различиями в строении кристаллических решеток минералов. Кристаллическая решетка минералов построена из кремнекислородных тетраэдров (атомы кремния и кислорода) и алюмогидроксильных октаэдров (атомы алюминия, кислорода и водорода), которые располагаются слоями и формируют кристаллическую решетку или пакет, состоящий из 2-х или 3-х слоев, между которыми имеются свободные межпакетные пространства. У каолинита кристаллическая решетка образована двумя слоями, расстояние между которыми составляет 0,715 нм, у монтмориллонита – трехслойная решетка, с расстоянием между слоями от

0,94 до 2,14 нм. Известно, что чем больше слоев и чем больше межпакетное расстояние, тем глубже проникают обменные ионы вглубь решетки и тем сильнее они закрепляются в ней, поэтому сорбционная способность у минералов группы монтмориллонита выше, чем у минералов группы каолинита. Частицы глинистых минералов имеют отрицательный заряд. Возникновение отрицательного заряда связано с изоморфным замещением в тетраэдрах и октаэдрах. В минералах часть 4-х валентных ионов Si^{4+} тетраэдров может быть изоморфно, т.е. неэквивалентно, замещена 3-х валентными ионами Al^{3+} почвенного раствора. Аналогично в октаэдрах часть 3-х валентных ионов Al^{3+} может быть замещена 2-х валентными ионами Mg^{2+} . Возникший отрицательный заряд частицы компенсируется соответствующим количеством одновалентных катионов почвенного раствора, такими как K^+ , Na^+ , реже Ca^{2+} , которые способны к диссоциации (к выходу из частиц) и эквивалентному обмену на любые одновалентные и двухвалентные катионы почвенного раствора, в том числе и на одновалентные ионы радионуклидов. При этом катионы, компенсирующие отрицательный заряд, могут оставаться на поверхности коллоида или проникать в межпакетные пространства кристаллической решетки, где прочно закрепляются и не участвуют в обменных реакциях. Поэтому считают, что Cs-137 поглощается кристаллической решеткой глинистых минералов по типу изоморфного замещения калия в кристаллической решетке минералов. Участие Cs-137 в кристаллохимических реакциях с вхождением его в межпакетное пространство кристаллических решеток вторичных глинистых минералов является характерной особенностью поведения цезия-137 в почве. Большое межпакетное пространство у минералов группы монтмориллонита способствует поглощению катионов, компенсирующих отрицательный заряд, не только на внешней поверхности, но и в межпакетных пространствах, поэтому у минералов этой группы высокая поглощательная способность. У минералов группы каолинита расстояние между пакетами меньше, поэтому межпакетная связь прочнее, обменное поглощение катионов происходит только на внешней поверхности, поэтому у них менее прочная сорбция. У гидрослюдов обменные ионы Mg^{2+} расположены в межпакетных пространствах решеток. При набухании гидрослюда (когда почва влажная) обменные ионы почвенного раствора проникают в межпакетное пространство и вступают в обменные реакции с ионами магния. При низкой влажности почвы гидрослюды теряют воду, межпакетные пространства сокращаются, ионы почвенного раствора не включаются в обменные реакции с ионами Mg^{2+} и не закрепляются в решетке, а остаются в почвенном растворе.

Общее количество катионов, которое может быть вытеснено из почвы, называется емкостью поглощения или емкостью катионного обмена, которая зависит от минералогического и гранулометрического состава почвы, а также от содержания гумуса. Органическая часть почвы обладает более высокой поглощательной способностью, чем минеральная, однако, в мелкодисперсной фракции преобладают минеральные коллоиды. Общее содержание поглощенных катионов оснований (кроме водорода и алюминия) называется

суммой обменных оснований, на долю которых в черноземах приходится 80–90%. В дерново-подзолистых почвах 50% и более приходится на ионы водорода и алюминия. Установлено, что чем больше емкость катионного обмена и сумма обменных оснований, тем прочнее сорбция радионуклидов, поэтому максимальная сорбция у черноземов.

Каждая почва в естественном состоянии содержит определенное количество обменно-поглощенных катионов Ca^{2+} , H^+ , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Al^{3+} , чаще преобладают K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} и H^+ , поэтому почвы могут быть кислыми или щелочными. Различные почвы имеют закономерное сочетание основных почвенных показателей. Например, черноземы характеризуются повышенным содержанием физической глины, ила, гумуса, обменных катионов, большой емкостью поглощения, преобладанием минералов монтмориллонитовой группы, а дерново-подзолистые, наоборот, отличаются невысоким содержанием питательных веществ, незначительной емкостью обмена, низким pH, малым содержанием гумуса. Поэтому более прочно радионуклиды закрепляются в черноземах и слабее всего в дерново-подзолистых песчаных и торфяно-болотных почвах. Установлено, что во всех типах почв Cs-137 фиксируется более прочно, чем Sr-90.

Кислотность почвы зависит от концентрации в почвенном растворе ионов H^+ и Al^{3+} . Ионы H^+ обладают высокой способностью к замещению поглощенных в ППК ионов химических элементов, в том числе и 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 Sr-90 они располагаются в следующий убывающий ряд: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$. Двух- и трехвалентные ионы располагаются в ряд: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+}$, таким образом, чем больше в почве двух- и трехвалентных ионов, тем больше сорбция Sr-90. На сорбцию цезия-137 значительно влияют одновалентные катионы, это указывает на необратимый характер сорбции. По влиянию на сорбцию цезия-137 катионы располагаются в убывающий ряд: $\text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+$. Анионы PO_4^{3-} , SO_4^{2-} и CO_3^{2-} увеличивают сорбцию Sr-90, образуя с ним нерастворимые фосфаты, карбонаты и сульфаты. Эти анионы незначительно усиливают сорбцию цезия-137.

Чем выше насыщенность почвы основаниями, тем меньше кислотность и выше буферность почвы. Буферность – это способность почв противостоять изменению реакции почвенного раствора при появлении в нем ионов H^+ и OH^- . Высокой буферностью обладают тяжелые черноземные почвы.

Известно, что чем больше в почве органических веществ, тем выше сорбция. Лучшими сорбентами являются фульвокислоты и гуминовые кислоты. Фульвокислоты образуют комплексы с тяжелыми металлами и радионуклидами анионного характера, которые хорошо растворимы. Фульвокислоты образуют также комплексы, содержащие кальций, железо и алюминий, которые находятся в почве в растворимом и нерастворимом состоянии. Гуминовые кислоты имеют высокую емкость катионного обмена (500-700 мг-экв./100г органического вещества) и обладают хелатирующей способностью, т.е. связывают тяжелые металлы и радионуклиды.

Установлено, что 1 г гуминовой кислоты при pH=5-6 сорбирует 34 мг свинца, 350 мг ртути, 29 мг цезия, 17 мг стронция и ряд других элементов. С гуминовыми кислотами цезий и стронций 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, кроме этого трансурановые элементы могут образовывать с органическим веществом мобильные соединения хелатного типа. Большой запас органического вещества содержится на торфяно-болотных почвах, где примерно 20% Cs-137 соединяется с гуминовыми кислотами, а Sr-90 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. В лесных ценозах радионуклиды непрочно поглощаются лесной подстилкой, из которой быстро мигрируют в верхние слои минеральной почвы, где прочно фиксируются. На сорбцию радионуклидов в естественных ценозах влияет 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.

Прочность сорбции радионуклидов возрастает в ряду почв: дерново-подзолистые супесчаные > дерново-подзолистые суглинистые > и черноземные. В этом ряду почв возрастает дисперсность частиц, содержание глинистых минералов, органического вещества и катионов кальция и калия.

Наибольшее влияние среди погодно-климатических условий оказывают сумма положительных температур и продолжительность сезона положительных температур, годовое количество осадков и их распределение по сезонам года. Чем выше температура и чем больше выпадает осадков в весенне-летний период, тем ниже сорбция радионуклидов.

Большинство катионов, в том числе и радионуклидов, прочнее поглощаются слабощелочными почвами аридной зоны и слабее поглощаются кислыми почвами гумидной зоны, т.е. сорбция зависит от природно-климатической зональности.

Таким образом, чем выше плодородие почвы, тем прочнее сорбция радионуклидов.

Радионуклиды в почве находятся в очень малых концентрациях и в различных формах. Например, при плотности загрязнения почвы 1 Ки/км² массовая концентрация цезия-137 составляет $3,9 \cdot 10^{-12}$ %, а стронция-90 – $2,4 \cdot 10^{-12}$ %. Поэтому они, попадая в почву, не изменяют ее основные агрохимические свойства. 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. По подвижности в почвах радионуклиды разделяются на 4 группы: 1)

сильноподвижные (иод, сера и др.); 2) подвижные (натрий, рубидий, стронций, рутений и др.); 3) малоподвижные (церий, железо, цирконий, цезий и др.); 4) практически неподвижные (цинк, кобальт и др.).

Степень подвижности радионуклидов в почве оценивается воздействием на нее различными растворами химических соединений. Легкодоступные для растений формы радионуклидов извлекаются водой (водорастворимая форма) и одномолярным (1М) раствором уксуснокислого аммония (обменная форма). Подвижные радионуклиды, извлекаемые 1М раствором соляной кислоты, только частично могут поглощаться растениями и являются для них потенциально доступным резервом. Фиксированные формы радионуклидов недоступны растениям и освобождаются лишь при обработке почвы 1М раствором соляной кислоты (слабофиксированные формы) и 6М раствором соляной кислоты (прочнофиксированные формы).

Формы нахождения радионуклидов в почве непостоянны, т.е. они изменяются с течением времени. При длительном пребывании радионуклидов в почве на перераспределение их форм оказывают влияние сорбционные процессы радионуклидов в почве. В первые годы после аварии радионуклиды Cs-137 и Sr-90 находились преимущественно в водорастворимой и обменной формах, т.е. в формах доступных для поглощения корнями растений. Степень окисления цезия равна 1^{+} , в почвенном растворе он присутствует в виде катиона. Цезий-137 имеет наибольший радиус среди других одновалентных катионов, поэтому он адсорбируется глинистыми минералами прочнее, чем его химический аналог калий. Исследования показали, что доступность радиоцезия существенно уменьшается во времени вследствие процессов фиксации его почвой. За период 1987 по 1994 год доля фиксированной формы Cs-137 увеличилась более, чем в 2 раза и составляла 70-84% общего содержания. Для Sr-90, наоборот, характерно преобладание легкодоступных для растений форм, которые составляли 53-87% от общего содержания и имели тенденцию к повышению во времени. Стронций-90 имеет степень окисления 2^{+} , в почвенном растворе он находится в виде катионов. Растворимость бикарбоната стронция выше, чем бикарбоната кальция, поэтому в почве стронций более подвижен, чем кальций.

В последние годы нет значительных изменений в перераспределении форм нахождения радионуклидов в почве, т.е. установилось динамическое равновесие форм. Таким образом, более 90% Cs-137 находится в фиксированной форме. Более 80% Sr-90 находится в водорастворимой и обменной формах. Следует отметить, что со временем происходит разрушение или деструкция "горячих" частиц, содержащих цезий, стронций и плутоний. После выхода из частиц цезий-137 быстро связывается глинистыми минералами верхних слоев почвы и переходит в фиксированную форму. Стронций-90 не фиксируется глинистыми минералами и входит в состав почвенного раствора в подвижном состоянии, увеличивая процентное содержание водорастворимой и обменной форм.

Церий и рутений мало подвижны в почве. Поведение плутония в почве подобно поведению естественного радиоактивного тория. Около 80%

плутония находится в аморфной форме, т.е. плутоний входит в состав аморфных соединений, покрывающих в виде пленок минеральные частицы. Остальные 20% плутония находится в обменной (около 14%), подвижной (4,5%) и водорастворимой (1%) формах. Наиболее растворимы и подвижны соединения плутония, в которых он находится в степени окисления 5^+ и 6^+ . Установлено, что гидрооксиды америция и кюрия более растворимы и подвижны в почве, чем гидрооксиды плутония.

Подвижность радионуклидов в почве зависит и от режима увлажнения почв. Например, на переувлажненных песчаных и торфяных почвах в Наровлянском и Лельчицком районах Гомельской области высокая степень загрязнения травяных кормов наблюдается даже при относительно низких плотностях загрязнения радионуклидами.

Радионуклиды, осевшие на поверхность почвы, включаются в миграционные процессы, такие как вертикальная и горизонтальная миграция радионуклидов. Вертикальная миграция – это совокупность процессов, вызывающих перераспределение радионуклидов вглубь по профилю почвы. Перемещение радионуклидов по профилю почвы, во-первых, изменяет их распределение в корнеобитаемом слое; во-вторых, приводит к снижению уровня радиации над поверхностью почвы; в-третьих, приводит к уменьшению интенсивности выдувания и вымывания радионуклидов; в-четвертых, создает возможность загрязнения грунтовых вод радионуклидами. Интенсивность вертикальной миграции зависит от свойств почвы, от свойств радионуклидов, от вида биоценоза и других факторов. Вертикальная миграция осуществляется при следующих процессах: 1) конвективный перенос с током воды (конвекция); 2) диффузия свободных и адсорбированных ионов; 3) механический перенос на частицах почвы; 4) перенос на коллоидных частицах (лессиваж); 5) перенос по корневым системам растений.

Эти процессы неравнозначны при вертикальной миграции, наиболее значимы конвекция и диффузия. Конвекция — это перенос радионуклидов восходящими и нисходящими потоками пара или жидкости. Конвекция приводит к перемещению и увеличению максимальной концентрации радионуклидов в нижележащих профильных слоях. Диффузия — это самопроизвольное выравнивание концентрации радионуклидов при соприкосновении с частицами почвы. Диффузия вызывает расширение зоны нахождения радионуклидов с одновременным уменьшением максимальной концентрации. Конвекция и диффузия тесно связаны с поглощением и прочностью закрепления радионуклидов твердой фазой почвы. Чем прочнее сорбция радионуклидов в почве, тем слабее эти два процесса. Конвекция и диффузия характерны для водорастворимой и, частично, для обменной форм радионуклидов в почве. Механический перенос происходит в результате роющей деятельности почвенной фауны, деятельности человека при вспашке и рыхлении почвы, а также с током воды и пыли по трещинам и разломам почвы. Механический перенос характерен для всех форм радионуклидов.

В одной и той же почве разные радионуклиды имеют разную скорость миграции и разные коэффициенты миграции. Коэффициенты миграции Cs-

137 на 1–2 порядка ниже, чем коэффициент миграции Sr-90. По величине коэффициента миграции Sr-90 почвы располагаются в следующий убывающий ряд: дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая суглинистая > торфяно-болотная > чернозем. Убывающий ряд почв по величине коэффициента миграции Cs-137: торфяно-болотные > дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая суглинистая > чернозем. Миграция зависит от гидроморфности почвы. Максимальная миграция радионуклидов на дерново-глеевых, дерново-торфянисто-глеевых и торфяно-болотных почвах, где стронций мигрирует интенсивнее, чем цезий. Основная масса радионуклидов (до 90%) на необрабатываемых почвах находится в верхнем 0–5 сантиметровом слое (суглинистые почвы) или в 0–10 сантиметровом слое (супесчаные почвы). Миграция на автоморфных почвах достигает 15–20 см, на увлажненных – более 30 см. Миграция по профилю почвы происходит очень медленно, поэтому в ближайшие 30 лет самоочищения корнеобитаемого слоя почвы за счет миграции не произойдет. На пахотных почвах радионуклиды равномерно перемешаны в пахотном слое (0–25 см). В подпахотном горизонте концентрация радионуклидов менее 1% от общего содержания радионуклидов в слое 0–30 см. Содержание Cs-137 и Sr-90 в почве уменьшается только в результате естественного радиоактивного распада, который не зависит от внешних условий, а также за счет выноса радионуклидов растительностью. За счет радиоактивного распада почва ежегодно очищается от Sr-90 и Cs-137 соответственно на 2,2 и 2,1%.

Для оценки перспективы ведения сельскохозяйственного производства необходимо знать динамику самоочищения почв за счет миграции радионуклидов за пределы корнеобитаемого слоя. При прогнозе радиационной обстановки используется период полуочищения корнеобитаемого слоя почвы, т.е. время, за которое первоначальное содержание радионуклидов в корнеобитаемом слое уменьшится в два раза. Период полуочищения почв в ближней зоне (до 30 км от ЧАЭС) и дальней (250 км и более от ЧАЭС) для цезия-137 составляет соответственно 24–27 и 10–17 лет. Для стронция-90 период полуочищения для ближней и дальней зон меньше в 1,5–3 раза и составляет 7–12 лет.

Перенос радионуклидов по корневым системам растений зависит от глубины проникновения и густоты корней в почве, от физико-химических свойств радионуклидов, от биологических особенностей растений и состава фитоценоза. Из наземных органов радионуклиды поступают в глубинные корни. Благодаря выделительной функции корней радионуклиды попадают в нижележащие почвенные горизонты. Перенос по корням характерен для водо-растворимой и обменной форм. При отмирании наземной массы и при срезе растений радионуклиды с корнями остаются в почве на глубине расположения корней, при разложении которых радионуклиды поступают в почвенный раствор. С коллоидными частицами мигрируют все формы радионуклидов.

Таким образом, легкий гранулометрический состав, повышенная кислотность почвенного раствора, избыточная увлажненность почвы и

отсутствие глинистых минералов в почве способствуют интенсивности вертикальной миграции по профилю почвы.

Горизонтальная миграция — это перераспределение радионуклидов по поверхности почвы в горизонтальном направлении. Она обусловлена действием двух природных процессов — ветровой и водной эрозией почвы. Под ветровой эрозией понимают ветровой перенос радионуклидов. Величина ветровой миграции зависит от ряда факторов, таких как скорость ветра, погодноклиматические условия, свойства радиоактивных выпадений, дисперсность частиц и прочность фиксации их на растительном покрове, свойства почвы, характер подстилающей поверхности, особенности рельефа и ландшафта, структура посевов, система обработки почвы и др. Основное количество радионуклидов (до 85%) перемещается в приземном слое с мелкой фракцией почвы. Максимальная миграция радионуклидов с ветром наблюдается в весенне-летний период. На минеральных почвах миграция начинается при скорости ветра 3–6 м/с, на осушенных торфяниках — 8–9 м/с. Мерой ветрового переноса радионуклидов служит коэффициент ветрового подъема, который определяется как отношение концентрации радионуклида в воздухе на высоте 1 м к плотности поверхностного загрязнения почвы. Ветровой перенос имеет значение при вторичном загрязнении растительности, где его размеры могут составлять более 10% от общего содержания радионуклидов в растительности. Перенос радионуклидов с пылью зависит от ландшафта, т.е. от наклона земной поверхности. Максимальное накопление радионуклидов происходит в местах, где резко уменьшается скорость ветра. Эти места находятся в низинах, впадинах, на подветренных сторонах склонов, около лесов и строений, где содержание цезия-137 в почве в два и более раз больше.

На Полесье 50% площади подвержено ветровой эрозии, в результате которой теряется до 3–5 т земли с 1 га. На Полесье возможны пыльные бури, при которых дальность переноса радионуклидов возрастает. Ветровая эрозия более интенсивна на осушенных торфяниках и песчаных почвах при выращивании однолетних и пропашных культур. На эрозированных полях различия в загрязнении пахотного горизонта цезием-137 составляют 1,5–3 раза.

Водная эрозия почвы осуществляется в результате стока поверхностных вод в водные системы и бессточное понижение. Водная миграция радионуклидов осуществляется со стоком вод во время осадков, паводков, разливов рек, сезонного таяния снега, а также с грунтовыми водами. Миграция растворенных радионуклидов называется жидким стоком. Миграция взвесей илистых и глинистых частиц, содержащих радионуклиды в поглощенном состоянии, называется твердым стоком. Стоки радионуклидов в речные системы составляют несколько процентов в год от общего запаса их на площади водосбора. Твердый сток наиболее значим на легких пахотных землях и в местах с высокой скоростью потоков поверхностных вод, т.е. на склонах. Большую роль в миграции радионуклидов играет тип и увлажненность почвы водораздела. Дерново-подзолистые супесчаные и песчаные почвы водоразделов имеют высокую подвижность радионуклидов,

поэтому в стоке с этих почв высокая концентрация радионуклидов, которые выносятся в пойму, где их содержание в почве может быть в 2-3 раза выше, чем в почве водораздела. Водоразделы, сложенные черноземом, прочнее поглощают радионуклиды, поэтому стоки с них содержат мало радионуклидов, в результате чего в почвах поймы концентрация радионуклидов ниже, чем в почвах водораздела. Миграционная способность стронция-90 в 10 и более раз выше, чем цезия-137. Это связано с тем, что стронций 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 происходит очистка почвы водосбора и вторичное загрязнение водных систем радионуклидами.

Сток радионуклидов в пониженные участки рельефа повышает там их концентрацию, поэтому на полях с неровным рельефом загрязнение почвы радионуклидами неравномерное и изменяется в 1,5-3 раза. На склонах рельефа водная эрозия вызывает вторичное загрязнение почвы радионуклидами, в результате смыва их в среднюю и нижнюю часть склона. Смыв радионуклидов происходит, в основном, с твердыми взвесями. Интенсивность смыва на склонах с дерниной в 100 раз ниже, чем на голых склонах. Смыв радионуклидов возрастает при выращивании на склонах пропашных культур.

Анализ дождевого и талого стока показал, что смыв радионуклидов с талым стоком на порядок меньше, чем смыв с дождевым, что связано с температурным режимом.

Радионуклиды ^3H , ^{14}C , ^{129}I мигрируют в виде летучих соединений на большие расстояния. Они переносятся из почвы, воды и растений в атмосферу. Их миграция зависит от дыхания и фотосинтеза растений, от разложения органических остатков и от окислительно-восстановительных реакций.

4. ПОСТУПЛЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТИТЕЛЬНОСТЬ АГРОЦЕНОЗОВ

4.1. Аэральное загрязнение растительности агроценозов

Известно, что в растениях может накапливаться, не повреждая их и не снижая урожайность, такое количество радионуклидов, при котором растениеводческая продукция становится непригодной для использования. Радионуклиды в растения могут поступать через вегетативные органы — аэральным путем поступления и через корневую систему — корневой путь поступления. Аэральное поступление наиболее значимое при радиоактивном загрязнении воздушной среды сразу после радиационного инцидента. При попадании радионуклидов в почву преобладает корневой путь поступления.

При аэральном загрязнении на наземные органы растений оседают

радиоактивные аэрозоли, оплавленные силикатные и карбонатные частицы грунта, частицы топлива, высокордиоактивные “горячие” частицы, входящие в состав “сухого” и “мокрого” выпадения. Осевшие на растения радиоактивные выпадения слабо закрепляются в наземных органах, потому что одновременно с осаждением происходят полевые потери радиоактивности. Степень удержания радиоактивных выпадений растительностью оценивается по величине первичного удержания, которое выражается отношением количества радиоактивных частиц, осевших на растения, к общему количеству радиоактивных частиц, выпавших на данную площадь.

Первичное удержание и последующие процессы потерь радиоактивности зависят от многих факторов, в том числе от размера частиц и вида выпадений, площади удерживающей поверхности и плотности растительного покрова, морфологии растений и типа травостоя, урожайности наземной массы, метеоусловий во время и после выпадения радиоактивных осадков и др.

Максимальные потери радиоактивности при ветреной и дождливой погоде. Мелкие частицы и водорастворимые формы закрепляются в 4-7 раз прочнее, чем крупные и твердые нерастворимые частицы. Потери радиоактивности растениями, обусловленные всеми факторами, кроме радиоактивного распада, называются полевыми потерями радиоактивности. Скорость удаления радиоактивных веществ с растительного покрова характеризует период полупотерь, т.е. время, за которое смывается дождем и сдувается ветром 50% активности. Максимальные потери радиоактивности происходят в первые 2-3 суток, а всего за 7 суток она снижается на 70-90%. Потери фиксированных радионуклидов мало зависят от погодных условий и определяются свойствами радионуклидов и биологическими особенностями растений. Период полупотерь для слабозакрепленной фракции йода-131 составляет 14 суток, цезия-137 – 14 суток, для стронция-90 – 5 сут., а для прочнозакрепленной фракции этих радионуклидов – соответственно 27, 90 и 70 суток

На поверхности листьев радионуклиды могут находиться в свободном или сорбированном состоянии. Сорбция зависит от температуры и влажности воздуха и листьев, морфологии листьев, солевого состава и кислотности осадков, вида радионуклида и его формы.

Основными механизмами аэрального поступления радионуклидов являются ионно-обменные реакции и диффузия. Водорастворимые формы поступают с водой через цитоплазму в клетки основной ткани, через стенки клеток и межклеточники, через клетки, расположенные над поверхностью жилок, через устьица. Чем толще кутикула, тем слабее происходит диффузия и ионно-обменные реакции. Поступление через устьица усиливается на свету, когда они открываются при дыхании. На растительности естественных луговых ценозов радионуклиды задерживаются в нижней части растений и в верхнем слое дернины. Здесь происходит дополнительное поступление радионуклидов через основание стебля и через поверхностные корни, поэтому растительность естественных лугов загрязняется радионуклидами

сильнее, чем растительность окультуренных кормовых угодий.

После проникновения в листья часть радионуклидов остается в листьях, а часть разносится по растению и концентрируется в других органах. Продвижение радионуклидов по растению зависит от физико-химических свойств радионуклидов и в меньшей степени от биологических особенностей растений. Наиболее активно продвигается по растению радиоцезий, являющийся аналогом калия, а стронций, рутений и церий концентрируются в листьях в небольших количествах. Переход этих радионуклидов из листьев в генеративные органы в десятки раз меньше, чем цезия.

4.2. Пути и механизмы поступления радионуклидов в растения из почвы

Радионуклиды, осевшие на почву в составе различных выпадений, могут подниматься ветром или дождем и оседать на растительность. Это явление называется вторичным радиоактивным загрязнением растений, интенсивность которого оценивается по величине коэффициента ветрового подъема, определяемого как отношение концентрации радионуклида в воздухе на высоте 1 м к плотности поверхностного загрязнения почвы. Его величина зависит, в основном, от свойств атмосферы (плотности, турбулентности, температуры, давления, влажности, скорости движения воздуха над поверхностью почвы), от свойств почвы (гранулометрического и минералогического состава, влажности, плотности, структуры), от хозяйственной деятельности человека (обработка почвы, выпас скота, автомобильное движение), а также от рельефа и вида растительности. Вторичное загрязнение растительности происходит при пыльных бурях, при горении торфяников, лесов и сжигании послеуборочных остатков.

Кроме ветрового переноса причиной вторичного загрязнения может быть забрызгивание грязью нижних частей растений во время выпадения сильных дождей. Максимальная высота подъема частиц от земли около 40 см, поэтому такое загрязнение наиболее значимо для низкорослых видов растений. Вклад вторичного загрязнения в общее загрязнение может составлять 30% и более. Значительное вторичное загрязнение товарной части овощных и листовых культур радионуклидами происходит в период образования и роста плодов и листьев, злаковых культур – в фазах колошения, цветения и молочной спелости. Практически не загрязняется зерно бобовых и крестоцветных культур, кукурузы, так как оно защищено створками бобов, стручков и листьями, а также клубни и корнеплоды, защищенные почвой.

Механизм усвоения радионуклидов корнями растений подобен усвоению необходимых элементов питания. Основными механизмами усвоения радионуклидов являются ионно-обменные реакции и диффузия. Главное отличие состоит в том, что радионуклиды находятся в почве в предельно низких концентрациях, а элементы питания – в более высоких концентрациях. Основное количество радионуклидов извлекается корнями из почвенного раствора, а также из почвенно-поглощающего комплекса, с

частицами которого тесно контактируют корневые волоски, или зона поглощения корня. Поглощение ионов корнями и продвижение их вверх по растению происходит в три стадии. В первой стадии происходит адсорбция ионов мембранами поглощающих клеток корней. Адсорбция носит обменный и необменный характер. Обменными ионами растений являются H^+ и CO_3^{2-} , которые образуются при диссоциации углекислоты, выделяемой при дыхании. Ион H^+ из цитоплазмы проходит с корневыми выделениями через мембрану и вступает в обмен преимущественно с одновалентными ионами почвенного раствора и частиц, где могут находиться радионуклиды. В результате этого обмена ионы радионуклидов поступают в цитоплазму клеток корневых волосков. Механизм поступления цезия-137 и стронция-90 в корневую систему растений изучен недостаточно полно. На первом этапе усвоения радионуклидов важную роль играет катионно-обменная емкость корней, т.е. содержание обменных катионов, которая зависит от содержания в мембране клеток корня пектина и веществ белковой природы. Виды растений с высокой катионно-обменной емкостью корней поглощают из почвенного раствора больше катионов кальция, чем катионов других одновалентных элементов. Катионно-обменная емкость корней у злаковых культур составляет 10–23 мг-экв./100 г сухих корней, у бобовых — 40–60 мг-экв./100 г сухих корней. Этим можно объяснить повышенную способность бобовых культур к накоплению кальция и его химического аналога стронция. Существует прямая связь между скоростью поступления цезия-137 и величиной катионно-обменной емкости корней. Например, при добавлении в опытный раствор ионов калия и кальция катионно-обменная емкость стенок клеток может повышаться в результате ее насыщения этими катионами, поэтому адсорбция ионов цезия и стронция на клеточные стенки практически не происходит. При высокой концентрации калия в растворе ионы калия поступают преимущественно по калиевым каналам, поэтому поступление цезия значительно снижается, т.е. происходит дискриминация цезия относительно калия. У всех культур дефицит обменного калия в почве приводит к увеличению коэффициента накопления цезия у ячменя до 20 раз, у ржи до 30 раз и у пшеницы до 40 раз. При поступлении стронция практически отсутствует дискриминация кальцием. Известно, что дефицит ионов калия в растворе повышает также поступление стронция в корни. В корни растений цезия поступает больше, чем стронция. Установлено, что ионы стабильных и радиоактивных элементов могут вступать в реакцию взаимодействия с компонентами мембран с образованием различных соединений. В связанном состоянии в составе этих соединений, которые называются веществами-переносчиками, ионы поступают в цитоплазму, где комплекс распадается с образованием иона и вещества-переносчика. Ион мигрирует дальше по растению и включается в обмен веществ. Вещество-переносчик вновь возвращается к мембране и присоединяет новый ион. Во второй стадии происходит проникновение ионов в проводящие ткани, т.е. трахеиды и сосуды ксилемы. В третьей стадии происходит восходящее движение ионов по сосудам ксилемы с ксилемным соком в клетки и ткани наземных органов. В состав ксилемного сока входит вода, органические и

неорганические вещества, элементы питания и другие соединения. Ксилемный сок перемещается по растению за счет корневого давления и транспирации. При транспирации вода испаряется, а все вещества, в том числе и радионуклиды, остаются в клетках и тканях наземных органов. Скорость продвижения радионуклидов по растению зависит от интенсивности транспирации. В жаркую и сухую погоду транспирация усиливается, поэтому может повышаться содержание радионуклидов в наземной части растений. Ионный обмен между клеточной оболочкой корневого волоска и почвенными частицами происходит труднее, чем обмен ионами из почвенного раствора. При низкой концентрации радионуклидов в почве они поступают в растения в результате ионно-обменных реакций. При высокой концентрации радионуклидов в почве основным механизмом поступления является диффузия, поэтому поступление радионуклидов может значительно возрастать.

Из корней цезий, как одновалентный элемент, выводится быстрее, чем стронций, который может связываться в корнях в трудноподвижные формы. Таким образом, радионуклиды распределяются в органах растений неравномерно. Основное количество радионуклидов концентрируется в корнях. Распределение в наземных органах растений неравномерное. Например, в созревших растениях фасоли Sr-90 распределяется следующим образом: в листьях 53-68%, стеблях 15-28%, створках бобов 12-25% и зерне 7-14%.

Для оценки поступления радионуклидов из почвы в растения используют различные показатели. Наиболее часто используются коэффициенты перехода (K_p), а также коэффициенты накопления или коэффициенты концентрации (K_n). **Коэффициент перехода** – это отношение содержания радионуклида в растительной массе к поверхностной активности почвы, коэффициент накопления – отношение содержания радионуклида в растительной массе к содержанию радионуклида в почве. Коэффициент накопления различными культурами Sr-90 изменяется от 0,02 до 12, Cs-137 — от 0,02 до 1,1.

Иногда используют коэффициент биологического поглощения, который показывает отношение концентрации радионуклида в золе растений к концентрации радионуклида в почве. Скорость миграции радионуклидов в цепи почва–растение зависит от содержания их изотопных и неизотопных носителей. Концентрация неизотопных носителей в почве значительно выше, чем изотопных. Для оценки переноса радиоактивного элемента относительно его стабильного носителя в радиоэкологических цепях используют коэффициент дискриминации, который показывает изменение соотношения радионуклида и его химического аналога при миграции по биологическим цепям, который определяется по формуле:

$$KД = \frac{(C_{Cs^{137}} / C_K)_{растение}}{(C_{Cs^{137}} / C_K)_{почва}},$$

где C – концентрация цезия-137 или калия в почве и растении.

Дискриминация цезия по отношению к калию наиболее значима в цепи почва–растение, дискриминация стронция по отношению к кальцию наиболее значима в цепи корм – животное.

Величина накопления радионуклидов зависит от следующих основных показателей: 1) свойств радионуклидов и форм нахождения их в почве; 2) физико-химических параметров почвы; 3) биологических особенностей растений; 4) агротехники возделывания; 5) погоднo-климатических условий.

Поступление и распределение радионуклидов по растению определяется их свойствами и участием в процессах обмена веществ. Из водного раствора ионы одновалентных радионуклидов поглощаются интенсивнее, чем ионы двух- и трехвалентных радионуклидов. Известно, что ^{60}Co , ^{106}Ru и ^{144}Ce поглощаются в 10 раз меньше, чем цезий и стронций. Из почвенных частиц одновалентные ионы поглощаются незначительно, потому что они прочнее фиксируются. При поступлении из водного раствора коэффициент накопления Cs-137 значительно выше, чем Sr-90. При поступлении из почвенно-поглощающего комплекса коэффициент накопления цезия-137 намного меньше, чем стронция-90. Это связано с более прочной сорбцией цезия-137 минеральной частью почвенно-поглощающего комплекса. В наземную часть растений ионы низких валентностей переносятся активнее и в больших количествах, чем ионы высоких валентностей, которые до 90-99% концентрируются в корнях. Из поступивших в корни цезия-137 и стронция-90 в корнях остается 20-40%, а 60-80% переносится в наземные органы, где они распределяются неравномерно. Обнаружено сходство в поглощении и продвижении по растению цезия-137 и калия, стронция-90 и кальция, а также радиоцезия и стабильного цезия, радиостронция и стабильного стронция. Различие обусловлено неодинаковыми формами нахождения радионуклидов в почвах. Большинство радионуклидов наведенной активности являются биологически важными микроэлементами, которые накапливаются преимущественно в корнях, кроме ^{65}Zn и ^{54}Mn , которые накапливаются в наземной части и репродуктивных органах, где Кн по культурам изменяются до 10 раз. Трансурановые радионуклиды имеют очень низкие коэффициенты накопления ($n \cdot 10^{-2} - 10^{-10}$), т.к. у них ограничено поступление в корни и перенос из них в вегетативные органы. Накопление снижается в ряду: нептуний > америций > кюрий > плутоний.

Поступление радионуклидов зависит от времени и форм нахождения в почве, от концентрации доступных форм в корнеобитаемом слое. После аварии на ЧАЭС наиболее интенсивно поступление цезия происходило в первые 2 года. К концу 5-го года содержание обменного цезия в почве уменьшилось в 3 и более раз и вышло на стационарный уровень. Таким образом, со временем уменьшается содержание доступных для растений форм цезия-137 и снижается его поступление в растения. Подвижность и доступность стронция-90 практически не изменяется со временем, поэтому он находится в водорастворимой и обменной формах, которые хорошо доступны для корневого усвоения.

Среди почвенных характеристик наибольшее влияние оказывают

гранулометрический и минералогический состав, агрохимические показатели почвы и режим увлажнения почвы. Гранулометрический состав влияет на сорбцию радионуклидов, которая зависит от степени дисперсности частиц. Чем больше в почве глинистых частиц, тем прочнее сорбция радионуклидов и тем меньше коэффициенты накопления радионуклидов растениями. На почвах тяжелого гранулометрического состава с высоким содержанием глин радионуклиды накапливаются в растениях в меньших количествах, чем на почвах легкого состава. Основное влияние на накопление радионуклидов оказывает илистая фракция, в состав которой входят глинистые минералы группы монтмориллонита, гидрослюд и слюд. В зависимости от типа почвы при одинаковой плотности загрязнения их Cs-137 и Sr-90 коэффициенты пропорциональности для этих радионуклидов могут различаться до 2-х и более раз. Например, Кп цезия-137 для картофеля на дерново-подзолистой песчаной почве составляет 0,08, а на дерново-подзолистой суглинистой – 0,03. Для стронция-90 коэффициенты пропорциональности на этих почвах составляют соответственно 0,33 и 0,17. Коэффициенты накопления радионуклидов на разных типах почв при одинаковой плотности поверхностной загрязненности могут различаться в 10–20 раз, а иногда до 100 раз. Цезий-137 менее доступен для растений, что связано с его необменной сорбцией в кристаллических решетках глинистых минералов. Коэффициенты накопления цезия-137 и стронция-90 на черноземных почвах соответственно в 20 и 10 раз ниже, чем на дерново-подзолистых почвах. Это связано с тем, что у черноземов богатый почвенно-поглощающий комплекс, насыщенный физической глиной, илом, гумусом и обменными катионами, что обеспечивает высокую емкость поглощения этой почвы и, следовательно, меньшее поступление радионуклидов в растения. На более тяжелых почвах Sr-90 накапливается в растениях в 5–10 раз интенсивнее, чем Cs-137. На Полесье преобладают супесчаные легкие дерново-подзолистые и торфяно-болотные почвы. Коэффициенты перехода цезия-137 в растения здесь в 4–5 раз выше, чем в других районах Беларуси. Накопление Cs-137 и Sr-90 в растениях одних и тех же культур здесь практически не отличаются, т.е. Кп цезия-137 примерно равны Кп стронция-90, потому что при дефиците глинистых минералов Cs-137 находится в этих почвах в водорастворимой и обменной форме. Накопление радионуклидов на торфяно-болотных почвах зависит от окультуренности почвы, минерализации и состава зольной почвы, толщины торфяного слоя, ботанического состава торфообразующих растений, кислотности почвенного раствора и наличия обменных катионов, влажности почвы, глубины залегания и минерализации грунтовых вод. Изучены закономерности накопления радионуклидов на торфяно-болотных почвах Брагинского и Хойникского массивов. Более высокая зольность почв, повышенное содержание карбонатов, минералов илистой фракции, а также более низкая влажность почвы Брагинского массива способствуют меньшему накоплению радионуклидов в растениях, чем на почвах Хойникского массива. С увеличением мощности торфяного слоя возрастает поступление цезия и стронция в растительность, т.к. снижается зольность почвы.

Особенности накопления радионуклидов растениями на разных типах

почвы следует учитывать при производстве сельскохозяйственной продукции.

Доказано, что все агрохимические показатели почвы, способствующие повышению сорбции радионуклидов почвой, снижают их поступление в растения. Большинство агрохимических показателей почвы тесно связаны между собой, поэтому степень действия каждого отдельного свойства зависит от влияния всего комплекса. Наиболее существенное влияние на поступление Cs-137 в растения на дерново-подзолистых почвах оказывает содержание обменных катионов K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} и гумуса, которые определяют емкость катионного обмена и кислотность почвы. Установлена отрицательная зависимость между коэффициентом перехода в растения Cs-137 и содержанием в почве обменного калия (K_2O). Обменный калий оказывает конкурентное влияние на поступление цезия-137, т.е. чем больше обменного калия в почве, тем меньше поступление цезия-137. Известно, что чем больше в ППК обменного калия, тем быстрее происходит закрепление цезия-137 в ППК и уменьшение его коэффициента перехода в растения. Коэффициент перехода цезия в растения при низком содержании обменного калия ($K_2O = 40-80$ мг/кг почвы), может уменьшаться всего на 20-60%, а при высоком содержании K_2O может снижаться до 70%. Насыщение дерново-подзолистой почвы обменным калием выше оптимального уровня (300 мг/кг почвы) не сопровождается снижением поступления цезия-137 в растения. Для торфяно-болотных почв оптимальный уровень содержания в почве обменного калия не должен превышать 1000 мг/кг почвы. Чем больше в почве обменного калия, тем меньше коэффициента накопления стронция-90. Однако эта зависимость менее выражена, чем для коэффициента накопления цезия-137.

Установлена отрицательная зависимость между содержанием обменного кальция, уровнем кислотности почвенного раствора и поступлением в растения стронция-90. Чем больше в почве обменного кальция и чем меньше кислотность почвенного раствора, тем меньше коэффициенты перехода стронция-90 в растения. Эта закономерность проявляется и при поступлении цезия-137 в растения, но связь менее сильная. По мере повышения содержания обменного кальция с 550 до 2000 мг CaO на кг почвы Кп Cs-137 и Sr-90 снижается в 1,5–2 раза. Изменение кислотности почвенного раствора от кислого интервала ($pH = 4,5-5,0$) к нейтральному ($pH = 6,5-7,0$) снижает переход стронция-90 в растения в 2-3 раза. Дальнейшее насыщение почвы свободными карбонатами кальция сдвигает pH в щелочной диапазон, однако это не сопровождается уменьшением коэффициента перехода. На карбонатных почвах коэффициент накопления стронция-90 снижается до 3-х раз, потому что происходит необменная фиксация Sr-90 с образованием карбонатных солей. На этих почвах Кп Cs-137 увеличивается до 4-х раз, т.к. здесь Cs-137 связывается водорастворимыми органическими соединениями, которые легко его освобождают в виде доступных ионов. Установлено, что чем больше насыщенность почвы обменными основаниями, тем меньше коэффициент перехода Cs-137 и Sr-90 в растения.

Торфяно-болотные почвы бедны по содержанию калия, кальция и магния.

Как правило, это кислые почвы, поэтому Кп Cs-137 и Sr-90 на этих почвах в 5–20 раз больше, чем на дерново-подзолистых.

На переход цезия и стронция в растения оказывает влияние органическое вещество почвы. Гумусовые кислоты, особенно гуминовая кислота, образуют сложные комплексы с радионуклидами или гуматы, поэтому из органических комплексов доступность стронция снижается в 2–4 раза, а цезия – в 1,5 раза. Повышенная биологическая доступность радионуклидов на торфяно-болотных почвах связана со способностью органического вещества фиксировать ионы радионуклидов на поверхности органических коллоидов, поэтому не обеспечивается прочная сорбция радионуклидов и увеличивается их доступность растениями. Кроме этого на торфяно-болотных почвах повышена кислотность почвенного раствора, что обеспечивает хорошую растворимость солей радионуклидов и их доступность растениям.

Таким образом, показатели почвенного плодородия могут оказывать существенное влияние на накопление радионуклидов всеми сельскохозяйственными культурами. Установлено, что минимальный переход Cs-137 и Sr-90 в растения наблюдается на почвах с оптимальными параметрами их агрохимических характеристик.

Большое влияние на накопление радионуклидов растениями оказывает режим увлажнения почв. Сведения по влиянию влажности почвы на поступление радионуклидов в растения неоднозначны. Известно, что количество катионов цезия и стронция, 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–растения. С увеличением влажности почвы возрастает доля водорастворимого и обменного Sr-90 и доля обменного Cs-137, поэтому возрастают коэффициенты перехода и содержание этих радионуклидов в растительности. Установлено, что переход радиоцезия 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.

На накопление радионуклидов растениями оказывают влияние различные биологические особенности растений, среди которых выделяют эволюционное происхождение растений или филогенез. Растения, имеющие раннее происхождение, накапливают больше радионуклидов, чем растения, возникшие в поздние периоды. По накоплению радионуклидов отделы флоры располагаются в следующем убывающем порядке: лишайники > мхи > папоротники > голосеменные > покрытосеменные. Различия по накоплению радионуклидов выявлены в пределах классов, семейств и видов. Межвидовые различия могут достигать до 5–100 и более раз. Содержание цезия-137 в расчете на сухое вещество отдельных культур может различаться до 50 раз, а накопление стронция-90 – до 30 раз при одинаковой плотности загрязнения почвы. Сортовые различия в накоплении радионуклидов значительно меньше (до 1,5–3 раз), но их также необходимо учитывать при подборе культур для возделывания в условиях радиоактивного загрязнения. По накоплению

радионуклидов в товарной части культуры располагаются в следующем убывающем порядке: корнеплоды, бобовые, картофель, крупяные, зерновые и овощные культуры. По накоплению стронция-90 выделяют сильнонакапливающие культуры (бобовые), средненакапливающие культуры (крупяные) и слабонакапливающие культуры (зерновые). Бобовые культуры накапливают радионуклиды в 2-10 раз больше, чем зерновые. Известно, что сорта интенсивного типа для формирования урожая требуют много калия. При дефиците калия в почве его недостаток может восполняться за счет цезия. Установлено, что озимые зерновые культуры и раннеспелые яровые культуры накапливают меньше радионуклидов, потому что они формируют высокую урожайность растительной массы, на которую распределяются поступившие в растение радионуклиды, т.е. происходит биологическое разбавление радионуклидов.

Высокие коэффициенты накопления радионуклидов у многолетних трав естественных фитоценозов, видовой состав которых зависит от типа и влажности почвы, при этом видовые различия в пределах одной экосистемы достигают 15-30 раз. Осоковые и осоко-злаковые ценозы, произрастающие на постоянно переувлажненных почвах, накапливают цезий-137 в 100 и более раз больше, чем злаковые ценозы. Высокие коэффициенты накопления характерны для разнотравья всех фитоценозов.

Накопление радионуклидов зависит от типа минерального питания, т.е. от потребности культур в калии, кальции и других элементах питания. Калиелюбивые культуры (свекла, картофель, овес, капуста) накапливают больше цезия, а кальциелюбивые культуры (люпин, люцерна, клевер, горох) накапливают больше стронция.

Значительное влияние на накопление радионуклидов оказывает онтогенез или фаза развития растений. Максимальное накопление наблюдается в ранних фазах развития, когда происходит интенсивный рост, сопровождающийся активным всасыванием питательных веществ, радионуклидов и переносом их в наземные органы. Например, у зерновых культур максимальное накопление в наземной массе происходит в фазе кущения и в фазе выход в трубку. В фазах молочной и восковой спелости происходит отток питательных веществ и радионуклидов из листьев в зерно, где содержание цезия может возрасть до 4-х раз.

В органах растений радионуклиды распределяются неравномерно. Известно, что 90–99% рутения, цезия и кобальта концентрируется в корнях. Концентрация цезия и стронция в корнях может составлять 20–40%, а 60–80% этих радионуклидов поступает в наземные органы, где они распределяются неравномерно. Около 80% радионуклидов оседает в листьях и стеблях. Наименьшая концентрация радионуклидов отмечается в генеративных органах, т.е. в семенах, при максимальном накоплении в оболочках, кроющих чешуях, створках бобов и стручков. В корнеплодах высокое накопление радионуклидов в головке, в кожце и в сердцевине. В клубнях картофеля максимальное накопление в кожуре. Следует отметить, что при одинаковой плотности загрязнения почвы в картофеле содержание цезия-137 и стронция-90 значительно ниже, чем в корнеплодах. Это связано с

тем, что клубень – это видоизмененный побег, в который питательные вещества и радионуклиды поступают из наземных органов. Корнеплод – это видоизмененный корень, активно поглощающий и накапливающий радионуклиды.

Накопление радионуклидов зависит от места расположения, типа и мощности корневой системы. Растения с мочковатой и корневищной корневой системой, расположенной в верхних слоях почвы, накапливают больше радионуклидов, чем растения со стержневой системой, которая проникает в более глубокие и «чистые» почвенные горизонты.

Из климатических условий наибольшее влияние на поступление радионуклидов оказывают годовое количество осадков, их распределение по месяцам и сумма положительных температур. Максимальное поступление радионуклидов наблюдается при оптимальной температуре и оптимальной влажности, которые обеспечивают интенсивный рост и развитие растений.

Кроме свойств радионуклидов, почвенных характеристик и биологических особенностей растений на накопление радионуклидов значительное влияние оказывает технология возделывания культур, т.е. система обработки почвы, внесение извести, минеральных и органических удобрений.

5. ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ КОРМ-ЖИВОТНОЕ-ЖИВОТНОВОДЧЕСКАЯ ПРОДУКЦИЯ

5.1 Источники, пути поступления, распределение и накопление радионуклидов в организме животных

Основными источниками поступления радионуклидов в организм животных являются корм, вода, почва, радиоактивные частицы, аэрозоли.

Радионуклиды поступают в организм животных через пищеварительный тракт с кормом и водой, через легкие с загрязненным воздухом, через поверхность кожи, через слизистые оболочки и раны. При радиационных инцидентах основное количество радионуклидов поступает через легкие, кожу и слизистые оболочки. Газообразные радионуклиды быстро всасываются с поверхности легких в кровь и разносятся по организму. Частицы размером 0,5-1 мкм задерживаются на 90% в легких, где всасываются в кровь. Часть частиц поглощается в легких макрофагами и надолго остается в легочной ткани. Более крупные частицы оседают в верхних дыхательных путях. Из легких быстро всасываются в кровь хорошо растворимые соединения щелочных и щелочно-земельных элементов. Поступления через кожу может составлять 0,13-2,1%, при этом максимальное поступление у щелочных элементов, инертных газов, галогенов, а также у водорастворимых и жирорастворимых соединений. Через слизистые оболочки раны поступает менее 1% радионуклидов.

В настоящее время 95-98% радионуклидов поступает через желудочно-кишечный тракт с кормами и водой. Поступление зависит от характера

кормопроизводства хозяйства (вид и набор кормов, содержание радионуклидов в корма или суточная активность рациона, от продуктивности и окультуренности кормовых угодий, а также от способа содержания животных, при этом минимальное поступление при стойловом содержании животных с кормлением скошенным зеленым кормом окультуренных угодий.

При выпасе скота одновременно с травой поступают радиоактивные частицы, почвенный грунт и отмершие части растений, содержащие радионуклиды. В организм крупного рогатого скота может поступать 300-600 г почвы. С водой поступление радионуклидов на несколько порядков ниже, чем с кормом.

В желудочно-кишечный тракт с кормом и почвой радионуклиды поступают в различных формах: 1) ионы, входящие в состав травянистого корма; 2) аэрозоли, адсорбированные на поверхности растений; 3) структурные и химические соединения, входящие в состав кормов; 4) силикатные и карбонатные частицы различной растворимости и др. Радионуклиды, попавшие в организм с кормом, включаются в основные процессы обмена веществ, т.е. всасывание в кровь, транспорт с кровью по организму, поступление и накопление в органах и тканях организма и выведение из организма. Основное место всасывания радионуклидов — кишечник, отделы которого по интенсивности всасывания располагаются в убывающем порядке: подвздошная < ободочная < тощая < двенадцатиперстная кишка. В подвздошной кишке поглощается более 50% радионуклидов. Цезий и стронций всасываются, в основном, в тонком отделе кишечника, а у жвачных животных дополнительно в преджелудке. Всасывание радионуклидов осуществляется через мембраны клеток кишечника. Мембрана имеет определенную структуру и состав, обеспечивающие избирательный и неравномерный характер поглощения. Механизм всасывания радионуклидов объясняет мембранная гипотеза, согласно которой всасывание разделяется на активное и пассивное и зависит от величины ионного потенциала, т.е. от заряда и радиуса иона. При активном всасывании выделяют активный транспорт, ускоренную диффузию и пиноцитоз.

Активный транспорт, или активный перенос, идет против градиента концентрации с использованием энергии АТФ при участии ферментов АТФ-аз, которые присоединяют ионы натрия, водорода, цезия, кальция, железа, церия и выносят их в кровь. Ускоренная диффузия идет по градиенту концентрации с участием специальных белков-переносчиков. Пиноцитоз осуществляется с помощью клеток, поглощающих радионуклиды путем обволакивания и переносящих их через стенки кишечника в кровь. При пассивном всасывании радионуклиды избирательно проникают через мембрану и поры клеток подобно макро- и микроэлементам по градиенту концентрации. Интенсивно поступают в кровь те ионы, у которых ионный радиус меньше радиуса пор клеток кишечника.

Интенсивность всасывания количественно оценивается коэффициентом всасывания, который определяется как отношение количества радионуклида, перешедшего в кровь к количеству радионуклида, поступившего с рационом.

На всасывание радионуклидов оказывает влияние форма и физико-химические свойства радионуклидов, физиологическое состояние животных, количество корма и другие менее значимые факторы. Известно, что водорастворимые формы, одновалентные ионы всасываются активно. Хорошо всасываются радионуклиды относящиеся к элементам I группы таблицы Менделеева (щелочные), элементы VII группы (галогены), элементы II группы (щелочно-земельные), кроме бария. Величина всасывания натрия-22, цезия-137 и йода-131 может составлять у крупного рогатого скота 100%, а стронция-90 — 40-60% и бария-140 — 15%. Трансурановые и редкоземельные элементы образуют в кишечнике плохо растворимые комплексы, поэтому всасывание слабое и составляет от 0,001 до 2,3%. Чем больше массовое число элемента, тем меньше коэффициент всасывания. По скорости всасывания радионуклиды располагаются в убывающем порядке: $^{131}\text{I} > ^{137}\text{Cs} > ^{45}\text{Ca} > ^{90}\text{Sr} > ^{65}\text{Zr} > ^{60}\text{Co} > ^{59}\text{Fe} > ^{54}\text{Mn} > ^{140}\text{Ba} > ^{106}\text{Ru} > ^{144}\text{Ce} > ^{90}\text{Y} > ^{239}\text{Pu}$.

На величину и скорость всасывания влияет концентрация радионуклидов в корме (прямая связь) и количество поступивших радионуклидов (чем больше видовой состав радионуклидов, тем меньше всасывается каждый отдельный радионуклид).

Из физиологических особенностей животных наибольшее влияние на всасывание оказывает строение пищеварительного тракта (у животных с однокамерным желудком всасывание выше, чем у животных с четырехкамерным желудком); возраст животных (у молодых животных интенсивный обмен веществ и высокая проницаемость мембран клеток кишечника, поэтому всасывание радионуклидов в 2-10 раз выше, чем у старых животных); масса животных (у мелких животных активный обмен веществ и активное всасывание радионуклидов с последующим распределением на меньшую массу); режимы организма (подвижные, активные животные имеют большие коэффициенты всасывания, чем пассивные); продолжительность контакта радионуклидов с клетками желудочно-кишечного тракта и скорость переваримости корма, чем быстрее переваривается корм и чем меньше времени он находится в ЖКТ, тем меньше всасывание); степень заполненности ЖКТ кормом до поступления радионуклидов (натошак всасывание в 2-5 раз выше). На всасывание радионуклидов влияет качество корма, особенно содержание в кормах клетчатки, которая хорошо поглощает радионуклиды, снижая их всасывание, а также содержание калия, кальция, микроэлементов, витаминов и веществ, связывающих радионуклиды в трудно доступные соединения. В звене клетки кишечника — кровь имеет место дискриминация стронция относительно кальция. При дефиците усвояемого кальция активно всасывается стронций. Всасывание стронция-90 в кишечнике уменьшается в 1,5–5 и более раз при введении в рацион трикальцийфосфата, а также кормового мела или доломитовой муки. Препараты на основе ферроцина содержат обменные катионы алюминия, которые вступают в ионно-обменные реакции с одновалентными ионами, особенно активно с ионами цезия. Благодаря этим реакциям цезий связывается в коллоидные соединения и значительно меньше

всасывается. Известно, что 1г ферроцина связывает $9,7 \cdot 10^{10}$ Бк. Цезий поглощается ферроцином в 1000 раз сильнее, чем натрий и в 100 раз сильнее, чем калий, поэтому введение ферроцина, с одной стороны, уменьшает всасывание цезия-137 и переход его в мясо в 2–5 раз, а в молоко – в 5–7 раз, а с другой стороны, – не уменьшает в организме содержание натрия и калия и не разрушает процессы обмена веществ в организме. Поступившие в кровь радионуклиды разносятся по организму, откладываются в органах и выводятся из организма.

Поведение всосавшихся в кровь радионуклидов зависит от физико-химических свойств радионуклидов и их биологического значения для организма, возраста и физиологического состояния животных, кратности и длительности поступления радионуклидов в организм. Радионуклиды I группы периодической системы, относящиеся к щелочным элементам, т.е. натрий, калий, цезий не связываются с белками крови, мышц, печени, почек, поэтому 90 и более процентов их находится в свободном состоянии. В связи с этим для них характерна высокая скорость обмена в организме и сравнительно равномерное распределение. Цезий-137 накапливается преимущественно в мышечной ткани и во внутренних органах.

Радионуклиды II группы периодической системы, относящиеся к щелочно-земельным элементам, т.е. кальций, барий, стронций связываются в организме с белками крови и тканей. Кальций связывается в 2 раза больше, чем стронций. Установлено, что кальций и стронций связываются с альбуминами, иттрий и церий – с глобулинами. Естественные комплексообразователи организма – молочная, глутаминовая и лимонная кислоты – легко «отрывают» стронций от белка, образуя со стронцием комплексы. В тканях под действием ферментов или фосфатных анионов (PO_4^{3-}) комплексы разрушаются, при этом возникают свободные катионы стронция и фосфаты стронция, которые включаются в процессы формирования костной ткани. По химическому составу кость – это фосфат кальция с примесью ионов магния, натрия, карбоната кальция. Костные кристаллы очень мелкие. Они окружены органическим веществом – каллогеном и слоем воды, через который происходит обмен между ионами поверхности кристалла и внеклеточной жидкостью организма. Чем шире этот слой (например, у молодых животных), тем больше скорость обмена ионами и тем больше накопление стронция в кости. Стронций вначале накапливается в каллогене, откуда путем диффузии переходит в кристаллы, т.е. в костную ткань. Максимальная концентрация стронция в губчатых и компактных костях, минимальная – в трубчатых, с разницей в 1,7–2,6 раз. Кальций может вытеснять стронций из каллогена, т.е. имеет место дискриминация, что следует помнить при составлении рациона кормления животных. Накопление стронция-90 в мышечной ткани и внутренних органах в сотни раз ниже, чем в костной ткани, потому что его отложению в мышечной ткани препятствует молочная кислота. По способности связываться с белками крови и тканей радионуклиды образуют следующий ряд: $^{22}\text{Na} = ^{137}\text{Cs} = ^{40}\text{K} < ^{90}\text{Sr} < ^{45}\text{Ca} < ^{90}\text{Y} = ^{144}\text{Ce}$.

В отличие от стронция-90 и цезия-137 йод-131 относится к

короткоживущим радионуклидам ($T_{1/2}=8,06$ сут). По прочности связи с белками организма йод-131 превосходит все радионуклиды. Более 70% поступившего йода-131 связывается с белками крови и с тиреоидными гормонами, причем в крови йод-131 связывается с эритроцитами. Плутоний и америций связываются с белками крови и органов и откладываются в скелете, печени, селезенке, семенниках и надпочечниках.

Всасывание ^{144}Ce и ^{106}Ru – очень слабое, т.к. они связываются почти полностью с белками, поэтому отложение в органах и тканях незначительное. Радионуклиды нейтронной активации (^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn) активно всасываются и накапливаются в паренхиматозных органах, тканях и скелете, при этом максимальное количество откладывается в печени.

По типу распределения в организме радионуклиды разделяются на 4 основные группы: 1-я группа – равномерный – элементы 1 группы периодической системы: водород, литий, натрий, калий, рубидий, цезий, рутений; 2-я группа – скелетный (остеотропный) – щелочноземельные элементы: бериллий, кальций, стронций, барий, радий цирконий, иттрий; 3-я группа – печеночный: лантан, церий, плутоний, марганец, торий; 4-я группа – почечный: висмут, сурьма, мышьяк, уран. В особую группу с тиреотропным типом распределения выделяют йод, астат, бром.

При длительном (хроническом) поступлении радионуклидов в организм животных с кормом сначала происходит интенсивное накопление, а затем, по мере насыщения радионуклидами тканей, постепенно замедляется до наступления равновесия между поступающими в организм радионуклидами и радионуклидами, выводимыми из организма, при этом содержание радионуклидов стабилизируется. Равновесие может нарушаться при изменении содержания радионуклидов в корме.

Например, увеличение содержания радионуклидов в корме приводит к возрастанию накопления радионуклидов до установления нового равновесия, но на более высоком уровне. Снижение содержания радионуклидов в корме способствует выведению их из организма и уменьшению накопления.

Эти особенности учитываются при откорме животных в условиях радиоактивного загрязнения кормовых угодий.

Время установления равновесия зависит от свойств радионуклида, интенсивности обмена веществ, вида, возраста и физиологического состояния животных. В мышечной ткани и внутренних органах равновесия для цезия-137 устанавливается у крупного рогатого скота в интервале времени между 60-ми и 150-ми сутками.

Установлено, что радионуклиды из организма стельных самок переходят через плаценту к развивающимся эмбриону и плоду. Плацента свободно пропускает калий и цезий, однако кальций проникает в 3-12 раз активнее, чем стронций. Распределение радионуклидов по организму плода в утробе самки подобно распределению по организму взрослого животного.

Неотъемлемым процессом поведения радионуклидов в организме является процесс выведения через желудочно-кишечный тракт и почки с калом и мочой, а также в меньшем количестве через легкие и кожу. У стельных и лактирующих животных часть радионуклидов выводится с

плодом и молоком.

Время, в течение которого исходное количество радионуклида уменьшится в два раза, называется **эффективным периодом полувыведения** ($T_{эфф}$).

Уменьшение концентрации радионуклидов происходит за счет 2-х основных факторов – это радиоактивный распад и обмен веществ.

Эффективный период полувыведения определяют по формуле:

$$T_{эфф} = \frac{T_{физ.} \times T_{биол.}}{T_{физ.} + T_{биол.}},$$

где $T_{физ.}$ – физические процессы, обусловленные радиоактивным распадом, т.е. период полураспада радионуклида – время, за которое количество радионуклида за счет распада ядер уменьшится в два раза; $T_{биол.}$ – физиологические процессы, обусловленные обменом веществ, т.е. биологический период полувыведения – время, за которое выводится половина поступившего количества радионуклида.

Эффективный период полувыведения короткоживущих радионуклидов определяется периодом полураспада, долгоживущих – биологическим периодом полувыведения.

Радионуклиды быстро выводятся из тканей с высокой скоростью обмена веществ, т.е. из мышечной ткани. Водорастворимые и свободные радионуклиды, которые хорошо всасываются в кровь (натрий, цезий, калий, йод), выводятся через почки.

Радионуклиды, которые плохо всасываются кальций, стронций, барий, церий, кобальт, выводятся через желудочно-кишечный тракт. Эффективный период полувыведения цезия-137 из мышечной ткани КРС составляет 20-30 суток, причем 35% цезия-137 выводится через 3 суток.

Остеотропные радионуклиды выводятся очень медленно. Для выведения радионуклидов используют различные методы, ускоряющие выведение из первичных мест поступления, а также методы, способствующие выведению радионуклидов из органов и тканей организма.

5.2 Переход радионуклидов из рациона в мясо и молоко, выведение радионуклидов из организма

Поступление радионуклидов с кормом – основной источник радионуклидов для сельскохозяйственных животных, тогда как ингаляционный и перкутанный пути играют, как правило, незначительную роль.

Количественным показателем, характеризующим переход радионуклидов из рациона животных в 1 кг продукции, является **коэффициент перехода**:

$$K_n = \frac{A_{prod} \cdot 100}{A_{pac}},$$

где $A_{\text{прод}}$ - содержание радионуклида в продуктах животноводства, Бк/кг; $A_{\text{рац}}$ - суммарное содержание радионуклида в суточном рационе животных, Бк.

Для изучения распределения радионуклидов в органах и тканях крупного рогатого скота в 1992-1993 гг. в белорусском научно-исследовательском и конструкторско-технологическом институте мясной и молочной промышленности (БелНИКТИ ММП) исследовали 60 проб из 4 туш, поступивших на мясокомбинат из Буда-Кошелевского, Добрушского и Чечерского районов Гомельской области. В табл. 5.1 приведены результаты определения удельной массовой активности цезия-137 и стронция-90 в органах и тканях коров из совхозов «Звезда» и «Союз» Чечерского района.

Как видно из табл.6 цезий-137 сравнительно равномерно распределяется по органам и тканям. Если концентрацию его в мышечной ткани принять за 100%, то в языке она составит 94-103%, почках 67-84%, печени 29-59%. Однако содержание цезия-137 во внутренних органах, крови и костях животных изменяется в значительных пределах в зависимости от уровня содержания радионуклида во всем организме.

Т а б л и ц а 5.1. Содержание радионуклидов в органах и тканях крупного рогатого скота, Бк/кг

Органы и ткани	Радионуклиды	
	Cs-137	Sr-90
Мышечная ткань	<u>1700</u> *	<u><0,1</u>
	214	1,2
Язык	<u>1600</u>	<u>0,9</u>
	220	0,2
Почки	<u>1140</u>	<u>0,7</u>
	180	0,3
Сердце	<u>1040</u>	<u>0,4</u>
	180	0,1
Пищевод	<u>460</u>	<u>2,0</u>
	126	0,4
Селезенка	<u>630</u>	<u>0,3</u>
	120	1,2
Печень	<u>490</u>	<u>1,1</u>
	127	0,7
Калтык	<u>590</u>	<u>7,0</u>
	115	5,1
Легкие	<u>430</u>	<u>0,9</u>
	100	<u>0,3</u>
Мозги	<u>211</u>	<u>2,1</u>
	83	0,6
Вымя	<u>313</u>	<u>0,8</u>
	65	0,4
Трахея	<u>59</u>	<u>4,5</u>
	60	0,7
Кровь	<u>132</u>	<u>0,6</u>
	21	<0,4
Кости пластинчатые	<u>300</u>	<u>1269</u>
	20	247
Кости трубчатые	<u>63</u>	<u>746</u>
	<1	96

* - числитель – совхоз «Звезда», знаменатель – совхоз «Союз» Чечерского района, 1993 г.

Накопление стронция-90 идет преимущественно в костях, причем кости пластинчатые содержат его в 1,7-2,6 раза больше, чем трубчатые. В мягких тканях содержание стронция-90 незначительно, несколько больше его в калтыке.

Отложение радионуклидов в организме связано со свойствами радионуклида, уровнем и полноценностью кормления животных, видом животных, их возрастом и физиологическим состоянием. По отложению Sr-90 в скелете сельскохозяйственных животных можно расположить в следующий возрастающий ряд: крупный рогатый скот (КРС) < козы < овцы < свиньи < куры. Отложение Cs-137 в организме также наиболее интенсивно происходит у кур, а меньше всего у КРС. Установлено снижение поглощения радионуклидов в желудочно-кишечном тракте взрослых и старых животных. Это объясняется более слабой проницаемостью мембран кишечной стенки и меньшей потребностью взрослого организма в минеральных веществах.

У высокопродуктивных животных коэффициент перехода радионуклидов из кормов в организм, как правило, ниже, чем у низкопродуктивных. Существенное влияние на величину коэффициента перехода оказывает сбалансированность рационов кормления животных по основным и, особенно, минеральным элементам питания.

На основании обобщения экспериментального материала последних лет установлены коэффициенты перехода радионуклидов из суточного рациона в продукцию животноводства (табл.5.2).

Таблица 5.2. Коэффициенты перехода (K_p) радионуклидов из суточного рациона в продукцию животноводства (в % на 1 кг продукта)

Вид продукции	Радионуклиды	
	цезий-137	стронций-90
Молоко коровье	1,0	0,14
Говядина	4	0,04
Свинина	25	0,10
Баранина	15	0,10
Мясо кур	450	0,20
Яйцо	3,5	3,20

Из табл. 5.2 видно, что цезий-137 более интенсивно переходит из кормов в молоко и мясо по сравнению со стронцием-90.

Установлена связь между содержанием клетчатки в загрязненном рационе коров при стойловом содержании и переходом цезия-137 в молоко. Так, с увеличением содержания клетчатки в рационе от 1,3-1,8 до 3,1 кг/сутки отмечается уменьшение коэффициента перехода Cs-137 от 0,9 до 0,6.

6. МЕРОПРИЯТИЯ ПО СНИЖЕНИЮ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИЮ РАСТЕНИЕВОДСТВА

Главной задачей сельскохозяйственного производства на загрязненных радионуклидами землях является получение сельскохозяйственной

продукции с допустимым содержанием радионуклидов.

Хозяйственную деятельность на территории радиоактивного загрязнения регламентируют следующие нормативные правовые и технические нормативные правовые акты Республики Беларусь, международные стандарты безопасности:

- Закон Республики Беларусь от 26 мая 2012 г. №385-3 «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС».

- Закон Республики Беларусь от 18 июня 2019 г. № 198-3 «О радиационной безопасности».

- Закон Республики Беларусь от 6 января 2009 г. № 9-3 «О социальной защите граждан, пострадавших от катастрофы на Чернобыльской АЭС, других радиационных аварий».

- Закон Республики Беларусь от 7 января 2012 г. №340-3 «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения».

- Гигиенические нормативы ГН 10-117-99 «Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-99) (приложение 1).

- Республиканские допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в сельскохозяйственном сырье и кормах (приложение 2).

- Республиканские допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в различных видах кормов для получения разных видов конечной продукции (приложение 3).

- Технический регламент Таможенного союза ТР ТС 021/2011 «О безопасности пищевой продукции», утвержденный решением Комиссии Таможенного союза от 9 декабря 2011 г. № 880 (приложение 4).

- Допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в кормах, кормовых добавках и сырье для производства комбикормов (приложение 5).

- Рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства на территории радиоактивного загрязнения Республики Беларусь на 2021–2025 годы; Национальная академия наук Беларуси, Министерство сельского хозяйства и продовольствия Республики Беларусь, Институт почвоведения и агрохимии. – Минск: ИВЦ Минфина, 2021.

Возделывание сельскохозяйственных культур в соответствии с законодательством Республики Беларусь разрешено на землях с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs до 1480 кБк/м^2 (до 40 Ки/км^2) и ^{90}Sr – до 111 кБк/м^2 (до $3,0 \text{ Ки/км}^2$). Территории с превышением этих уровней подлежат выводу из оборота.

По состоянию на 01.01.2020 г. в сельскохозяйственном пользовании находится 848,0 тыс. га земель, загрязненных ^{137}Cs с плотностью $1,0 \text{ Ки/км}^2$ и выше, в том числе 281,6 тыс. га земель одновременно загрязнены ^{90}Sr с

плотностью 0,15 Ки/км² и выше. Долгоживущие изотопы – ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr еще в течение длительного времени будут определять радиоактивное загрязнение почвы, сельскохозяйственной продукции, продуктов питания и уровни дозовых нагрузок на население.

Рекомендации регламентируют порядок ведения сельскохозяйственного производства на загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных землях и являются методической основой для производства продуктов питания, сырья для них и кормов с содержанием радионуклидов в пределах республиканских допустимых уровней и международных стандартов.

В целях ограничения доз внутреннего облучения населения Минздравом Республики Беларусь установлены предельно-допустимые уровни содержания радионуклидов в продуктах питания. Постановлением Минздрава №16 от 26 апреля 1999 года введены "Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в пищевых продуктах и питьевой воде" (РДУ-99). На основании РДУ для пищевых продуктов и результатов исследований, полученных научно-исследовательскими институтами Национальной Академии наук, участвующими в реализации Государственной программы по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС, разработаны и утверждены Минсельхозпродом «Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в сельскохозяйственном сырье и кормах».

В республике в рамках государственных программ по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС (в настоящее время реализуется 6-я Государственная программа по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС на 2021–2025 годы) применяется система защитных мероприятий в сельскохозяйственном производстве. Данная система включает комплекс научно обоснованных мероприятий, направленных на снижение содержания нормируемых радионуклидов в растениеводческой и животноводческой продукции, получаемой в общественном производстве и личных подсобных хозяйствах. За послеаварийный период в результате системной реализации защитных мер, а также естественного распада, сорбции и миграции радионуклидов в почве, поступление их в пищевые цепи существенно снизилось.

Классификация защитных мероприятий, направленных на снижение содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции

Защитные мероприятия (контрмеры) подразделяются на следующие группы: организационные, агротехнические, агрохимические, зооветеринарные, технологические, санитарно-гигиенические, информационные.

Организационные мероприятия предусматривают:

- инвентаризацию угодий по плотности загрязнения радионуклидами и составление картограмм;
- прогноз содержания радионуклидов в урожае и продукции животноводства;
- инвентаризацию сельхозугодий в соответствии с результатами прогноза и определение площадей, где возможно выращивание культур для использования на продовольственные цели, для производства кормов, для получения семенного материала и т.д.;
- изменение структуры посевных площадей и севооборотов;
- переспециализацию отраслей животноводства;
- исключение угодий из хозяйственного использования или перевод выведенных из землепользования угодий в хозяйственный оборот;
- оценку эффективности защитных мероприятий и уровня загрязнения урожая после их проведения;
- организацию радиационного контроля продукции.

Агротехнические приемы предусматривают:

- увеличение доли площадей под культуры с низким уровнем накопления радионуклидов;
- коренное и поверхностное улучшение сенокосов и пастбищ;
- предотвращение вторичного загрязнения почв и поверхностного загрязнения растениеводческой продукции за счет выполнения комплекса противоэрозионных мероприятий;
- оптимизацию водного режима (осушение).

Агрохимические мероприятия предусматривают оптимизацию физико-химического режима почв посредством:

- известкования кислых почв;
- внесения органических удобрений;
- внесения повышенных доз фосфорных и калийных удобрений;
- регулирования азотного питания растений;
- применения микроудобрений;
- применения средств защиты растений.

Технологические приемы включают:

- промывку и первичную очистку убранный плодовоовощной и технической продукции;
- переработку полученной продукции с целью снижения в ней концентрации радионуклидов.

Зооветеринарные мероприятия включают:

- специальную систему кормления животных с применением специальных кормовых добавок;
- двухстадийный откорм животных перед отправкой на мясокомбинат;
- раздельный выпас скота для производства цельного молока и молока

сырья;

- постоянный контроль за иммунологическим и гормональным статусом, состоянием обмена веществ, воспроизводительной функцией, проявлением и течением острых и хронических болезней сельскохозяйственных животных.

Санитарно-гигиенические мероприятия предусматривают:

- соблюдение необходимых санитарно-гигиенических и других требований, установленных действующим в республике законодательством;
- обеспечение дополнительным комплектом спецодежды.

Информационные контрмеры включают:

- информирование населения, заинтересованных министерств и ведомств о результатах радиационного контроля и эффективности проводимых защитных мероприятий;

- информирование работников и населения о новых эффективных мерах по снижению перехода радионуклидов в возделываемые культуры и готовую продукцию;

- научные исследования;

- подготовку и повышение квалификации специалистов сельского хозяйства.

Радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных земель

За длительный послеаварийный период радиационная обстановка на сельскохозяйственных землях значительно улучшилась. Произошел распад короткоживущих радиоизотопов. Концентрация долгоживущих радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в почве снизилась более чем на 50 % по причине естественного распада. Наблюдается постепенное уменьшение площади используемых земель с контролируемой минимальной плотностью загрязнения ^{137}Cs более 1,0 Ки/км² и ^{90}Sr более 0,15 Ки/км² вследствие естественного распада радионуклидов и перехода части земель в категорию незагрязненных.

В категорию незагрязненных перешло около 630 тыс. га, или около 45 % земель, ранее загрязненных ^{137}Cs . По состоянию на 01.01.2020 г. сельскохозяйственное производство ведется на 848,0 тыс. га земель, загрязненных ^{137}Cs с плотностью 1–40 Ки/км², в том числе 566,1 тыс. га пахотных и 281,9 тыс. га луговых земель.

Основные массивы сельскохозяйственных земель, загрязненных ^{137}Cs , сосредоточены в Гомельской (42,5 % общей площади) и Могилевской (22,8 %) областях. В Брестской, Гродненской и Минской областях доля загрязненных земель невелика и составляет 3,1 %, 1,4 и 2,5 % соответственно.

За послеаварийный период площадь земель, загрязненных ^{90}Sr , уменьшилась примерно на 300 тыс. га. По состоянию на 01.01.2020 г.

сельскохозяйственное производство ведется на 281,6 тыс. га с плотностью более 0,15 Ки/км², в том числе 182,0 тыс. га пахотных и 99,6 тыс. га луговых земель. По областям Беларуси из общей площади земель, загрязненных ⁹⁰Sr, более 270,8 тыс. га сосредоточены в Гомельской области. Здесь доля загрязненных пахотных и луговых земель составляет 22,6 % от общей площади используемых сельскохозяйственных земель. В Могилевской области доля загрязненных ⁹⁰Sr земель незначительна – около 1,0 %.

В настоящее время преобладающая часть радионуклидов, выпавших на почву, находится в ее верхних слоях. Миграция ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr вглубь происходит очень медленно. Средняя скорость такой миграции составляет 0,3–0,5 см/год, поэтому угрозы водоносным горизонтам практически нет. Скорость миграции ⁹⁰Sr несколько выше, чем ¹³⁷Cs. Темпы миграции увеличиваются с возрастанием степени увлажнения почв. На необрабатываемых землях основное количество ¹³⁷Cs (70–85 % от его валового содержания) и ⁹⁰Sr (58–61 %) сконцентрировано в 0–5 см корнеобитаемом слое. В обрабатываемых дерново-подзолистых супесчаных почвах около 90 % валового запаса ¹³⁷Cs и 75 % ⁹⁰Sr находится в пахотном 0–25 см слое. Наибольший переход радионуклидов из почвы в растения отмечается на минеральных песчаных и торфяно-болотных почвах в естественных условиях, наименьший – на окультуренных землях. В целом основные количества ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr находятся в корнеобитаемом слое и интенсивно включаются в биологический круговорот.

На поступление радионуклидов в растения существенно влияют формы их соединений в почве. Различают четыре такие формы: водорастворимая, обменная (растворимая в лабораторных условиях ацетатом аммония), подвижная (растворимая слабым раствором соляной кислоты), неподвижная (связанная или фиксированная). Если радионуклиды находятся в одной из первых трех указанных форм, то возможен их переход в растения.

В дерново-подзолистых суглинистых почвах с высоким содержанием глинистых частиц за послеаварийный период доля доступных для растений форм ¹³⁷Cs значительно уменьшилась по сравнению с 1986 годом и не превышает 5 %. Основная доля радионуклида находится в связанной форме, в том числе внедренной в кристаллическую решетку глинистых минералов. В дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах доля доступных растениям форм находится в пределах 10–20 %. Примерно столько же содержится доступных форм его в торфяно-болотных почвах. Удельный вес доступного ⁹⁰Sr, наоборот, возрастал и достигает 70 % в дерново-подзолистых почвах и 50 % в торфяно-болотных почвах.

Поступление радионуклидов в растения существенно зависит от гранулометрического состава почв. На песчаных почвах оно вдвое выше, чем на суглинистых почвах. Значительное влияние на накопление радионуклидов в сельскохозяйственных культурах оказывает режим увлажнения почв. На

переувлажненных почвах легкого гранулометрического состава, преобладающих в Полесье, высокая степень загрязнения травяных кормов наблюдается даже при относительно низких плотностях радиоактивного загрязнения. Особенно высокими переходами радионуклидов в растения характеризуются торфяные почвы. При одинаковой плотности загрязнения поступление ^{137}Cs в растения на торфяных почвах в 4–10 раз выше, чем на минеральных. Это осложняет получение растениеводческой и животноводческой продукции с содержанием радионуклидов в пределах допустимых уровней.

Мероприятия по уменьшению содержания радионуклидов в продукции растениеводства

Инвентаризация сельскохозяйственных угодий по плотности загрязнения радионуклидами. Радиологическое обследование сельхозугодий проводится специалистами областных проектно-изыскательских станций химизации сельского хозяйства (ОПИСХ) в соответствии с Методикой крупномасштабного агрохимического и радиологического исследования почв сельскохозяйственных угодий Республики Беларусь (Минск, 2020), разработанной специалистами РУЛ «Институт почвоведения и агрохимии». При проведении очередного тура исследования почв почвовед отбирает в хозяйствах с каждого элементарного участка пробы для выполнения агрохимических анализов и для определения в них содержания цезия-137 и стронция-90.

Прогноз содержания радионуклидов в урожае. Прогноз – это предварительный расчет содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в будущем урожае. Прогноз загрязнения радионуклидами продукции растениеводства позволяет заблаговременно планировать набор культур для возделывания на загрязненных радионуклидами угодьях, размещение их по полям севооборотов и отдельным участкам с учетом различного использования получаемой продукции (продовольственные цели, фураж, промышленная переработка и т.д.). На основе прогноза осуществляется раздельный выпас дойных коров и откормочного молодняка, а также заготовка кормов.

Накопление радионуклидов сельскохозяйственными культурами зависит от плотности загрязнения почв, типа, гранулометрического состава, агрохимических свойств почв, биологических особенностей культур. Поэтому прогноз удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственной продукции строится на основе следующей исходной информации:

- средняя плотность загрязнения элементарных участков сельскохозяйственных земель ^{137}Cs и ^{90}Sr (кБк/м²), по данным последнего

тура радиологического обследования сельскохозяйственных земель;

- тип почвы и ее гранулометрический состав, величина обменной кислотности и содержание подвижного калия, по данным последнего тура агрохимического обследования сельскохозяйственных земель (берется из агрохимических паспортов полей и совмещенных картограмм загрязнения почв цезием-137 и стронцием-90, которые имеются в хозяйствах);

- коэффициенты перехода (Бк/кг:кБк/м²) радионуклидов в основную и побочную продукцию сельскохозяйственных культур;

- перечень сельскохозяйственных культур для возделывания на продовольственные, технические цели, на переработку, сырье, корма;

Для прогноза используются экспериментально полученные усредненные значения коэффициентов перехода радионуклидов (K_n) из почвы в урожай. K_n – это отношение удельной активности растениеводческой продукции в Бк/кг к плотности загрязнения почвы в кБк/м², дифференцированные в зависимости от типа и разновидности почв, культуры, содержания подвижного калия в почве и ее кислотности. Справочные значения коэффициентов перехода приведены в приложениях Рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства на территории радиоактивного загрязнения Республики Беларусь на 2021–2025 годы (Минск, 2021). Значения K_n получены путем обработки результатов многолетних полевых опытов, а также анализов растительных и почвенных образцов, взятых на производственных посевах по единой методике.

Расчет уровня загрязнения продукции производится по формуле:

$$УА = K_n \cdot A_s,$$

где УА – удельная активность продукции, Бк/кг;

K_n – коэффициент перехода в продукцию ¹³⁷Cs в зависимости от обеспеченности почв калием или коэффициент перехода ⁹⁰Sr в зависимости от кислотности, Бк/кг/кБк/м²;

A_s – плотность загрязнения почв, кБк/м².

Система обработки почв в условиях радиоактивного загрязнения.

Основным фактором выбора системы основной обработки почвы в условиях радиоактивного загрязнения является характер и глубина распределения радионуклидов в профиле почвенного горизонта. При этом необходимо учитывать степень гидроморфности почвы, поскольку на почвах различного увлажнения используются различные системы обработки. Традиционная отвальная система обработки почвы совершенствуется в направлении максимально возможного совмещения операций основной и дополнительных обработок, а также применения новых высокопроизводительных машин, особенно на землях со средне- и тяжелосуглинистыми почвами.

Система основной обработки почвы в условиях радиоактивного

загрязнения зависит от характера и глубины распределения радионуклидов в обрабатываемом слое.

При высокой плотности радиоактивного загрязнения почвы (^{137}Cs – 15–40 Ки/км², ^{90}Sr – 1–3 Ки/км²) рекомендуется комбинированная система обработки почвы, включающая чередование минимальных обработок с ярусной отвальной вспашкой 1–2 раза в севообороте под пропашные культуры при одновременной заделке органических удобрений и сидератов. Глубина ярусной вспашки не должна превышать мощности пахотного слоя.

При загрязнении верхней части обрабатываемого слоя почвы (5–10 см) с целью перемещения радионуклидов в более глубокие, малодоступные для растений слои почвы проводится глубокая (на 25–35 см) и сверхглубокая (более 35 см) вспашка с припахиванием нижележащего слоя почвы с полным оборотом пласта (на 180°) и сбрасыванием загрязненного слоя почвы и послеуборочных остатков на дно борозды. Эти приемы обработки использовали непосредственно после чернобыльской катастрофы. В настоящее время их целесообразно применять при возврате в сельскохозяйственное пользование ранее выведенных из оборота земель в связи с радиоактивным загрязнением. На таких землях радионуклиды вследствие их незначительной вертикальной миграции по-прежнему сосредоточены в верхней части пахотного горизонта.

Глубокая и сверхглубокая вспашка эффективна для культур с неглубоко залегающей корневой системой. Ограничения в применении этих приемов включают: возможное нарушение дренажных систем; потерю верхнего плодородного слоя почвы с перемещением на поверхность малоплодородных подпахотных слоев; практическое отсутствие эффекта на песчаных почвах.

Для разбавления радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы выполняется обычная вспашка. Эффективность ее зависит от типа почв, глубины пахотного слоя и от вида возделываемых культур, особенно от глубины корневой системы.

При загрязнении всего пахотного слоя (0–25 см) на дерново-подзолистых почвах возможно применение как отвальной обработки почвы, так и безотвальных чизельной, поверхностной дисковой и минимальной обработок. На легких по гранулометрическому составу песчаных и супесчаных почвах, где радионуклиды распределены относительно равномерно по всей глубине обрабатываемого слоя, рекомендуется комбинированная безотвальная система обработки. При высоком уровне радиоактивного загрязнения (15 Ки/км² и выше) с целью снижения доз внешнего облучения персонала и уменьшения миграции радионуклидов с дефляцией почвы целесообразно применять минимальную и нулевую обработки, использование высокопроизводительных комбинированных почвообрабатывающих агрегатов.

При загрязнении нижней части обрабатываемого слоя (в пределах 30 ± 5 см) в условиях достаточного увлажнения рекомендуется проводить гладкую вспашку без припашки загрязненного слоя (с использованием фронтальных и оборотных плугов), а в засушливых условиях – безотвальную чизельную обработку на 20–25 см или глубже. В данных условиях система основной обработки должна быть направлена на предотвращение вторичного загрязнения почвы ранее глубоко запаханым загрязненным слоем.

Подбор и размещение сельскохозяйственных культур. На загрязненных радионуклидами землях растениеводство должно осуществляться с обязательным соблюдением требований технологических регламентов возделывания культур, которые представлены в нормативном документе «Организационно-технологические нормативы возделывания сельскохозяйственных культур. Сборник отраслевых регламентов».

Комплекс технологических приемов возделывания сельскохозяйственных культур включает размещение их по лучшим предшественникам, соблюдение сроков выполнения технологических операций, систему обработки почв и применения удобрений, подбор высокоурожайных сортов и т. п.

Технологии возделывания сельскохозяйственных культур на загрязненных радионуклидами землях должны, с одной стороны, обеспечивать производство продукции с содержанием радионуклидов, соответствующим санитарно-гигиеническим нормативам, а с другой - повышение почвенного плодородия и получение высоких урожаев.

Подбор культур в зависимости от величины перехода радионуклидов в урожай является эффективным и широкодоступным приемом получения растениеводческой и животноводческой продукции в пределах допустимых республиканских уровней.

По величине накопления радионуклидов на единицу сухого вещества при одинаковой плотности загрязнения почв сельскохозяйственные культуры ранжированы в порядке убывания.

Убывающий ряд культур по накоплению ¹³⁷Cs:

- в зерне: люпин > горох > вика > рапс > овес > просо > ячмень > пшеница > озимая рожь;

- в соломе: овес > ячмень > яровая пшеница > озимая пшеница > озимая рожь;

- в зеленой массе, корнеплодах, клубнях: многолетние злаковые травы > люпин > рапс > многолетние бобово-злаковые смеси > клевер > горох > горохо-овсяная смесь > вико-овсяная смесь > кукуруза > картофель > кормовая свекла;

- в сене многолетних злаковых трав: костер безостый > тимофеевка > мятлик луговой > ежа сборная > овсяница > райграс пастбищный;

- в естественных ценозах: осоковые > осоково-злаковые > злаковые.

Убывающий ряд культур по накоплению ⁹⁰Sr:

- в зерне: яровой рапс > люпин > горох > вика > ячмень > яровая пшеница > овес > озимая пшеница > озимая рожь;

- в соломе: ячмень > яровая пшеница > озимая пшеница > овес > озимая рожь;

- в зеленой массе, корнеплодах и клубнях: клевер > люпин > горох > многолетние злаковые травы на пойменных землях > многолетние злаково-бобовые смеси > вика > рапс яровой > горохо-овсяные смеси > вико-овсяные смеси > травы естественных сенокосов > кукуруза > кормовая свекла > картофель;

- в травах: разнотравье > осоки > мятлик луговой > ежа сборная.

Применение удобрений, известкование кислых почв. *Агрономическое значение всех видов удобрений – повышение урожайности на загрязненных радионуклидами землях не меняется, однако здесь они приобретают новое качество, потому что могут как уменьшать поступление радиоактивных веществ из почвы, так и стимулировать поглощение некоторых из них корнями растений. Применение удобрений – один из наиболее широко используемых способов снижения содержания радионуклидов в растениеводческой продукции.*

Уменьшение уровня загрязнения урожая радионуклидами при внесении удобрений в почву может быть обусловлено следующими причинами:

- увеличением урожайности и тем самым «биологическим разбавлением» содержания радионуклидов на единицу массы урожая;

- повышением количества кальция и калия в почвенном растворе;

- закреплении ^{90}Sr путем соосаждения с фосфатами при внесении фосфорных удобрений.

На почвах, загрязненных радионуклидами, минеральные удобрения следует применять со значительным преобладанием фосфора и калия над азотом.

Положительное действие калийных удобрений обусловлено как антагонизмом катионов цезия и калия в почвенном растворе, так и значительной прибавкой урожая сельскохозяйственных культур, особенно на бедных калием дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах.

По мере повышения загрязнения почв радионуклидами потребность в дополнительных дозах калия увеличивается. Установлено, что внесение калийных удобрений при сбалансированном азотно-фосфорном питании приводит не только к существенному уменьшению поступления из почвы в растения ^{137}Cs (в 1,1–2,8 раз), но и ^{90}Sr . Особенно эффективны повышенные дозы калийных удобрений под многолетние травы, корнеплоды и картофель.

Важная роль отводится регулированию азотного питания растений на загрязненных радионуклидами почвах. **Недостаток доступного азота в почве приводит к снижению урожайности сельскохозяйственных культур, а повышенные дозы азотных удобрений усиливают накопление**

¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в растениеводческой продукции.

Расчет доз азотных удобрений проводится исходя из потребности в азоте для формирования планируемого урожая. Во избежание превышения доз азотных удобрений при подкормках озимых и яровых зерновых культур рекомендуется проведение почвенной и растительной диагностики. Максимально допустимые дозы азотных удобрений под сельскохозяйственные культуры приведены в таблице 6.1.

Таблица 6.1. Рекомендуемые дозы азотных удобрений под сельскохозяйственные культуры на загрязненных радионуклидами дерново-подзолистых почвах

Культура	Органические удобрения (фон), т/га	Доза удобрений, кг/га д. в.
Картофель	60–70	120
Озимые зерновые	30–40	200*
Яровые зерновые	–	120
Сахарная свекла	60–70	150
Кукуруза	70	150
Многолетние злаковые травы	–	160
Капуста	70	120
Морковь	–	90
Томаты	40	120
Огурцы	120	90
Столовая свекла	40	120
Лук-репка	40	90

* При планируемой урожайности 80 ц/га зерна.

Комплексные азотно-фосфорно-калийные удобрения с осени рекомендуется вносить под озимые зерновые культуры. Весной проводится подкормка только азотными удобрениями. Под яровые зерновые, картофель, овощные культуры комплексные азотно-фосфорно-калийные удобрения применяются весной перед посевом.

Установлено снижение поступления радионуклидов из почвы в растительную продукцию при внесении фосфорных удобрений, особенно на почвах с низким содержанием фосфатов. **Фосфорные удобрения не только способствуют повышению урожая возделываемых культур, но и закреплению ⁹⁰Sr за счет осаждения его фосфатами.**

Калийные удобрения оказывают наиболее сильное влияние на снижение поступления ¹³⁷Cs в растения. Внесение дифференцированных доз калийных удобрений (в зависимости от типа почв, содержания в них подвижного калия и плотности загрязнения ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr) на слабо-обеспеченных подвижным калием почвах (<150 мг/кг почвы) уменьшает поступление в растения ¹³⁷Cs до 2,0 раза, а ⁹⁰Sr – до 1,5 раза. **Это обусловлено как антагонизмом катионов цезия и калия в почвенном растворе, так и прибавкой урожая сельскохозяйственных культур,**

особенно на бедных подвижным калием дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах.

Основные и дополнительные дозы фосфорных и калийных удобрений дифференцируются по типам почв, содержанию подвижного фосфора и калия в почве и трем уровням плотности загрязнения: первый – содержание ¹³⁷Cs – 1–4,9 Ки/км² или ⁹⁰Sr – 0,15–0,29 Ки/км²; второй – содержание ¹³⁷Cs 5,0–14,9 Ки/км² или ⁹⁰Sr – 0,30–0,99 Ки/км²; третий – содержание ¹³⁷Cs 15,0–40,0 Ки/км² или ⁹⁰Sr – 1,0–3,0 Ки/км² (табл. 6.2, 6.3).

Учитывая дефицит фосфорных удобрений и их высокую стоимость, рекомендуется на загрязненных землях обеспечить внесение минимума фосфорных удобрений, необходимого для сбалансированного питания сельскохозяйственных культур с учетом содержания подвижных фосфатов в почве. На землях с высоким содержанием подвижного калия (> 300 мг/кг на минеральных и 1000 мг/кг на торфяных почвах) целесообразно внесение доз удобрений для поддержания оптимального калиевого режима почв.

За счет средств республиканского бюджета производится закупка и поставка фосфорных и калийных удобрений, а также их комплексов в сельскохозяйственные организации, имеющие земли с плотностью загрязнения ¹³⁷Cs от 37 кБк/м² (от 1,0 Ки/км²) и более или ⁹⁰Sr от 5,55 кБк/м² (0,15 Ки/км²) и более.

Таблица 6.2. Среднегодовые дозы фосфорных удобрений на загрязненных радионуклидами пахотных землях

Почвы	Содержание Р ₂ O ₅ , мг/кг почвы	Основные дозы Р ₂ O ₅ , кг/га	Дополнительные дозы Р ₂ O ₅ (кг/га) при плотности загрязнения (Ки/км ²)		
			¹³⁷ Cs – 1,0–4,9 ⁹⁰ Sr– 0,15–0,29	¹³⁷ Cs–5,0–14,9 ⁹⁰ Sr– 0,30–0,99	¹³⁷ Cs– 15,0–40,0 ⁹⁰ Sr–1,00–3,00
Дерново-подзолистые, дерновые	60 и менее	45	15	30	45
	61–100	40	10	20	30
	101–150	35	5	10	15
	151–250	20	–	5	10
	более 250	–	–	–	–
Торфяные	200 и менее	60	20	40	60
	201–300	45	15	30	45
	301–500	30	10	20	30
	501–800	20	–	5	10
	более 800	–	–	–	–

Таблица 6.3. Среднегодовые дозы калийных удобрений на загрязненных радионуклидами пахотных землях

Группы почв	Содержание К ₂ O, мг/кг почвы	Основные дозы К ₂ O,	Дополнительные дозы калийных удобрений (кг/га) при плотности загрязнения (Ки/км ²)		
			¹³⁷ Cs – 1,0–4,9 ⁹⁰ Sr– 0,15–0,29	¹³⁷ Cs–5,0–14,9 ⁹⁰ Sr– 0,30–0,99	¹³⁷ Cs–15,0–40,0 ⁹⁰ Sr–1,00–3,00

		кг/га			
Дерново-подзолистые, дерновые	80 и менее	100	50	100	150
	81–140	90	30	60	90
	141–200	80	20	40	60
	201–300	55	15	30	45
	более 300	–	–	–	–
Торфяные	200 и менее	140	40	80	120
	201–400	120	30	60	90
	401–600	100	20	40	60
	601–1000	60	10	20	30
	более 1000	–	–	–	–

Требуемое количество минеральных удобрений по сельскохозяйственным организациям, районам и областям определяется путем умножения нормативных доз на площадь земель с данными показателями дифференциации и последующим суммированием по этим показателям. При уровнях загрязнения сельскохозяйственных земель ^{137}Cs и ^{90}Sr , относящихся к разным интервалам, в расчетах используется большее значение нормативной дозы удобрений.

К наиболее значимым приемам повышения плодородия почв загрязненных сельскохозяйственных угодий и снижения накопления радионуклидов в продукции относится также применение органических удобрений. Известно, что систематическое применение органических удобрений повышает содержание гумуса, улучшает водно-физические свойства, усиливает микробиологическую активность почв. При внесении органических удобрений повышается эффективность использования минеральных удобрений, возрастает устойчивость сельскохозяйственных культур к неблагоприятным факторам. Все это в комплексе снижает накопление радионуклидов в продукции, повышает урожайность сельскохозяйственных культур и рентабельность производства.

Обеспеченность почв гумусом является одним из параметров их плодородия, влияющих на накопление в растениях радионуклидов. Это связано со снижением их биологической доступности в результате включения в органоминеральные комплексы в почве, а также с повышением обеспеченности почв элементами питания, увеличением урожайности культур или «биологическим» разбавлением концентрации радионуклидов.

Внесение органических удобрений в принятых дозах способствует уменьшению перехода радионуклидов из почвы в растения в среднем на 30 %. С повышением содержания гумуса в почвах от 1 до 3,5 % накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениеводческой продукции снижается в 1,5–3,5 раза.

В условиях радиоактивного загрязнения рекомендуются те же дозы органических удобрений, что и на незагрязненных (табл. 6.4).

Таблица 6.4. Рекомендуемые дозы органических удобрений под сельскохозяйственные культуры, возделываемые на загрязненных радионуклидами землями

Культура	Дозы удобрений, т/га
Картофель	60–70
Озимые зерновые	30–40
Сахарная свекла	60–70
Кукуруза	70–80
Многолетние злаковые травы при залужении	30–40

Рекомендуется до 60 % заготовленных органических удобрений вносить в весенний период под культуры позднего сева: кукурузу, картофель (частично), однолетние травы, идущие в качестве предшественника под озимые зерновые культуры. До 18 % органических удобрений следует внести летом при перезалужении и коренном улучшении сенокосов и пастбищ, а также под озимые, идущие по зерновым предшественникам. Остальную часть органических удобрений необходимо внести с осени под культуры раннего сева: сахарную свеклу, корнеплоды, картофель.

При ведении сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения с целью оптимизации содержания почвенного гумуса и повышения обеспеченности элементами питания растений необходимо задействовать все источники поступления органического вещества в почву – навоз, компосты, торф, солому, зеленые удобрения. В структуре посевных площадей доля бобовых культур и бобово-злаковых травосмесей должна быть в 2 раза выше, чем пропашных культур.

В системе агрохимических приемов при возделывании сельскохозяйственных культур в условиях радиоактивного загрязнения особую значимость приобретает применение микроэлементов. При научно обоснованном внесении микроудобрений с учетом содержания подвижных форм микроэлементов в почвах прибавки урожая достигают 15–20 %.

В условиях дефицита микроэлементов наиболее рациональными и экономически оправданными способами их внесения являются предпосевная обработка семян и некорневая подкормка растений в период вегетации. Их можно проводить как в виде самостоятельного технологического приема, так и совместно с макроудобрениями, средствами защиты и регуляторами роста растений.

Микроудобрения необходимо вносить на почвах первой и второй групп обеспеченности микроэлементами с pH более 6,0. На почвах третьей группы обеспеченности некорневые подкормки проводятся при интенсивных технологиях возделывания культур, ориентированных на получение высокой урожайности и качественной продукции.

Внесение извести является эффективным приемом снижения поступления

^{137}Cs и ^{90}Sr из почвы в растения. **Минимальное накопление радионуклидов в растениеводческой продукции при прочих равных условиях возделывания сельскохозяйственных культур отмечается при оптимальной реакции почвенной среды.** Оптимизация степени кислотности почв на фоне применения минеральных удобрений позволяет повысить урожайность и сократить поступление радионуклидов в основные сельскохозяйственные культуры на 60–80 %.

Известкование кислых почв загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных земель проводится за счет средств республиканского бюджета с целью оптимизации показателей реакции почвенной среды (рНКСi), при которых наблюдается максимальное снижение поступления радионуклидов в растениеводческую продукцию. Для торфяных почв рН – 5,0–5,3; для дерново-подзолистых почв в зависимости от типа севооборота и гранулометрического состава: глинистые и суглинистые – 5,5–6,7; супесчаные – 5,5–6,2; песчаные – 5,3–5,8. Оптимизация степени кислотности почв на фоне применения минеральных удобрений позволяет повысить урожайность и сократить поступление радионуклидов в сельскохозяйственные культуры на 60–80 %.

Для достижения оптимального уровня кислотности почвы необходимо применять дозы извести согласно «Инструкции по известкованию кислых почв сельскохозяйственных земель», утвержденной постановлением Министерства сельского хозяйства и продовольствия Республики Беларусь от 18 января 2019 года № 5, которые приведены в таблице 6.4.

Для уровня загрязнения 1–4,9 Ки/км² ^{137}Cs и 0,15–0,29 Ки/км² ^{90}Sr дозы мелиорантов увеличиваются только на торфяных почвах и дополнительно известкуются рыхлосупесчаные почвы с рН 5,51–5,75, связносупесчаные с рН 5,51–6,00. Для уровня загрязнения 5–40 Ки/км² ^{137}Cs или 0,3–3,0 Ки/км² ^{90}Sr дозы известковых мелиорантов повышаются из расчета доведения реакции почв до оптимального уровня за один прием.

На пахотных землях мелиоранты рекомендуется вносить под культивацию или боронование полей.

В случае, когда разовая доза превышает 8 т/га, известь вносится в два приема: 0,5 дозы под вспашку и 0,5 дозы под культивацию. На сенокосах и пастбищах известковые удобрения вносятся под предпосевную культивацию при перезалужении или коренном улучшении. Допускается проводить поверхностное известкование многолетних трав, улучшенных сенокосов и пастбищ с учетом их продуктивности и дальнейшего использования.

Первоочередному известкованию подлежат почвы I–II групп кислотности в связи с высоким переходом радионуклидов из почвы в растения. Работы по известкованию супесчаных почв с рН 5,51–6,0 и торфяно-болотных с рН 5,0 и ниже при плотности загрязнения земель ^{137}Cs 1–5 Ки/км² или ^{90}Sr – 0,2–0,3

Ки/км², а также на всех кислых почвах с плотностью загрязнения 5–40 Ки/км² ¹³⁷Cs или ⁹⁰Sr – 0,3–3,0 Ки/км² финансируются за счет средств, направляемых на преодоление последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС.

Таблица 6.4. Средние дозы известковых материалов для известкования кислых почв пахотных земель, т/га

Группы почв	Содержа- ние гумуса, %	pH солевой вытяжки							
		4,25 и менее	4,26– 4,50	4,51– 4,75	4,76– 5,00	5,01– 5,25	5,26– 5,50	5,51– 5,75	5,76– 6,00
Плотность загрязнения ¹³⁷ Cs – 1,0–4,90, ⁹⁰ Sr – 0,15–0,29 Ки/км ²									
Песчаные	менее 1,50	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0	2,5	–	–
	1,51–3,00	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0	–	–
	более 3,00	6,0	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5	–	–
Рыхлосупесчаные	менее 1,50	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0	2,5	–
	1,51–3,00	6,0	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0	–
	более 3,00	6,5	6,0	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5	–
Связносупесчаные	2,0 и менее	6,5	6,0	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0
	более 2,0	7,5	7,0	6,5	6,0	5,5	4,5	4,0	3,5
Легко- и среднесуглинистые	2,0 и менее	3,0	7,5	7,0	6,5	6,0	5,0	4,5	3,5
	более 2,0	9,0	8,5	8,0	7,5	7,0	6,0	5,0	4,0
Тяжело суглинистые и глинистые	любое	10,0	9,5	9,0	8,5	8,0	7,0	6,0	5,0
Торфяно-болотные	–	13,0 19,0*	10,0	7,5	5,0	–	–	–	–
Плотность загрязнения ¹³⁷ Cs – 5,0–40,0; ⁹⁰ Sr – 0,3–3,0 Ки/км ²									
Песчаные	менее 1,50	8,0	7,5	6,5	5,5	4,5	3,5	–	–
	1,51–3,00	8,5	8,0	7,0	6,0	5,0	4,0	–	–
	более 3,00	9,0	8,5	7,5	6,5	5,5	4,5	–	–
Рыхлосупесчаные	менее 1,50	10,0	9,0	8,5	7,0	5,5	5,0	3,0	–
	1,51–3,00	10,5	9,5	9,0	8,0	6,5	6,0	3,5	–
	более 3,00	11,0	10,0	9,5	8,5	7,5	7,0	4,5	–
Связносупесчаные	2,0 и менее	12,0	10,5	10,0	9,0	8,0	6,5	5,0	4,0
	более 2,0	13,0	11,5	11,0	10,0	8,5	7,0	5,5	4,5
Легко- и среднесуглинистые	2,0 и менее	15,0	14,0	13,0	12,0	11,0	9,5	7,0	6,0
	более 2,0	16,0	15,0	14,0	13,0	12,0	10,5	8,0	7,0
Торфяные	–	13,0 (19,0)*	10,0	7,5	5,0	–	–	–	–

Объемы известкования кислых почв, загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных земель на 2021–2024 гг. составляют ежегодно 23,2 тыс. га, а ежегодная потребность в известковых мелиорантах, в пересчете на CaCO₃, составляет 110,7 тыс. т.

Технологические приемы обработки растениеводческой продукции, направленные на снижение содержания в ней радионуклидов. Несмотря

на принимаемые в республике меры (агротехнические, агрохимические и пр.), направленные на уменьшение поступления и накопления радионуклидов сельскохозяйственными растениями, содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственной продукции значительно превышает доаврийный уровень, хотя и не превышает нормативных значений (РДУ-99). Дальнейшее снижение содержания радионуклидов цезия и стронция в сельскохозяйственной продукции и продуктах питания может быть достигнуто путем использования следующих технологических приемов:

- промывка и первичная очистка убранный плодовоовощной и технической продукции;
- переработка полученной продукции.

Снижение содержания радионуклидов в растениеводческой продукции достигается при использовании таких простых методов, как промывка в проточной воде, очистка от кожуры, удаление кроющих листьев у капусты, отмачивание в воде (табл. 6.5). Концентрация радионуклидов в продукции уменьшается также при консервировании, засолке, варке, но надо помнить, что радионуклиды переходят в маринад или воду при варке.

Например, огурцы и помидоры достаточно перед использованием промыть. Капусту следует употреблять без верхних 3–4 листьев и кочерыжки. Удаление кроющих листьев снижает загрязнение до 40 раз.

У свеклы, моркови, брюквы, репы, редьки и других корнеплодов обязательно нужно удалять ботву вместе с венчиком на 10–15 мм. Это позволит снизить уровень загрязнения в 15–20 раз. Лук, салат, петрушку, редис и другие овощи тщательно отмывают от частиц почвы. Картофель и корнеплоды необходимо промывать два раза – перед тем как снимать кожуру и после.

При варке картофеля, свеклы, моркови, фасоли нужно сливать отвар после 10–15 минутного кипячения, что позволит удалить из этих овощей от 50 до 90 % ^{137}Cs .

Яблоки, груши, сливы, вишни и другие плоды необходимо промывать проточной водой, особенно тщательно возле плодоножек и цветоложа. Ягоды нужно употреблять в пищу после их тщательной промывки в проточной воде.

Таблица 6.5. Эффективность некоторых приемов обработки урожая, загрязненного радиоактивными веществами

Исходная продукция	Способ обработки (готовый продукт)	КО (коэффициент очистки)
Зерно (пшеница, рожь, ячмень, гречиха, пшено и др.)	Отвешивание	1,5–2,0
	Отмывание проточной водой	1,5–3,0
	Переработка в хлеб, крупы	1,2–2,5
	Переработка в спирт	100
Зерно (рис, гречиха, ячмень, овес)	Обрушение, удаление	10–20

	пленок	
Картофель (клубни)	Очистка Варка Переработка в крахмал Переработка в спирт	3–5 2–3 50 100
Соя, рапс, подсолнечник, кукуруза	Переработка на растительное масло	500 (промышленный способ) и 50 (в домашних условиях)
Овощи	Отмывание проточной водой Удаление кроющих листьев (качан), засолка, маринование	3–10 2–5
Сахарная свекла	Переработка на сахар	70–90
Ягоды, фрукты	Переработка на сок Переработка на вино Переработка на варенье	до 100 до 500 100–500

Максимальная очистка от радионуклидов готовой продукции достигается при более глубокой технологической переработке.

Эффективность очистки оценивается коэффициентом очистки (КО) – это отношение содержания радионуклидов в исходном сырье к содержанию радионуклида в конечном продукте. Он показывает, во сколько раз конечный продукт чище, чем исходное сырьё.

Установлено, что при некоторых технологических процессах переработки, сопровождающихся разделением продукции на несколько компонентов, большая часть радионуклидов концентрируется в каком-либо одном компоненте. Этим компонентом нередко оказывается не основной, а побочный продукт переработки. Уместно напомнить, что радионуклиды попадают в растения и далее в организм животных и человека преимущественно в виде растворенных в воде солей. Поэтому концентрируются радионуклиды, в основном, в компонентах, содержащих воду. Если же они сосредоточены в других компонентах, то при переработке продукции также переходят в воду. Следовательно, любая технологическая переработка, предусматривающая отделение воды путем отжима, фильтрования, центрифугирования и других способов, кроме высушивания, будет приводить к дезактивации продукта. Высокая степень очистки продукции достигается при переработке картофеля и зерна на крахмал и спирт, масличных культур – на масло, сахарной свеклы – на сахар.

Мероприятия по уменьшению содержания радионуклидов в продуктах животноводства

Основной задачей ведения животноводства в условиях радиоактивного

загрязнения является получение животноводческой продукции, соответствующей требованиям республиканских допустимых уровней по содержанию радионуклидов. В системе мероприятий по снижению концентрации радионуклидов в продукции животноводства применяются следующие приемы:

1. Производство кормов с допустимым содержанием радионуклидов;
2. Изменение условий содержания и рационов кормления крупного рогатого скота, использование наименее загрязненных кормов на заключительной стадии откорма;
3. Введение в рацион специальных добавок, снижающих переход радионуклидов в продукты животноводства;
4. Технологическая переработка продуктов животноводства;
5. Перепрофилирование отраслей животноводства (замена молочного скотоводства на мясное или скотоводства на свиноводство, птицеводство).

Переход радионуклидов из кормов в продукцию животноводства зависит от состава рациона, полноценности кормления животных, их возраста, физиологического состояния, продуктивности. Из более полноценных рационов кормления животных, особенно по минеральным элементам питания, в животноводческую продукцию переходит меньшее количество радионуклидов. Поэтому при организации кормления вопросам сбалансированного питания животных следует уделять особое внимание. При этом необходимо учитывать, что в организме животных ^{137}Cs концентрируется главным образом в мышечной ткани, а ^{90}Sr – в костной.

Производство кормов с допустимым содержанием радионуклидов. Кормопроизводство на загрязненных радионуклидами землях направлено на обеспечение поголовья скота собственными качественными кормами с минимальными рисками производства продукции животноводства с содержанием радионуклидов, превышающим допустимые уровни, на обеспечение высокой производительности сельскохозяйственных земель с сохранением хорошего фитосанитарного состояния, агрохимических и физических свойств почвы, на повышение рентабельности животноводческой отрасли.

Эффективная организация кормопроизводства на территориях радиоактивного загрязнения должна базироваться на следующих основных принципах:

- равномерное и бесперебойное обеспечение биологически полноценными и нормативно чистыми по содержанию радионуклидов кормами в соответствии с физиологическими потребностями животных;
- максимальный выход питательных веществ с единицы кормовой площади;

- наиболее оптимальное сочетание полевого и лугового кормопроизводства с учетом плотности загрязнения почв радионуклидами;
- рациональное кормление разных видов и групп скота, позволяющее получать высокий уровень продуктивности с наименьшими затратами питательных веществ на единицу продукции;
- наибольшая экономическая выгода животноводства.

После определения потребности в кормах имеющегося поголовья животных (с учетом их роста) осуществляется подбор видов и сортов сельскохозяйственных культур полевого кормопроизводства с учетом агрономической и радиологической пригодности почв для их возделывания.

При организации кормопроизводства важным этапом является оптимизация структуры посевов. При планировании использования пахотных земель должны быть соблюдены требования по соотношению разных групп культур в структуре пашни для обеспечения расширенного воспроизводства почвенного плодородия. Использование луговых земель должно включать своевременное проведение комплекса агротехнических, агрохимических мероприятий по повышению их продуктивности (поверхностное улучшение, применение удобрений, боронование, подкашивание), создание улучшенных сенокосов и пастбищ с набором совместимых компонентов травосмеси, совпадающих по срокам созревания и режиму использования, обеспечивая высокое зоотехническое качество корма с минимальным накоплением радионуклидов.

Прогноз содержания радионуклидов в животноводческой продукции.

На территории радиоактивного загрязнения осуществляется прогноз содержания радионуклидов в получаемой животноводческой продукции. Прогноз строится на учёте плотности загрязнения почв сельскохозяйственных земель, коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в корма, коэффициентов перехода радионуклидов из суточного рациона в 1 кг животноводческой продукции и республиканских допустимых уровней содержания в ней радионуклидов.

Прогноз содержания радионуклидов в продуктах животноводства производится по формуле:

$$A_{\text{прод.}} = \frac{A_{\text{рац.}} \cdot K_{\text{п}}}{100},$$

где $A_{\text{прод.}}$ – активность продукта;

$A_{\text{рац.}}$ – активность суточного рациона.

Для гарантированно получения чистых молока и мяса устанавливаются пределы допустимого содержания (ПДС) ^{137}Cs и ^{90}Sr в суточном рационе животных и предельно-допустимые уровни (ПДУ) радиоактивного

загрязнения различных кормов.

ПДС радионуклидов в рационе определяется из соотношения:

$$\text{ПДС} = \frac{\text{РДУ} \cdot 100}{\text{Кп}},$$

где РДУ – Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах и питьевой воде;

Кп – коэффициент перехода радионуклида из рациона в 1 л (1кг) продукта, % суточного поступления.

В таблице 6.6 приведены средние значения коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr (Кп, % на 1 кг (л) продукта) из суточного рациона в молочную и мясную продукцию животноводства и их предельное содержание в рационах (Бк/сут.).

Получение продукции животноводства, соответствующей требованиям РДУ-99, тесно связано с качеством кормов. Так, при несбалансированных рационах может наблюдаться повышенный переход ^{137}Cs до 1,1 % и ^{90}Sr до 0,8 % из рациона в молоко коров.

Таблица 6.6. Средние значения коэффициентов перехода радионуклидов из суточного рациона в молочную и мясную продукцию животноводства радионуклидов и их предельное содержание в рационах (Бк/сутки)

Вид продукции	Радионуклид			
	^{137}Cs		^{90}Sr	
	Кп	Бк/сутки	Кп	Бк/сутки
Молоко коровье	1,0	10000	0,14	2600
Говядина	4,0	12500	0,04	—
Свинина	25,0	720	0,10	—
Баранина	15,0	3333	0,10	—

Поэтому полноценное и сбалансированное питание сельскохозяйственных животных является не только необходимым условием повышения продуктивности, но и эффективным защитным мероприятием, обеспечивающим снижение содержания радионуклидов в продукции животноводства.

Уход за животными, ветеринарное обслуживание, кормление и содержание всех половозрастных групп скота и птицы, воспроизводство (размножение) проводятся по традиционным технологиям. Для сенокосения и выпаса скота необходимо выделение пастбищ, на которых проведено коренное улучшение. Выпас животных на пастбищах следует начинать при отрастании травы не менее 10 см и проводить предпочтительно на улучшенных луговых землях (многолетние и однолетние травы, посевы озимых). Поение животных допускается из любых источников (рек,

искусственных водоемов, колодцев). Не рекомендуется заготовка сена и выпас скота на территории лесов.

В стойловый период кормить молочно-продуктивных коров необходимо кормами только с пахотных земель (сено из сеяных трав). Включение в рацион сена с естественных луговых земель надо сокращать до минимума.

В случаях, когда выполнить это требование затруднительно, а также при отсутствии достаточных количеств окультуренных пастбищ для крупного рогатого скота, содержание ^{137}Cs в организме животных и молоке можно снизить путем применения цезий-связывающих препаратов (ферроцианидов) в дозах, указанных в таблице 6.7..

Ферроцианидсодержащие препараты применяются в виде добавки в комбикорм, муку или мучную зерновую смесь. Комбикорма с ферроцианидсодержащим препаратом готовятся на комбикормовых заводах в соответствии с технологическими условиями.

Таблица 6.7. Применение в рационах препаратов и кормовых средств для снижения перехода радионуклидов в продукцию животноводства

Вид продукции	^{137}Cs		^{90}Sr			
	Ферроцианид (сорбент)		Сапропель		Трепел	
	доза препа- рата, г/сут.	Кп, % на 1 кг (л)	доза препа- рата, г/сут.	Кп, % на 1 кг (л)	доза препа- рата, г/сут.	Кп, % на 1 кг (л)
Молоко коровье	3,0	0,3	100,0	0,19	100,0	0,19
Говядина	3,0	2,0	100,0	0,03	100,0	0,03
Баранина	1,0	7,0	30,0	0,08	30,0	0,08

Суточная норма скармливания корове комбикорма или мучной зерновой смеси с ферроцианидом составляет 0,5 кг. Рекомендуется применять его как в условиях пастбищного, так и стойлового содержания при недостатке кормов, отвечающих нормативным требованиям по содержанию ^{137}Cs .

Для снижения накопления в продукции ^{90}Sr рекомендуется добавлять в рацион животных сапропель и трепел. Дозировка сапропеля и трепела зависит от вида животного. Включение указанных препаратов и кормовых средств позволяет уменьшить накопление радионуклидов в животноводческой продукции. Так, если при кормлении обычным рационом в молоко переходит около 1 % ^{137}Cs , то из рациона с ферроцианидом – 0,3 %.

В первые недели после радиоактивного выброса введение йодистого калия в рацион способствовало уменьшению содержания радиоактивного йода-131 в молоке на 50 %.

Технологическая и кулинарная обработка продукции животноводства. Технологическая и кулинарная обработка продукции

животноводства позволяет в значительной степени сократить поступление радионуклидов в организм человека.

Установлено, что ^{137}Cs равномерно распределяется в мягких тканях, одинаково загрязняя мышцы, печень и почки. Уровень загрязнения костей им намного ниже, чем мягких тканей. Наименьшая концентрация ^{137}Cs наблюдается в сале и жире. Концентрация ^{137}Cs в мясе молодняка обычно выше, чем у взрослых животных. Как правило, концентрация радионуклидов меньше в свинине, чем в говядине или мясе птицы и диких животных.

Уровень радиоактивного загрязнения мяса может быть значительно снижен путем засолки его в рассоле. Наибольший эффект достигается при предварительной нарезке мяса на куски и последующем посоле при многократной смене рассола. При этом ^{137}Cs переходит в рассол, а эффективность извлечения радионуклидов возрастает с увеличением длительности вымачивания.

Снизить концентрацию радиоактивных веществ в мясе можно также и при помощи варки, но с обязательным удалением отвара (бульона) после 8–10 минутного кипячения. При такой варке из мяса, а также из печени и легких, в бульон переходит примерно 50 % цезия-137, а из костей до 1 %. Это необходимо учитывать при приготовлении первых блюд на мясокостном бульоне.

В яйцах радионуклиды концентрируются в основном в скорлупе, меньше всего их в желтке. Поэтому лучше употреблять яйца в пищу в виде яичниц, омлетов, в кондитерских изделиях.

Радионуклиды цезия и стронция не связаны с жировой фракцией молока. Поэтому наименее загрязненным продуктом при переработке молока является масло, далее следуют сливки, творог и сыр клинковый. Наибольшая концентрация цезия-137 и стронция-90 приходится на сыворотку.

В случае, когда концентрация радионуклидов в молоке не позволяет использовать его в свежем виде для пищевых целей, такое молоко следует перерабатывать на молочные продукты и в первую очередь – на масло.

В процессе сепарирования молока в обрат переходит от 92 до 98 % стронция-90; 84–96 % йода-131 и 86–99 % цезия-137; в сливки – 2–8 %; 4–16 % и 1–15 % соответственно. При переработке сливок в сливочное масло основная часть указанных радионуклидов переходит в пахту и промывные воды. В масле остается менее 1,5 % стронция-90; до 3,5 % йода-131 и 0,3–2,2 % цезия-137. Молочный жир (топленое масло) радионуклидов стронция и цезия практически не содержит.

Таким образом, замена в пищевом рационе молока, содержащего повышенные концентрации радионуклидов, полученными из него продуктами, позволяет более чем в 10 раз снизить вклад радионуклидов в рацион человека. Переработка цельного молока в сливки, сметану, творог снижает содержание радионуклидов в этих продуктах в 4–6 раз, а

переработка такого молока на сыр (сычужный) и сливочное масло – в 8–10 раз.

Радиационная безопасность при проведении сельскохозяйственных работ. Вредными радиационными факторами при выполнении работ в растениеводстве являются:

- ионизирующие излучения почвы, растений, машинно-тракторных агрегатов, загрязненных рабочих мест и обтирочных материалов;
- радионуклиды, содержащиеся в органической и минеральной пыли.

С целью уменьшения дозы облучения механизированные работы проводятся с использованием техники, удовлетворяющей «Временным требованиям к обеспечению защиты кабин самоходных сельскохозяйственных машин от проникновения в них радиоактивных, химических и других вредных веществ».

Места проведения сельскохозяйственных работ (поля, участки, объекты и т. п.) должны быть обследованы на радиоактивное загрязнение с определением мест отдыха с минимальным уровнем загрязнения.

При производстве работ на машинно-тракторных агрегатах не допускается использование рабочих мест вне кабины. Если на поле работает несколько агрегатов, следует избегать взаимного запыления их друг другом.

Во время перерывов в работе отдыхать следует в специально отведенных местах или передвижных пунктах.

Вредными радиационными факторами при выполнении работ в животноводстве являются:

- ионизирующее излучение от загрязненных почв, кормов, животных, подстилки, навоза, машин и механизмов;
- радионуклиды, содержащиеся в органической и минеральной пыли.

Операции по уходу за животными, приготовлению и раздаче кормов должны быть максимально механизированы.

В помещениях по приготовлению кормов оборудование (дробилки, измельчители, дозаторы, смесители) должно быть оснащено респирационными устройствами. По мере накопления пыли на оборудовании и площадках, но не реже одного раза в неделю, должна производиться их влажная уборка.

Для лиц, выполняющих сельскохозяйственные работы в условиях радиоактивного загрязнения земель, предусмотрено приобретение спецодежды и индивидуальных средств защиты согласно Перечню средств индивидуальной защиты для работников сельскохозяйственных предприятий, расположенных в зонах радиоактивного загрязнения, и Инструкции о порядке обеспечения средствами индивидуальной защиты работников сельскохозяйственных предприятий агропромышленного комплекса, расположенных в зонах радиоактивного загрязнения.

В соответствии с Инструкцией о порядке обеспечения работников средствами индивидуальной защиты, утвержденной постановлением Министерства труда и социальной защиты Республики Беларусь от 30 декабря 2008 г. № 209 с целью обеспечения безопасных условий труда работникам сельскохозяйственных организаций, работающим на территориях с плотностью загрязнения цезием-137 от 185 кБк/м² (от 5 Ки/км²) и более или стронцием-90 от 18,5 кБк/м² (от 0,5 Ки/км²) и более, планируется выдача второго комплекта средств индивидуальной защиты, а именно спецодежды и средств индивидуальной защиты согласно действующим отраслевым типовым нормам выдачи средств индивидуальной защиты.

Количество поставляемых сельскохозяйственной организации (в т.ч. К(Ф)Х) комплектов спецодежды и средств индивидуальной защиты планируется исходя из численности штатных работников, работающих на территориях с плотностью загрязнения цезием-137 от 185 кБк/м² (от 5 Ки/км²) и более или стронцием-90 от 18,5 кБк/м² (от 0,5 Ки/км²) и более, а также утвержденных сроков носки второго комплекта спецодежды.

При планировании объемов финансирования для приобретения второго комплекта спецодежды и индивидуальных средств защиты учитывается оплата доставки спецодежды и средств индивидуальной защиты до сельскохозяйственных организаций.

Потребность определяется заказчиком на основании заявок сельскохозяйственных организаций, утверждается и с учетом требуемого финансирования направляется в Департамент.

Оплата за весь комплекс работ по мероприятию проводится в год их выполнения.

Санитарно-бытовые помещения должны быть оборудованы согласно требованиям СНиП 2.09.04-87. «Административные и бытовые здания», «Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-2002».

Проход в санитарно-бытовые помещения должен быть организован через специальную систему обмыва обуви.

В помещениях гардеробной ежедневно должна проводиться влажная уборка. Сухая уборка помещений запрещается (кроме вакуумной). Полная уборка с мытьем стен, полов, дверей, шкафов проводится регулярно, но не реже одного раза в месяц.

Руководители и специалисты несут ответственность за обеспечение таких условий, при которых после рабочей смены каждый работник мог бы тщательно вымыть голову и тело теплой водой с мылом. Недопустимо использование для мытья дождевой воды. Свежие загрязнения, находящиеся на коже 1–2 часа, удаляются любым моющим средством.

Прием пищи в полевых условиях должен быть организован с соблюдением правил личной гигиены в передвижных закрытых пунктах

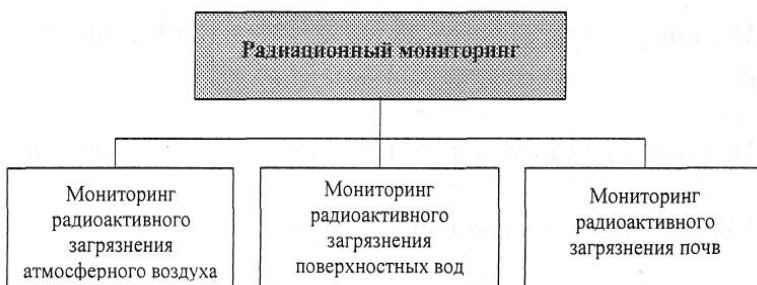
питания, оборудованных столами, стульями, умывальниками и другим необходимым инвентарем.

Для перевозки людей к месту работы используются автобусы или другие транспортные средства с уплотнением дверей и окон, с исправными вентиляционными устройствами. Внутри салона должна производиться ежедневная влажная уборка.

8. РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ И РАДИАЦИОННЫЙ КОНТРОЛЬ В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

В Республике Беларусь создана и функционирует система радиационного мониторинга, входящая в национальную систему мониторинга окружающей среды Республики Беларусь (НСМОС). В состав НСМОС входит широкая сеть пунктов наблюдений и аккредитованных лабораторий. **Основные объекты радиационного мониторинга – атмосферный воздух (приземный слой), почвы, в том числе сельскохозяйственные и лесные, поверхностные и подземные воды, объекты животного и растительного мира.**

Структура радиационного мониторинга



Радиационный мониторинг окружающей среды обеспечивается следующими органами государственного управления: Министерством природных ресурсов и охраны окружающей среды (Минприроды), Министерством лесного хозяйства (Минлесхоз), Министерством сельского хозяйства и продовольствия (Минсельхозпрод) Республики Беларусь.

Мониторинг приземного слоя атмосферы, ведение которого обеспечивает Минприроды (Белгидромет), осуществляется на государственной гидрометеорологической сети, где на 56 постах проводятся измерения мощности дозы гамма-излучения, на 30 постах – измерения

радиоактивных выпадений из атмосферы и радиоактивных аэрозолей – на 6 постах.

Минприроды (Белгидромет) обеспечивает проведение **радиационного мониторинга почв** на 181-ой реперной площадке, 19-ландшафтногеохимических полигонах (ЛГХП), а также в 20 населенных пунктах, выбранных в качестве реперных после проведения обследования всей территории страны.

В первые годы после катастрофы на ЧАЭС было проведено обследование практически всей территории Республики Беларусь. В каждом населенном пункте (более 20 тысяч по состоянию на 1986–1990 гг.) было отобрано не менее 5 проб почвы, обследован практически каждый элементарный участок сельхозугодий, каждый квартал лесных угодий. Все отобранные пробы были проанализированы для оценки загрязнения цезием-137. Кроме того, были выполнены анализы на загрязнение почвы стронцием-90 и изотопами плутония практически во всей Гомельской обл., а на остальной территории – в зонах радиоактивного загрязнения.

Всего за 1986–2016 гг. было отобрано свыше 635, 4 тыс. проб почвы, проведено свыше 1 млн 519 тыс. измерений мощности дозы гамма-излучения в местах отбора проб и определений удельной активности отдельных изотопов.

На основании данных обследования территории страны в первый период после катастрофы в 1986 г. (несколько раз, затем – ежегодно, впоследствии – один раз в пять лет) строятся карты радиоактивного загрязнения территории Беларуси цезием-137, стронцием-90 и изотопами плутония, а также прогнозные карты загрязнения цезием-137.

Анализ результатов прогноза позволяет сделать вывод, что после 2090 г. к зонам радиоактивного загрязнения, согласно, по показателям загрязнения почвы цезием-137 и стронцием-90, можно будет отнести 565 ныне существующих населенных пункта.

Минлесхоз обеспечивает проведение радиационного мониторинга лесов на 92 постоянных пунктах наблюдения, представляющих собой стационарные площади размером 50х50 м, которые были заложены в 1993–1995 гг. в различных типах леса и зонах радиоактивного загрязнения. Объектами мониторинга являются лесная подстилка, почва, древесные и кустарниковые породы, живой напочвенный покров, дикорастущие ягоды, грибы, параметры мониторинга – мощность дозы гамма-излучения, удельная активность цезия-137 в почве и продукции лесного хозяйства.

Радиационный мониторинг сельскохозяйственных угодий обеспечивается Минсельхозпродом совместно с агрохимическим мониторингом почв, а также на 104-х специальных реперных площадках.

На гидрологических постах 5-ти больших и средних рек республики, протекающих на загрязненных радионуклидами территориях, Минприроды (Белгидромет) осуществляется **мониторинг поверхностных вод**.

Минприроды (НПЦ по геологии) **мониторинг подземных вод** проводится на 85 скважинах.

Минприроды (Белгидромет) организован контроль радиационной обстановки в зонах потенциального влияния АЭС сопредельных государств. Четыре автоматизированные системы контроля радиационной обстановки обеспечивают непрерывные измерения мощности гамма-излучения в воздухе в 100-километровых зонах Смоленской, Ровенской АЭС, а также в 30-километровых зонах Чернобыльской и Игналинской АЭС.

В целях обеспечения радиационной безопасности окружающей среды вокруг Белорусской АЭС создана система контроля радиационной обстановки как в зоне наблюдения (12,9 км), так и за ее границами.

РАДИАЦИОННЫЙ КОНТРОЛЬ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ

Радиационный контроль на территории Республики Беларусь осуществляется в целях ограничения и минимизации последствий облучения населения республики от загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами в результате аварии на Чернобыльской АЭС и выбросов АЭС сопредельных государств. Под **радиационным контролем** понимается комплекс административных, организационно-технических, санитарно-гигиенических мероприятий и правовых мер, направленных на снижение воздействия на население и другие категории облучаемых лиц радиационного фактора.

Нормативными документами, регламентирующими порядок проведения радиационного контроля в Республике Беларусь являются:

- Постановление Совета Министров Республики Беларусь 04.05.2015 № 372 ПОЛОЖЕНИЕ о системе контроля радиоактивного загрязнения;

- Постановление Министерства сельского хозяйства и продовольствия Республики Беларусь 19.05.2022 № 49 ПРАВИЛА контроля радиоактивного загрязнения, обеспечиваемого Министерством сельского хозяйства и продовольствия;

- Приказ Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь от 03.02.2017 г. № 36 изменения: приказ от 24.03.2020 г. № 53 ПРАВИЛА контроля радиоактивного загрязнения в системе Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь.

Основной задачей радиационного контроля является получение объективных данных по радиационной обстановке. Задача решается путем наблюдения и оценки уровня радиоактивного загрязнения компонентов природы и биологических объектов с целью предупреждения возможных последствий для здоровья человека, а также путем выявления

закономерностей пространственно-временной миграции радионуклидов в биологических звеньях и составления прогноза возможных уровней радиоактивного загрязнения.

Контроль за дозами облучения человека (внешними и внутренними) является неотъемлемой частью системы радиационного контроля.

Измеряемыми параметрами объектов радиационного контроля являются следующие:

1) мощность дозы гамма-излучения и плотность потока частиц - для внешнего облучения;

2) концентрация радионуклидов в объектах контроля (вода, воздух, почва, продукты питания, организм человека и др.) — для внутреннего облучения.

Оценка результатов радиационного контроля производится путем сравнения результатов измерений и расчетов с системой республиканских нормативов:

1) Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде; Республиканские допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в сельскохозяйственном сырье и кормах; Республиканские допустимые уровни содержания цезия-137 в древесине, продукции из древесины и древесных материалов и прочей непищевой продукции лесного хозяйства (РДУ/ЛХ-2001; допустимые уровни содержания цезия-137 в меде, лекарственно-техническом сырье и другие.

Радиационный контроль осуществляется в три этапа:

- 1) при производстве продукции;
- 2) при переработке продукции;
- 3) при реализации продукции.

Система контроля радиоактивного загрязнения функционирует на республиканском, ведомственном и производственном уровнях.

Функционирование системы контроля радиоактивного загрязнения на **республиканском уровне** обеспечивается: Министерством по чрезвычайным ситуациям; Министерством здравоохранения; Министерством природных ресурсов и охраны окружающей среды; Государственным комитетом по стандартизации.

Министерством по чрезвычайным ситуациям осуществляются:

- координация деятельности по обеспечению функционирования системы контроля радиоактивного загрязнения;

- согласование технических нормативных правовых актов и других документов в области контроля радиоактивного загрязнения;

- согласование планов радиационного обследования сельскохозяйственных земель, земельных участков, находящихся в пользовании, аренде организаций, крестьянских (фермерских) хозяйств;

- организация обследования территорий населенных пунктов и объектов в рамках государственных программ по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС, координация деятельности по контролю радиоактивного загрязнения и финансированию соответствующих

мероприятий в рамках государственных программ по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС.

Министерством здравоохранения обеспечиваются:

- оценка эффективных доз облучения населения и контроль индивидуальных доз облучения граждан, обусловленных катастрофой на Чернобыльской АЭС;

- контроль радиоактивного загрязнения пищевых продуктов, производимых гражданами для собственного потребления, а также дикорастущих растений и (или) их частей, продукции охоты и рыболовства, используемых гражданами для собственного потребления. Контроль радиоактивного загрязнения пищевых продуктов, производимых гражданами для собственного потребления, а также дикорастущих растений и (или) их частей, продукции охоты и рыболовства, используемых гражданами для собственного потребления, осуществляется за счет средств, предусмотренных на содержание бюджетных организаций.

Министерством природных ресурсов и охраны окружающей среды обеспечиваются:

- оценка радиационной обстановки на территории Республики Беларусь по контролируемым параметрам и ее методическое обеспечение;

- контроль радиоактивного загрязнения территорий населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения; ведение базы данных по результатам контроля радиоактивного загрязнения территорий, населенных пунктов и объектов Республики Беларусь.

Государственным комитетом по стандартизации:

- обеспечивается государственный метрологический надзор, включая надзор за применением средств измерений и стандартных образцов, методик и методов измерений;

- обеспечивается аккредитация подразделений радиационного контроля;

- утверждаются правила оценки качества выполнения измерений подразделениями радиационного контроля.

Функционирование системы контроля радиоактивного загрязнения на **ведомственном уровне** обеспечивается: Министерством сельского хозяйства и продовольствия; Министерством лесного хозяйства; Министерством жилищно-коммунального хозяйства; Министерством энергетики; Белорусским республиканским союзом потребителей обществ; другими республиканскими органами государственного управления и иными государственными организациями, подчиненными Правительству Республики Беларусь, обеспечивающими контроль радиоактивного загрязнения.

Министерством сельского хозяйства и продовольствия:

- составляются планы радиационного обследования сельскохозяйственных земель, земельных участков, находящихся в пользовании, аренде организаций, крестьянских (фермерских) хозяйств;

- обеспечивается контроль радиоактивного загрязнения: почв сельскохозяйственных земель, земельных участков, находящихся в пользовании, аренде организаций, крестьянских (фермерских) хозяйств;

- живых животных (крупный рогатый скот), продуктов животного и растительного происхождения, кормов, сырья, производимых сельскохозяйственными организациями, крестьянскими (фермерскими) хозяйствами;

- продуктов животного и растительного происхождения, в том числе дикорастущих грибов и ягод, мяса диких животных, реализуемых на рынках.

Министерством лесного хозяйства обеспечивается контроль радиоактивного загрязнения лесного фонда, лесной продукции.

Министерством жилищно-коммунального хозяйства обеспечивается контроль радиоактивного загрязнения питьевой воды и объектов жилищно-коммунального хозяйства, в том числе зольных отходов.

Министерством энергетики обеспечивается контроль радиоактивного загрязнения местных видов топлива, используемых организациями, входящими в его систему, а также образующихся от них зольных отходов.

Белорусским республиканским союзом потребителей обеспечивается контроль радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции, пищевых продуктов, заготавливаемых перерабатывающими организациями, учредителем которых он является, либо которые входят в его состав (систему), и производимой ими продукции.

Контроль радиоактивного загрязнения на ведомственном уровне осуществляется на основе правил контроля радиоактивного загрязнения. В правилах контроля радиоактивного загрязнения определяются: объекты контроля радиоактивного загрязнения; периодичность контроля радиоактивного загрязнения; объем контроля радиоактивного загрязнения, в том числе в зависимости от территории радиоактивного загрязнения и объекта контроля радиоактивного загрязнения; иные требования к порядку проведения контроля радиоактивного загрязнения с учетом радиационной обстановки на территории сырьевых зон, ранее полученных данных контроля радиоактивного загрязнения, специфики технологий производства и других факторов.

Функционирование системы контроля радиоактивного загрязнения на **производственном уровне** обеспечивается:

- организациями, индивидуальными предпринимателями и иными гражданами, осуществляющими производство, заготовку (закупку) и переработку в целях реализации, а также реализацию сельскохозяйственной продукции, пищевых продуктов и лесной продукции.

Контроль радиоактивного загрязнения на производственном уровне осуществляется на основе схем радиационного контроля, разрабатываемых подразделением радиационного контроля и утверждаемых руководителем организации, в составе которой создано подразделение радиационного контроля, и (или) заказчиком по договору на проведение контроля радиоактивного загрязнения. В схемах радиационного контроля определяются:

- перечень объектов контроля радиоактивного загрязнения;
- перечень контролируемых параметров;
- объемы контроля;

- технические нормативные правовые акты, устанавливающие требования к объектам контроля радиоактивного загрязнения;
- используемые средства измерений и методики их выполнения;
- перечень должностных лиц, ответственных за организацию и проведение контроля радиоактивного загрязнения, включая руководителя организации.

Схемы радиационного контроля разрабатываются на основании Положения о контроле радиоактивного загрязнения, ведомственных правил контроля радиоактивного загрязнения, обязательных для соблюдения технических нормативных правовых актов в области контроля радиоактивного загрязнения.

Схемы радиационного контроля подлежат согласованию с головными ведомственными подразделениями радиационного контроля, при их отсутствии – с вышестоящими организациями.

Допускается оформление схемы радиационного контроля путем ее включения в документы, регламентирующие производственный контроль, в том числе в программы производственного контроля.

На территории радиоактивного загрязнения контроль радиоактивного загрязнения осуществляется в большем объеме, чем на территории, не подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС.

К проведению контроля радиоактивного загрязнения допускаются работники, прошедшие в установленном законодательством порядке обучение (повышение квалификации) в сфере осуществления контроля радиоактивного загрязнения.

Контролю радиоактивного загрязнения подлежат объекты контроля радиоактивного загрязнения, для которых установлены допустимые уровни контролируемых параметров, в том числе сырье и продукция при заготовке, производстве и реализации на рынках.

Продукция, произведенная на территории радиоактивного загрязнения и подлежащая реализации, в обязательном порядке подлежит контролю радиоактивного загрязнения и сопровождается документом, подтверждающим соответствие содержания в ней радионуклидов допустимым уровням.

Организации и индивидуальные предприниматели, заготавливающие, перерабатывающие, использующие и реализующие местные виды топлива, в том числе топливную щепу, отходы деревопереработки, обеспечивают контроль радиоактивного загрязнения топлива и зольных отходов.

Контролю радиоактивного загрязнения подлежит каждая партия дикорастущих ягод и грибов, мяса диких животных, произведенная (заготовленная) на всей территории Республики Беларусь.

Контроль радиоактивного загрязнения отдельных видов экспортируемых в страны – участницы Европейского союза дикорастущих грибов и ягод осуществляется в порядке, установленном для оформления и выдачи экспортных сертификатов на сельскохозяйственную продукцию (для дикорастущих грибов и ягод).

Оценка соответствия продукции, которая подлежит реализации, требованиям радиационной безопасности производится путем сравнения суммы измеренного значения и значения оцененной неопределенности или погрешности результата измерения с допустимыми уровнями.

Система радиационного контроля Министерства сельского хозяйства и продовольствия Республики Беларусь

Радиационный контроль осуществляют:

1. Государственная ветеринарная служба продукция животноводства, производимая в общественном секторе и фермерских хозяйствах, в т.ч. реализуемая на экспорт; рационы кормления животных; продукция, реализуемая на рынках.

Подразделения радиационного контроля областных ветеринарных лабораторий осуществляют контроль радиоактивного загрязнения радионуклидом стронция-90 молока сырого – один раз в два года на каждой молочно-товарной ферме сельскохозяйственных организаций, крестьянских (фермерских) хозяйств, расположенных на земельных участках с плотностью загрязнения почв радионуклидом стронция-90 от 0,15 Ки/км² и более.

Подразделения радиационного контроля районных ветеринарных станций и межрайонных ветеринарных лабораторий осуществляют контроль радиоактивного загрязнения радионуклидом цезия-137:

- мышечной ткани живых животных (крупного рогатого скота), выращенных сельскохозяйственными организациями, крестьянскими (фермерскими) хозяйствами, расположенными на земельных участках с плотностью загрязнения почв радионуклидом цезия-137 от 1 Ки/км² и более, перед поставкой его на убой;

- молока сырого и кормов, используемых для кормления живых животных (крупного рогатого скота), в каждой сельскохозяйственной организации, крестьянском (фермерском) хозяйстве дважды в год (в пастбищный и зимне-стойловый периоды).

В отношении кормов в период заготовки, произведенных на сельскохозяйственных землях с плотностью загрязнения почв радионуклидом цезия-137 от 1 Ки/км² и более, подразделениями радиационного контроля районных ветеринарных станций и межрайонных ветеринарных лабораторий осуществляется выборочный контроль радиоактивного загрязнения один раз в год. В случае выявления несоответствия кормов в период заготовки показателям радиационного контроля по содержанию радионуклида цезия-137 контроль радиоактивного загрязнения каждой партии кормов, произведенной сельскохозяйственной организацией, крестьянским (фермерским) хозяйством, где выявлено превышение, осуществляется на протяжении двух лет с момента обнаружения.

Выборочный контроль радиоактивного загрязнения зерна и кормов в период заготовки, произведенных на землях, не подвергшихся

радиоактивному загрязнению, подразделениями радиационного контроля районных ветеринарных станций и межрайонных ветеринарных лабораторий осуществляется 1 раз в два года.

Подразделения радиационного контроля районных, городских (городов областного и районного подчинения), районных в городах ветеринарных станций, имеющих лаборатории ветеринарно-санитарной экспертизы, осуществляют контроль радиоактивного загрязнения радионуклидом цезия-137 каждой партии продуктов животного и растительного происхождения, в том числе дикорастущих грибов и ягод, мяса диких животных, реализуемых на рынках.

2. Агрохимическая служба - почва сельскохозяйственных и лесных угодий сельхозпредприятий и фермерских хозяйств; продукция растениеводства, в т.ч. корма; торф, применяемый в качестве удобрений.

Контроль радиоактивного загрязнения почв сельскохозяйственных земель проводится одновременно с их почвенно-агрохимическим обследованием один раз в четыре года согласно плану.

Перед уборкой урожая зерна и картофеля контроль радиоактивного загрязнения стронцием-90 осуществляется в отношении:

- зерна, произведенного на сельскохозяйственных землях с плотностью загрязнения почв радионуклидом стронция-90 от 0,15 Ки/км² до 0,3 Ки/км²;
- картофеля, произведенного на сельскохозяйственных землях с плотностью загрязнения почв радионуклидом стронция-90 от 0,15 Ки/км² и более.

3. Радиологические посты и лаборатории перерабатывающих предприятий - сырье, поступающее на переработку, готовая продукция.

Подразделения радиационного контроля организаций, осуществляющих переработку зерна, проводят его выборочный контроль радиоактивного загрязнения:

- радионуклидом цезия-137 – не менее одного раза в месяц от каждого поставщика в случае производства зерна на сельскохозяйственных землях с плотностью загрязнения почв радионуклидом цезия-137 от 1 Ки/км² и более;
- радионуклидом стронция-90 – не менее одного раза в год от каждого поставщика в случае производства зерна на сельскохозяйственных землях с плотностью загрязнения почв радионуклидом стронция-90 от 0,15 Ки/км² и более.

Подразделения радиационного контроля организаций, осуществляющих переработку или производство и переработку сырья растительного происхождения, произведенного сельскохозяйственными организациями, крестьянскими (фермерскими) хозяйствами, расположенными на земельных участках с плотностью загрязнения почв радионуклидом цезия-137 от 1 Ки/км² и более проводят выборочный контроль радиоактивного загрязнения каждого вида сырья растительного происхождения от каждого поставщика:

- радионуклидом цезия-137 – не менее одного раза в квартал в случае производства сырья на сельскохозяйственных землях с плотностью загрязнения почв радионуклидом цезия-137 от 1 Ки/км² и более;

- радионуклидом стронция-90 – не менее одного раза в год в случае производства сырья на сельскохозяйственных землях с плотностью загрязнения почв радионуклидом стронция-90 от 0,15 Ки/км² и более.

Подразделения радиационного контроля организаций, осуществляющие переработку или производство и переработку сырья животного происхождения, произведенного сельскохозяйственными организациями, крестьянскими (фермерскими) хозяйствами, расположенными на земельных участках с плотностью загрязнения почв радионуклидом цезия-137 от 1 Ки/км² и более, проводят контроль радиоактивного загрязнения радионуклидом цезия-137:

- молока сырого, мяса и мясных субпродуктов одной из партий каждого поставщика в день поставки;

- мышечной ткани живых животных (крупного рогатого скота) до убоя.

Подразделения радиационного контроля организаций, осуществляющие переработку или производство и переработку молока сырого, проводят выборочный контроль радиоактивного загрязнения молока сырого радионуклидом стронция-90 – не менее двух раз в год (в пастбищный и зимне-стойловый периоды) от каждого поставщика в случае производства молока сырого сельскохозяйственными организациями, крестьянскими (фермерскими) хозяйствами, расположенными на земельных участках с плотностью загрязнения почв радионуклидом стронция-90 от 0,15 Ки/км² и более.

Контроль радиоактивного загрязнения радионуклидами цезия-137 и стронция-90 товарной рыбы, выращенной сельскохозяйственными организациями в водоемах, расположенных в границах земельных участков с плотностью загрязнения почв радионуклидами цезия-137 от 1 Ки/км² и более и (или) стронция-90 от 0,15 Ки/км² и более, осуществляется подразделениями радиационного контроля организаций, осуществляющих ее производство и переработку

