

Министерство образования Республики Беларусь

**Учреждение образования «Гомельский государственный
университет имени Франциска Скорины»**

Н.А. КОВЗИК

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ

ПРАКТИЧЕСКОЕ РУКОВОДСТВО ПО СПЕЦКУРСУ

**Гомель
УО «ГГУ им. Ф. Скорины»
2011**

УДК 502-047.36:628.4047(075.8)

ББК 20.18 я 73

К 56

Рецензенты:

Т.А. Власюк, кандидат технических наук, доцент;
кафедра экологии УО «Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины»

Рекомендовано к печати научно-методическим советом учреждения образования «Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины»

Ковзик Н.А.

К 56 Радиоэкологический мониторинг: практическое пособие по спецкурсу для студентов специальности 1-33 01 02 «Геоэкология» / Н.А. Ковзик; М-во образования РБ; Гомельский гос. ун-т им. Ф. Скорины. – Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2011. – 47 с.

Практическое пособие разработано в соответствии с учебной программой курса «Радиоэкологический мониторинг» и содержит основные понятия, касающиеся динамики и прогнозирования радиационной обстановки; оценки процессов миграции радионуклидов в различных компонентах экосистем.

Адресовано студентам специальности 1-33 01 02 «Геоэкология»

УДК 502-047.36:628.4047 (075.8)

ББК 20.18 я 73

ISBN

© Ковзик Н.А., 2011

© УО «Гомельский государственный университет имени Ф. Скорины», 2011

Тема 1

Система радиоэкологического мониторинга

1.1 Организация научных исследований по проблемам преодоления последствий чернобыльской катастрофы в Республике Беларусь

1.2 Цели и задачи радиоэкологического мониторинга

1.3 Организация сети радиоэкологического мониторинга

1.1 Организация научных исследований по проблемам преодоления последствий чернобыльской катастрофы в Республике Беларусь

После аварии в республике были созданы Институт радиобиологии и Институт радиоэкологических проблем НАН Беларуси (г. Минск), Научно-исследовательский институт радиационной медицины (г. Минск), Витебский, Гомельский и Могилевский филиалы НИИ радиационной медицины Министерства здравоохранения республики, Белорусский научно исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии Минсельхозпрода (г. Гомель).

Результаты исследований послужили основой для проведения первоочередных защитных мер, разработки концепции проживания населения на радиоактивно загрязненных территориях, утверждение норм содержания радионуклидов в продуктах питания и питьевой воде, запрещения или ограничения некоторых видов хозяйственной деятельности на пострадавших территориях. В дальнейшем работы были продолжены в рамках государственных программ по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы.

1.2 Цели и задачи радиоэкологического мониторинга

Головной организацией, осуществляющей методическое руководство работами по радиационно-экологическому мониторингу, является «Республикан-

ский центр радиационного контроля и мониторинга окружающей среды» (РЦРКМ).

С 1989 года при Госкомгидромете работает межведомственная комиссия по радиационному контролю. В Госкомгидромете существует система мониторинга радиоактивного загрязнения поверхностных вод, почв и воздуха.

Целями радиоэкологического мониторинга являются:

- определение динамики и прогнозирования радиационной обстановки;
- выяснение поведения радионуклидов в объектах природной среды;
- оценка радиационного состояния растительного и животного мира, в том числе лесных ресурсов Беларуси;
- получение данных и построение карт радиационной обстановки различного назначения;
- выработка практических рекомендаций по рациональному и безопасному природопользованию;
- оценка влияния радиационной обстановки на жизнедеятельность организмов.

Задачи радиоэкологического мониторинга:

- определение радиационного фона;
- определение содержания радионуклидов в воздухе, поверхностных водах, почвах.

Одной из составных частей радиационного мониторинга является мониторинг реперной сети. Его объектами являются населенные пункты, расположенные в различных зонах загрязнения почвы ^{137}Cs .

На реперной сети проводятся наблюдения по следующим показателям:

- мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в воздухе на высоте 1,0 м и 3 – 4 см от поверхности почвы.
- уровни радиоактивных выпадений (горизонтальные планшеты) и аэрозолей (ФВУ).
- запас активности радионуклидов в почве и донных отложениях.
- удельная радиоактивность в пробах объектов мо-

ниторинга (вода, донные отложения).

В пробах почвы определяются, ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu и ^{241}Am . В пробах воды и донных отложений определяются ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Задачей радиационного мониторинга реперной сети является:

- изучение запаса и накопления радионуклидов в различных объектах исследования (почва, донные отложения);
- изучение вертикальной миграции радионуклидов в почве и факторов, влияющих на данный процесс;
- определение путей распространения радионуклидов в объектах исследования;
- изучение динамики радиационного загрязнения почвы, поверхностных вод рек и донных отложений;

1.3 Организация сети радиоэкологического мониторинга

В настоящее время на 59 станциях ежедневно измеряется мощность экспозиционной дозы гамма-излучения. Измерения мощности экспозиционной дозы в 100-километровой зоне влияния АЭС проводятся через каждые 3 часа. На 26 станциях контролируется уровень радиоактивных выпадений из приземного слоя атмосферы (горизонтальные планшеты). В 6 городах Беларуси (Минск, Могилев, Гомель, Брест, Мозырь, Пинск) с использованием фильтровентиляционных установок ежедневно измеряется содержание радиоактивных аэрозолей. Ежемесячно проводятся измерения γ -излучающих радионуклидов и ^{90}Sr в пробах выпадений и аэрозолей.

Контроль за загрязнением поверхностных вод и донных отложений ведется на 5 основных реках (Днепр, Сож, Припять, Ипуть, Беседь), протекающих по загрязненной территории, с 1986 года ежемесячно.

Радиоэкологический мониторинг проводится на реперной сети, которая включает в себя 181 реперную площадку. Количество реперных точек зависит от степени

загрязнения территории. В районах с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs от 5,0 Ки / км² (от 185 кБк / м²) и выше находится по 3 реперные площадки. На территории с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs от 1,0 до 5,0 Ки / км² (37 – 185 кБк / м²) расположено, в основном, по 2 реперные площадки. В районах, где содержание ^{137}Cs в почве до 1,0 Ки / км² (до 37 кБк / м²) расположено по 1 площадке.

С целью изучения процессов миграции радионуклидов в почве создаются ландшафтно-геохимические полигоны, которые расположены на местностях с различными типами почв. ЛГП (всего их 18) находятся в основном в зонах загрязнения почвы цезием-137 от 5,0 Ки / км² и выше (по 3 – 4 полигона на область), а остальных областях – по 1 – 2 полигона.

Контрольные вопросы к теме 1

1. Каковы цели и задачи радиоэкологического мониторинга?
2. Что является объектами радиомониторинга реперной сети?
3. По каким показателям проводят наблюдения на реперной сети?
4. Каковы задачи радиационного мониторинга реперной сети?
5. От чего зависит количество реперных точек?
6. С какой целью созданы ландшафтно-геохимические полигоны

Тема 2

Радиационная обстановка в Беларуси

2.1 Радиационная обстановка в Беларуси в доаварийный период

2.2 Формирование радиационной обстановки после аварии на ЧАЭС

2.3 Образование пятен радиоактивности

2.4 Виды радиоактивных выпадений

2.1 Радиационная обстановка в Беларуси в доаварийный период

До аварии на ЧАЭС радиационная обстановка на территории Беларуси определялась, в основном, природными радионуклидами: ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U .

Максимальный вклад в величину естественного радиационного фона вносит ^{40}K . Больше всего его на глинах и суглинках, меньшее содержание – на супесях и песках, и еще меньше его содержится на торфяно-болотных почвах. Урана и тория в земной коре содержится в десятки и сотни раз меньше, чем ^{40}K . Еще ниже содержание ^{226}Ra .

В результате испытания ядерного оружия на территорию республики поступали искусственные радионуклиды – ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{106}Ru , 238 , 239 , ^{240}Pu . Мощность экспозиционной дозы в зависимости от пункта измерения колебалась от 2 до 12 мкР / ч. Самая малая величина отмечена в районе Мозыря – 2 мкР / ч, более высокая характерна для северных районов республики – 12 мкР / ч, где имеются глинистые осадочные породы, как правило, обогащенные ураном.

Изучение распределения ^{90}Sr показало, что к 1986 году территория оказалась разделенной на 2 части: юго-восточную, представляющую собой бассейн р. Днепр с уровнем загрязнения 0,0015 – 0,03 Ки / км² (0,55 – 1,1 кБк / м²), и северную часть, с уровнем загрязнения более 0,03 Ки / км² (1,1 кБк / м²).

Загрязнение ^{137}Cs около 0,04 Ки / км² (1,5 кБк / м²) было отмечено в юго-западной части Белоруссии. Менее

0,04 Ки / км² было отмечено на территории Припятского Полесья; более 0,07 Ки / км² (2,51 кБк / м²) – в Мозырском полесье, юго-западной части Березинской равнины, Суражской, Нарочано-Вилейской и Полоцкой низменностях. На остальные территории ¹³⁷Cs был распространен довольно равномерно и содержание его находилось в пределах 0,04 – 0,07 Ки / км².

2.2 Формирование радиационной обстановки после аварии на ЧАЭС

В первые дни после аварии в воздухе были определены более 33 нуклидов.

Максимальные уровни загрязнения были обнаружены в 30-ти километровой зоне вокруг АЭС: по ¹³⁷Cs – 18500 кБк / м², по ⁹⁰Sr – 455 кБк / м², по ^{238, 239, 240}Pu – около 150 кБк / м².

В первые дни после аварии значительное повышение мощности экспозиционной дозы регистрировалась по всей Беларуси. В апреле – мае 1986г. наибольшие уровни выпадения ¹³¹I отмечались в Брагинском, Наровлянском и Хойникском районах Гомельской области. Значительному загрязнению подверглись и юго-западные районы Беларуси, а также районы на севере Гомельской и Могилевской областей.

Загрязнение территории ⁹⁰Sr более 5,5 кБк / м² было выявлено на 21,1 тыс. км² (10% площади республики). Максимальные уровни загрязнения почв ⁹⁰Sr выявлены в пределах 30-километровой зоны ЧАЭС и достигали 1800 кБк / м² в Хойникском районе Гомельской области. Высокое содержание ⁹⁰Sr в дальней зоне (приблизительно 250 км от ЧАЭС) отмечались в Чериковском районе Могилёвской области и Ветковском районе Гомельской области.

Загрязнение почвы изотопами плутония более 0,37 кБк / м² охватывает почти 4000 км², что составляет 2 % территории Беларуси. Эти территории находятся преимущественно в Гомельской области и в Чериковском районе Могилевской области.

После аварийного выброса значительная часть радионуклидов аккумулировалась в верхнем слое почвы.

2.3 Образование пятен радиоактивности

Выпадение нуклидов из облака и вымывание их из атмосферы дождевыми осадками привели к формированию пятен загрязнения, где подавляющим был цезий. Они получили название «цезиевых пятен». В пределах Беларуси выделяются 4 радиогеохимических «цезиевых пятна»:

- центральное (западнее и северо-западнее Минска) с уровнем содержания ^{137}Cs от 37 до 55 кБк / м²;

- юго-западное (южная часть Припятского Полесья вплоть до Пинска) с уровнем содержания ^{137}Cs от 37 до 185 (1 – 5 Ки / м²), местами 370-555 кБк / м² (10 – 15 Ки / м²).

- восточное (север Гомельской и юг Могилевской областей) с уровнем содержания ^{137}Cs 555-1480 кБк / м² (15 – 40 Ки / м²) и более.

- юго-восточное (южные и юго-восточные районы Гомельской области) с уровнем загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк / м² (40 Ки / м²).

Загрязнение почвы ^{90}Sr носит более локальный характер, чем загрязнение ^{137}Cs . Пятна с уровнем загрязнения ^{90}Sr выше 111 кБк/м² находится в основном в зоне отселения.

Основная масса трансурановых элементов ($^{238,239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{242}Pu) выпала в 30-километровой зоне.

2.4 Виды радиоактивных выпадений

Радиоактивные выпадения в ближней от ЧАЭС зоне представлены в основном мельчайшими частицами реакторного топлива. Они отличаются малой растворимостью и способностью постепенно разрушаться с освобождением нуклидов из топливной матрицы. Эти процессы вызывают увеличение количества водорастворимых и обменных форм ^{90}Sr в почвах в ближней зоне аварии.

Другой тип загрязнения характерен для северных регионов юго-восточного и восточного пятен. Здесь преобла-

дают нуклиды, которые сконденсировались в основном на частицах атмосферной пыли и влаги. Газообразные радиоактивные выбросы были перенесены ветром на значительные расстояния и выпали в почву в виде атмосферных осадков. Эти осадки содержали так называемые «активные» частицы конденсационного происхождения. Они связаны с мелкими частицами почвы и состоят главным образом из ^{144}Ce , ^{106}Ru , $^{137,134}\text{Cs}$. Активные частицы распространены на всей территории Гомельской и Могилевской областей. Количество их уменьшается с увеличением расстояния до места аварии.

В переходных зонах загрязнение почвы может определяться радиационными частицами обоих типов. Преобладание того или иного типа загрязнения в зависимости от расстояния до ЧАЭС определяет формы нахождения радионуклидов, их подвижность, вертикальное и горизонтальное перемещение, способность к ветровому выносу, накоплению в растительности, переходу в почвенную влагу и грунтовые воды, проникновения в растения.

Контрольные вопросы к теме 2

1. Какие природные радионуклиды определяли радиационную обстановку в Беларуси в доаварийный период?
2. Какими параметрами характеризовалась доаварийная радиационная обстановка?
3. В каких районах были сформированы «цезиевые пятна»?
4. Как формировалось загрязнение территории радиостронцием?
5. В каких районах Беларуси наблюдается загрязнение почвы изотопами плутония?

Тема 3

Поведение долгоживущих радионуклидов ядерно-энергетического происхождения в атмосфере

3.1 Поведение радионуклидов в атмосфере

3.2 Неаварийные радиоактивные выбросы

3.3 Воздушный перенос радионуклидов после аварии на ЧАЭС

3.1 Поведение радионуклидов в атмосфере

В атмосферу поступает большое количество техногенных радиоактивных газоаэрозольных выбросов. Их последующее включение в токи воздушных масс, рассеяние ведут к относительно равномерному распределению цезий-стронциевых фоновых загрязнений среды. В наибольшей степени загрязняют атмосферу наземные испытания ядерного оружия.

При попадании радиоактивных аэрозолей в тропосферу происходит их глобальное «размывание» и перемещение по географическим параллелям током воздушных масс с большой скоростью.

Основная часть загрязнений тропосферы выпадает с осадками в ближайшие дни – недели от момента взрыва. Это происходит в результате вовлечения аэрозолей в процессы формирования облаков. Незначительная часть радионуклидов сорбируется аэрозолями воздуха и коагулируется с последующим «сухим» выпадением частиц.

Гравитационное оседание частиц, ушедших в стратосферу, происходит очень медленно. Облако, ушедшее в «резервуар» антропогенных радионуклидов, захватывается стратосферными воздушными течениями по параллелям и формирует антропогенные радиоактивные кольца планеты. Формирующееся равновесие с незначительным преобладанием седиментационных процессов ведет к длительному, равномерному и малоинтенсивному загрязнению среды преимущественно северного полушария.

Состав радионуклидов ядерного происхождения за время циркуляции в стратосфере меняется. Короткоживущие радионуклиды распадаются. Их место занимают цезий-стронциевые источники загрязнения среды. Переход стратосферных радионуклидов в тропосферу с последующим осаждением происходит преимущественно на широте 25 – 30° в обоих полушариях с максимумом в Северном.

3.2 Неаварийные радиоактивные выбросы

Неаварийные выбросы АЭС являются незначительными, но постоянными источниками поступления радионуклидов в атмосферу. В состав аэрозолей, которые выбрасываются в атмосферу входят такие радионуклиды, как ^{88}Kr , ^{134}Cs , ^{58}Co , ^{54}Mn , ^{140}Ba , ^{140}Za , ^{89}Sr , ^{131}I .

Наибольшую опасность представляют предприятия по переработке ядерного топлива. Отходы (тепловыделяющие элементы – твэлы) этих предприятий содержат значительное количество долгоживущих радиоактивных веществ. Многие из них могут беспрепятственно поступать во внешнюю среду. К ним относят ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{129}I , ^{131}I , ^{106}Ru , $^{134,137}\text{Cs}$, радиоактивные актиноиды.

Особого внимания в плане загрязнения атмосферы заслуживает криптон. Он является инертным и безопасным в радиационном отношении, но он агрессивен по отношению к физическим экосистемным функциям атмосферы. Это связано с ионизацией воздушной среды и трансформации нормального распределения этого процесса в разных слоях атмосферы.

Распределение антропогенного источника ионизации резко отличается от естественного. Практически весь образующийся криптон выбрасывается в атмосферу северном полушарии. Концентрация криптона в южном полушарии в 1,3 – 1,4 раза ниже, чем в северном.

Ионы воздуха являются ядрами конденсации и, соответственно, образования и роста водяных капель, которые сорбируют основные сульфатные и нитратные токсические загрязнители атмосферы. Это является одним из факторов

образования кислых туманов и дождей, закисления почв.

Другим критическим радионуклидом, который удаляется в атмосферу в основном с выбросами по переработке ядерного топлива, является тритий. Но явные экологические изменения от присутствия трития в среде не прогнозируется.

3.3 Воздушный перенос радионуклидов после аварии

Увеличение концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в 1986 году по сравнению с 1985 годом составило соответственно 1000 и 24 раза. Причем ^{90}Sr в этот период находился в мелкодисперсном состоянии. Это способствовало переносу его на большие расстояния.

Основной вынос радиоактивных масс происходил из загрязненной зоны на юго-востоке и востоке с поворотом на север. Роль ветрового переноса в повышении радиоактивности воздуха увеличивалась с севера на юг. Кроме того, существенное повышение радиоактивности воздуха происходило во время лесных пожаров.

Контрольные вопросы к теме 3

1. Что является основным источником радионуклидов в атмосфере?
2. Каким образом происходит перемещение радионуклидов в тропосфере и стратосфере?
3. Какое воздействие оказывает ^{85}Kr на свойства атмосферы?
4. Какие факторы обуславливают перемещение радионуклидов в атмосфере?
5. Что способствует переносу стронция в атмосфере?

Тема 4

Определение концентрации радиоактивных аэрозолей в воздухе

4.1 Естественная радиоактивность воздуха

4.2 Виды радиоактивных аэрозолей

4.3 Методы отбора проб аэрозолей

4.4 Характеристика фильтрующих материалов

4.1 Естественная радиоактивность воздуха

Естественная радиоактивность воздуха обусловлена следующими факторами:

- наличием радионуклидов, появляющихся в атмосфере;
- наличием радионуклидов, поступающих в результате жизнедеятельности человека;
- наличием радиационных газов из верхних слоев земной коры и их дочерних продуктов и т. д.

Радионуклиды, возникающие под воздействием космического излучения связаны с вторичным космическим излучением. Под его воздействием образуются ^{14}C , ^3H , ^7Be , ^{10}Be , ^{32}P , ^{35}S и другие радионуклиды.

К радиационным газам, которые поступают из верхних слоев земной поверхности, относятся **эманации** при распаде дочерних продуктов урана (^{222}Rn – радон), тория (^{220}Tn – торон) и актиния (^{219}An – актион).

Радиоактивные эманации при своем распаде дают начало коротко- и долгоживущим радиоактивным аэрозолям.

4.2 Виды радиоактивных аэрозолей

Аэрозоли – это системы, представляющие собой твердые или жидкие частицы, взвешенные в газообразной среде. По механизму возникновения различают

- аэрозоли **диспергации**;
- аэрозоли **конденсации**.

Диспергационные аэрозоли появляются при разбрызгивании жидкостей, измельчении твердых тел, взмучивании порошков и т.д. -

Конденсационные аэрозоли возникают при конденсации паров воды, металлов и их окислов и др.

По дисперсности аэрозоли делят на три группы:

- **крупнодисперсные** – частицы диаметром 10 мкм и больше, быстро оседающие, поэтому находящиеся в воздухе непродолжительное время;

- **средней дисперсности** (относительно устойчивые) – частицы от 1 до 10 мкм, медленно оседающие в неподвижном воздухе, поэтому находящиеся во взвешенном состоянии различное время в зависимости от размера частиц и их концепции;

- **мелкодисперсные** (устойчивые) – частицы диаметром менее 1 мкм. Они движутся, подобно молекулам воздуха, т.е. подчиняются законам броуновского движения.

4.3 Методы отбора проб аэрозолей

В основе методов количественного определения радиоактивных аэрозолей в воздухе лежит или **косвенный способ**, когда предварительно извлекают частицы из газовой среды с их последующим излучением, или **прямой метод** излучения радиоактивности и радионуклида в определенном объеме газовой среды. Методы, при которых твердая или жидкая фаза определяется от газовой среды, чаще всего основаны на седиментации, фильтрации, инерционном и электрическом осаждении.

Седиментационные методы определения содержания в воздухе аэрозолей условно можно разделить на 2 группы.

Методы 1 группы позволяют оценить содержание аэрозолей в ограниченном объеме. Седиментационные методы позволяют определить частицы размером от 1 до 30 мкм. **Методы 2 группы** контролируют уровень радиационных выпадений из атмосферного воздуха.

Для сбора атмосферных осадков, как правило, используются кюветы с предварительно нанесенным на их дно тонким слоем глицерина. Сроки экспозиции при отборе проб осадков зависят в первую очередь от уровня радиоактивности атмосферы и количества осадков. Обычно кюветы выставляют на срок, превышающий 1 месяц.

4.4 Характеристика фильтрующих материалов

В качестве материалов, используемых для накопления радиоактивных аэрозолей, применяют фильтры различного типа, поглотители, сорбенты и др.

Волокнистые фильтры представляют собой равномерный слой ультратонких волокон из различных полимеров.

Для улавливания аэрозолей и определения содержания радиоактивности йода и ртути в газовых средах в последнее время широко используют сорбционно-фильтрующие ленты типа СФА и аналитические фильтры типа АФА и АФАС (аналитический фильтр аэрозольно-сорбционный).

Сорбционно-фильтрующие ленты и фильтры разработаны на основе фильтрующего материала (ФП) и мелкоизмельченного сорбента. Радиоактивность отбираемых проб измеряют непосредственно с поверхности лент и фильтров радиометрическими или спектрометрическими установками.

Мембранные фильтры изготавливают на основе динитроцеллюлозы, объем пор составляет 70 – 80% от объема всего фильтра. Их толщина 0,1 мм, средний размер составляет 0,3; 0,5; 0,7; 0,9; 1,2; 3 – 5 мкм. Мембранные фильтры удобны при отборе проб аэрозолей для электронно-микроскопических исследований.

Импакторы служат для оценки концентрации радиоактивных аэрозолей и их аэродинамических диаметров. При отборе аэрозольной пробы импакторами происходит ее разложение на отдельные фракции в зависимости от разме-

ра частиц. Далее находят распределение числа радиоактивных частиц и их активности по отдельным фракциям.

Электрофилтры. Механизм осаждения аэрозолей в электрофилтрах состоит в том, что частицы в поле коронного разряда получают отрицательный заряд и оседают на мишени с положительным зарядом.

Суммарную концентрацию радиоактивных аэрозолей A (Ки / л) в воздухе, прокачиваемом через фильтр, можно найти на радиометрической установке и рассчитать по формуле:

$$A = (n \times C_{\text{эт}}) / (2,2 \times 10^{12} \times n_{\text{эт}} \times \eta \times v),$$

где n и $n_{\text{эт}}$ – число импульсов в 1 мин за вычетом фона соответственно при измерении активности фильтра и эталонного источника известной активности; $C_{\text{эт}}$ – активность эталонного источника, Бк / мин; η – эффективность фильтра; v – объем прокачиваемого воздуха, л.

Концентрацию аэрозолей можно оценить и сцинтилляционным спектрометром.

Контрольные вопросы к теме 4

1. Чем обусловлена естественная радиоактивность воздуха?
2. Что относится к радиоактивным эманациям?
3. Какие виды аэрозолей различают по механизму возникновения?
4. Какие существуют методы отбора проб аэрозолей?
5. На какие группы разделяются седиментационные методы определения аэрозолей?
6. Какие материалы используются для накопления радиоактивных аэрозолей?
7. Как определяется суммарная концентрация радиоактивных аэрозолей в воздухе?

Тема 5

Радиометрия газов

5.1 Определение концентрации радиоактивных газов в воздухе

5.2 Радиометрия радона, торона и продуктов их распада

5.3 Определение концентрации продуктов распада радия

5.4 Методики определения интегральной объемной активности радона в воздухе

5.1 Определение концентрации радиоактивных газов в воздухе

Радиометрию газов можно осуществлять ионизационными камерами, газоразрядными и сцинтилляционными счетчиками.

На практике широкое распространение получил метод измерения активности газов тонкостенными газоразрядными счетчиками. Эти счетчики помещаются в центр цилиндрических камер, которые наполняют радиоактивным газом.

Для контроля газов с низкоэнергетическим β -излучением (^3H , ^{14}C , ^{35}S) применяют ионизационные камеры с газовой стенкой, измерительный объем которых должен быть окружен слоем воздуха с радиоактивным газом толщиной, равной максимальному пробегу β -частиц в воздухе. Камера состоит из 2-х цилиндров. Внутренний цилиндр является собирающим электродом, а внешний ограничивает измерительный объем. Его изготавливают в виде сетки из металла с низким атомным номером (для уменьшения действия внешнего γ -излучения).

Через сетку проходит обмен воздуха без прокачных устройств.

Концентрацию радиоактивных газов с граничной энергией 1 МэВ и более измеряют ионизационными камерами.

5.2 Радиометрия радона, торона и продуктов их распада

Естественные радиоактивные аэрозоли образуются в результате распада эманации в атмосфере. **Эманация** – газообразные радиоактивные продукты распада естественных изотопов радия. В результате распада ^{226}Ra образуется радон (^{222}Rn), из ^{224}Ra (ThX) – торон (Tn) – (^{220}Rn); продуктом распада ^{223}Ra (AcX) является актион (An) – (^{219}Rn). Период полураспада ^{222}Rn – 3,825 дня; ^{220}Tn – 54,5 с; ^{219}An – 3,92 с.

Эманация поступает в атмосферу из почвы, горных пород и природных вод. Она распространяется в атмосфере благодаря воздушным течениям, турбулентному перемешиванию воздушных слоёв и диффузии. Концентрация эманации в атмосферном воздухе убывает с высотой из-за её распада. Концентрация радона обычно на несколько порядков выше концентрации торона.

5.3 Определение концентрации продуктов распада радия

На практике для оценки содержания радона и продуктов распада применяют следующие методы измерения:

- 1) измерение мгновенных значений эквивалентной равновесной объемной активности;
- 2) измерение интегральной эквивалентной объемной активности содержания радона с дальнейшим пересчетом на ЭРОА.

Мгновенную эквивалентную объемную активность измеряют различными радонотрами или отбором проб воздуха с последующим пересчетом активности на радонотметрических установках, а интегральную объемную активность – интегральными детекторами.

Метод определения продуктов распада **по двум измерениям** состоит в исследовании кривой спада активности продуктов распада радона измерением в двух различных моментах времени после окончания фильтрации.

Для этого воздух в течении 5 минут прокачивают со скоростью 10 – 15 л / мин через фильтр типа АФА, а затем

дважды – с 1-й по 4-ю минуту и с 7-й по 10-ю минуту после окончания отбора проб измеряют α -активность. Затем определяют концентрацию продуктов распада радона.

Метод трех точек заключается в следующем: через фильтр типа АФА в течение короткого времени (5 минут) прокачивают воздух, содержащий радон и продукты его распада. Затем проводят измерения α -активности фильтра через 5, 15 и 30 минут после окончания отбора проб и определяют концентрации продуктов распада радона.

Метод «полного обчёта». Его суть состоит в оценке усредненного значения содержания дочерних продуктов распада радона в воздухе за любое по длительности время. Для оценки продуктов распада радона предлагается измерять полное число α -распадов в 1 м³ воздуха.

Метод определения «скрытой энергии» заключается в оценке выделившейся в органах дыхания суммарной энергии α -излучателей короткоживущих продуктов распада радона из 1 литра воздуха.

5.4 Методики определения интегральной объемной активности радона в воздухе

Интегральную объемную активность радона (А, Бк / м³) при применении электретенных детекторов определяют по следующей формуле:

$$A = ((U_{\text{кон.}} - U_{\text{нач.}}) / E \times T) - (K_r \times P_g),$$

где E – чувствительность электретенного детектора, В $\times$ м³ / Бк $\times$ ч; K_r – γ -эквивалент активности радона, Бк $\times$ ч / мкР $\times$ м³; P_g – мощность экспозиционной дозы в месте установки детектора, мкР / ч.

Интегральную объемную активность при применении угольных детекторов определяют по следующей формуле:

$$A = [((n - n_{\phi}) / K_y) - A_{\phi}] / \exp(\lambda t) / W,$$

где n – интегральная скорость; n_{ϕ} – скорость счета фона спектрометра в; A_{ϕ} – уровень собственного фона

угольного детектора, Бк; W – объем воздуха, прошедшего через детектор, м³; λ – постоянная распада радона (0,00755 1 / ч); t – время после окончания экспонирования до начала измерения, ч.

Эквивалентную объемную активность радона при применении трековых детекторов определяют по следующей формуле:

$$A = (n / K_T \times f) \times (1 - (n_0 / n) \times e^{-ft}) \times (1 - e^{-ft}),$$

где K_T – чувствительность трекового детектора, см⁻² × сут⁻¹, Бк⁻¹ × м³; n_0 – уровень собственного фона, тр / см²; f – фединг трекового детектора, 1 / сут; t – время экспонирования, сут.

Значения K_T , n_0 , и f указаны в сертификате комплекта.

При экспонировании трековых детекторов в течение 50 суток объемную активность определяют по формуле:

$$A = (n \times f) / K \times (1 - e^{-ft})$$

Если измеренная объемная активность радона в воздухе помещений не превышает 50% нормативного уровня, то делается вывод, что среднегодовое значение эквивалентной равновесной объемной активности радона не будет превышать нормативных величин.

Контрольные вопросы к теме 5

1. Как осуществляется радиометрия газов?
2. Как происходит распространение эманации в атмосфере?
3. Какие методы измерения используются для оценки содержания радона и продуктов распада?
4. Какие существуют методики определения интегральной объемной активности радона?

Тема 6

Определение содержания радионуклидов в природных водах

6.1 Радиоактивность метеорных и подземных вод

6.2 Радиоактивность открытых водоемов суши

6.3 Результаты радиоэкологического мониторинга вод

6.1 Радиоактивность метеорных и подземных вод

Содержание радионуклидов в природных водах зависит от условий их формирования. Все воды условно можно подразделить на:

- метеорные
- подземные
- воды открытых водоёмов суши (рек и озёр)
- воды морей и океанов.

Воды метеорные обычно малоактивны, со следами ^3H , ^{14}C , ^7Be , ^{40}K , ^{238}U , ^{210}Bi , ^{210}Po .

Радиохимический состав подземной воды зависит от количества растворимых радионуклидов, которые содержатся в составе грунта, омываемого этой водой. Кроме того, на концентрацию радионуклидов в воде первого водоносного горизонта оказывают влияние климатические и метеорологические условия. В водах, которые глубоко залегают и более минерализованы, чем поверхностные, пропорционально нарастают удельная активность и общая концентрация солей.

Радиоактивность подземных вод в основном обусловлена присутствием ^{40}K , ^{226}Ra и ^{222}Rn .

Подземные воды в осадочных породах обладают наименьшей активностью. Воды кислых магматических пород, например воды трещиноватых гранитов, имеют более высокую активность. Наиболее активны минеральные воды, которые в радиогидрогеологии относят к радиоактивным. Они могут содержать повышенное количество ^{226}Ra .

Высокие концентрации радия и урана обнаружены в межпластовых водах нефтеносных районов.

6.2 Радиоактивность открытых водоемов суши

Удельная активность воды открытых водоёмов суши зависит от химического состава пород и климатических условий. Степень радиоактивности речной воды обусловлена типом питания (поверхностным или грунтовым). В свою очередь тип питания зависит от смены сезона года и влияния метеорологических факторов.

Как правило, поверхностные воды (дождевые, ледниковые, снеговые) содержат меньше радионуклидов, поэтому во время паводка радиоактивность речной воды понижена. Зимой в воде рек, покрывающихся льдом, накапливается радон и торон. Радиоактивность речной воды обусловлена в основном присутствием ^{40}K и ^{226}Ra .

Удельная активность воды озёр зависит от воды притоков и питающих озёра подземных вод. В северных районах активность воды озёр близка к активности воды рек.

В южных районах, где испарение воды из озёр превышает сток, в них происходит накопление солей и соответственно, повышается активность воды.

Воды морей и океанов в зависимости от гидрологических и климатических условий имеют различную характеристику по солевому составу. Определённые колебания выявляют и в составе радионуклидов.

6.3 Результаты радиоэкологического мониторинга вод

В результате аварии на ЧАЭС подверглись загрязнению ^{137}Cs и ^{90}Sr водосборы рек Припять, Днепр, Десна и их притоков.

Исследования радиационного состояния речных систем Беларуси свидетельствуют, что радиационная обстановка на реках Днепровско-Сожского и Припятского бассейнов стабилизировалось. Среднегодовые концентрации ^{137}Cs за наблюдаемый период в больших и средних реках Беларуси значительно снизились.

Концентрация ^{137}Cs в поверхностных водах тесно связана

1) с донными отложениями, в которых сосредоточена основная часть радионуклидов;

2) с обменами годового стока реки.

В настоящее время проявляется тенденция к уменьшению выноса ^{137}Cs реками, что связано уменьшением количества его обменных форм в почвах водосборов, а также естественным распадом.

Прослеживается тенденция к снижению среднегодовой активности ^{90}Sr .

Многолетний радиоэкологический мониторинг озёр показывает, что после разового выпадения радионуклидов на поверхность и их водосбор в первые 3-4 года наблюдается резкое снижение радиоактивности преимущественно за счет распада короткоживущих элементов, затем наступает динамичное равновесие между содержанием радионуклидов в воде, грунтах и разных представителях биоты.

В донных отложениях водоёмов может содержаться более 90% запасов ^{137}Cs от его запаса во всех составляющих и 70-90% запасов ^{90}Sr . Доля взвесей в общем балансе ^{137}Cs составляет не более 2,4%, а ^{90}Sr не более 1,8%. В фильтрованной воде содержится не более 0,17% от общего запаса ^{137}Cs во всех компонентах, а доля ^{90}Sr может возрастать до 21%.

Вклад гидробионтов в общую радиоактивность озёрных экосистем является незначительным и не превышает 0,023% по ^{137}Cs и 0,014% по ^{90}Sr .

Анализ результатов наблюдений радиационного мониторинга поверхностных вод показывает:

- радиационная обстановка на контролируемых водных объектах оставалась стабильной. Среднегодовые активности ^{137}Cs и ^{90}Sr на исследуемых реках Гомельской области были значительно ниже санитарно-гигиенических нормативов;

- в первые несколько лет после аварии на ЧАЭС наблюдался заметный трансграничный перенос (Россия –

Беларусь) ^{137}Cs с поверхностными водами рек Ипуть и Беседь, в настоящее время трансграничного переноса ^{137}Cs с водами этих рек практически не наблюдается;

- трансграничный перенос радионуклидов с поверхностными водами реки Припять на границе Беларусь – Украина оказывает существенное влияние на загрязнение поверхностных вод реки Припять как на территории Беларуси, так и на территории Украины.

В отношении загрязнения грунтовых вод радионуклидами чернобыльского происхождения следует отметить, что фоновые (дочернобыльские) значения удельной активности воды по ^{137}Cs и ^{90}Sr составляли тысячные доли Бк / л, но уже в 1987 году было отмечено возрастание этих показателей.

Анализ загрязнения подземных вод ^{137}Cs и ^{90}Sr показывает, что концентрация радионуклидов в них имеет тенденцию к увеличению при возрастании плотности загрязнения почв и зависит от мощности и состава зоны аэрации и других факторов.

Контрольные вопросы к теме 6

1. Какие факторы влияют на радиохимический состав подземных вод?
2. Какими радионуклидами обусловлена радиоактивность подземных вод?
3. Чем обусловлена степень радиоактивности речной воды?
4. С чем связана концентрация в поверхностных водах ^{137}Cs ?
5. Чем объясняется снижение радиоактивности озерных водоемов?
6. Какими факторами обусловлена радиоактивность подземных вод?

Тема 7

Поведение долгоживущих радионуклидов ядерно-энергетического происхождения в почве

7.1 Почвенная радиоактивность

7.2 Особенности миграции радионуклидов

7.3 Радиоактивное загрязнение почв в результате аварии на ЧАЭС

7.1 Почвенная радиоактивность

Большая часть естественных радиоактивных элементов содержится в горных породах, образующих толщу земной коры. Количество радионуклидов, содержащихся в почве, в значительной мере определяется концентрацией радионуклидов в материнской породе. В почвах, возникших из продуктов разрушения кислых магматических пород, больше урана, радия, тория и калия, чем в почвах, образованных из ультраосновных и основных пород. Глинистые почвы содержат значительное количество коллоидных фракций, которые хорошо сорбируют и удерживают радионуклиды. Поэтому эти почвы всегда богаче радиоактивными элементами, чем песчаные.

Различают радионуклиды, находящиеся в почве в водорастворимой форме, в ионообменной, в кислоторастворимой и необменно сорбированной форме. Первая форма нахождения радионуклидов характерна для почвенной влаги, остальные – для твердой фазы почвы.

Величина почвенной радиоактивности и ее характер зависит от **радиационной емкости почв**. Последняя складывается из ее:

1) физической сорбционной способности (зависит от пористости, количество почвенного раствора в порах и его катионного состава);

2) химической поглотительной способности (образование плохо растворимых соединений с элементами почв и горных пород);

3) биологической поглотительной способности (включение в состав микрофлоры и дальнейших звеньев обмена на правах естественных фоновых аналогов, стабильных элементов).

Зонами аккумуляции радионуклидов являются низинные и верховые болотные, пойменные торфяно-болотные дерновые и дерново-карбонатные суглинистые почвы. Более интенсивный вынос характерен для песчаных и супесчаных почв.

7.2 Особенности миграции радионуклидов

Под миграцией следует понимать совокупность процессов, приводящих к пространственно-временному перераспределению количества того или иного радиоактивного элемента в почве.

Радионуклиды, отложившиеся на поверхности почвы, под действием разных факторов могут перемещаться в любом направлении. Причиной «горизонтального» перемещения свежевыпавших радионуклидов может быть поверхностный сток после сильного дождя; отложившихся в снегу за зиму-смыв талыми водами.

Вертикальная миграция радионуклидов по профилю почвы может быть следствием механического переноса частиц, на которых сорбированы радионуклиды, например, в результате перемещения с почвенной влагой, а также собственно перемещения в виде свободных ионов. Некоторый механический перенос радионуклидов вглубь почвы возможен вследствие разрыхления её дождевыми червями и землероющими животными.

На миграционные процессы также влияют:

1) рельеф местности (горизонтальное перемещение сточными и дождевыми водами с последующим большим накоплением в низинах);

2) механическая (глубокая вспашка) переработка почв, которая ведет к ускоренному перемещению радионуклидов в подкорневую глубину и исключению фактора

радиационной опасности из активной миграции в экосистемах.

Процесс вертикальной миграции дополняется горизонтальным перемещением и распространением радионуклидов на более обширные и менее контрастные по радиоактивности среды территории. В процессе участвуют сообщества живых организмов почвы, грызуны, травоядные.

Наиболее доступен для корневых систем растительности стронций. Через 12 лет после поступления ^{90}Sr в почву более 95% изотопа остается в обменной, кальцийподобной форме.

Цезий по разным источникам относится либо к сильно, либо к слабо накапливаемой группе элементов. Очевидно, это связано со временем оценки процесса миграции от момента загрязнения среды и степенью минеральной фиксации изотопа. В экспериментах и наблюдениях по миграции изотопа выявлено его преимущественное накопление в неорганической фазе почв, но при высоком содержании излучателя в биомассе.

Переход радионуклидов в растительность зависит от характера почв и особенностей минерального обмена растений. Поступление радионуклидов в биомассу на черноземах в 10 – 15 раз ниже по сравнению с дерново-подзолистыми супесчаными почвами. Наибольшее количество изотопов накапливается в надпочвенной части растений, поэтому наибольшим аккумулятором активности являются многолетние травы.

7.3 Радиоактивное загрязнение почв в результате аварии на ЧАЭС

В первый послеаварийный период (1986 – 1989гг.) 70 – 95% ^{137}Cs и 50 – 70% ^{90}Sr содержалось в верхнем 0 – 5 см слое почвы, причем преобладали «фиксированные» необменные формы. Состояние ^{90}Sr в почвах отличалось несколько более высоким содержанием мобильных форм. В последующем произошли изменения в соотношении легкорас-

творимых и фиксированных форм радионуклидов. При этом, начиная с 1991 – 1993 гг. и по настоящее время отмечается повышение содержания мобильных форм радионуклидов. Причем эта тенденция заметнее для радиостронция в силу его более высокой подвижности.

В настоящее время доля подвижных форм цезия в дерново-подзолистых почвах составляет около 10%, стронция – до 70%, в торфяных почвах 15% и 50% соответственно. Основное количество ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах находится в наиболее мобильных формах – в водорастворимой и обменной; в торфяно-глеевой почве – в кислоторастворимой форме.

По содержанию мобильных форм $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am почвы могут быть расположены в следующем порядке: дерново-подзолистые (4,7% и 8,8%) > дерновые (2,5 и 4,1%) > торфяные (1,2 и 1,9%).

Полученные данные показывают, что период полуочищения от ^{137}Cs верхнего слоя 0 – 5 см торфяных почв превышает в среднем 10 лет, в то время как в дерновых почвах он может быть 1,5 – 2 раза больше. Таким образом, существенная доля активности ^{137}Cs еще значительный период времени будет присутствовать в корнеобитаемом слое почв.

Контрольные вопросы к теме 7

1. От чего зависит количество радионуклидов, содержащихся в почве?
2. Что такое радиационная емкость почв? От чего она зависит?
3. Что понимают под миграцией радионуклидов в почве?
4. Какие факторы определяют вертикальную и горизонтальную миграцию радионуклидов?
5. Как изменялось после аварии соотношение мобильных и фиксированных форм радионуклидов?
6. Каково соотношение мобильных и фиксированных форм радионуклидов в различных типах почв?

Тема 8

Особенности вертикального переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах, подверженных загрязнению в результате аварии на ЧАЭС

8.1 Факторы, определяющие миграцию радионуклидов

8.2 Формы нахождения радионуклидов в почве и их влияние на миграцию

8.3 Интенсивность вертикального переноса радионуклидов

8.1 Факторы, определяющие миграцию радионуклидов

Выделяют следующие группы факторов, влияющие на миграционные процессы:

- 1) характеристики почв;
- 2) свойства радиоактивных элементов;
- 3) климатические условия;
- 4) органический мир

Обусловленность миграции этими факторами будет характерно только для природных ландшафтов.

К движущимся силам, которые вызывают вертикальную миграцию радионуклидов в почвах, относятся:

- фильтрация атмосферных осадков вглубь почв;
- капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения;
- термоперенос влаги под воздействием градиента температур;
- диффузия свободных и адсорбированных ионов;
- перенос радионуклидов в составе мигрирующих частиц различных типов;
- перенос корневой системой растений;
- роющая деятельность почвенных животных.

В случае, если поверхностные почвенные слои сильно насыщены корнями растений, то происходит миграция радионуклидов по их корневым системам.

В агробиоценозах основная масса радионуклидов более или менее равномерно распределяется в пахотном 25 – 30 см слое. На этой глубине отмечается ярко выраженная зона аккумуляции радиоактивных веществ, где проходит граница между пахотным и ненарушенным слоем почвы.

Для целинных земель радионуклиды распределяются в вертикальном профиле почвы по экспоненциальному закону с преобладанием в поверхностных слоях. С глубиной их удельная активность в почвенных горизонтах значительно уменьшается.

На лугах радионуклиды прочно удерживаются дерниной, чему способствует большое количество гумуса. Из него они довольно медленно мигрируют.

Естественные радиоактивные элементы в лесных почвах распределены практически равномерно: несколько большая их доля характерна для иллювиального горизонта. В лесных экосистемах аккумулятором радионуклидов является подстилка в виде листовенного или хвойного опада.

8.2 Формы нахождения радионуклидов в почве и их влияние на миграцию

Предпосылкой вертикальной миграции выступают формы нахождения радионуклидов в почве. Между формами нахождения радиоцезия и радиостронция наблюдаются значительные отличия. В среднем свыше 90% ^{137}Cs находится в недоступной форме. Это существенно замедляет перенос радиоцезия по почвенному профилю и блокирует его доступность для растений. В этом случае вертикальный перенос может осуществляться в основном благодаря механической миграции радионуклидов на частицах различного типа. В гидроморфных почвах механическому переносу частиц способствует влагопоток.

От 80 до 97% радиостронция находится в доступной обменной форме. Высокий показатель легкодоступной

формы радиостронция характеризует его интенсивную миграционную способность.

Установлено, что формы ^{90}Sr главным образом определяются ионно-обменной емкостью поглощения, содержанием и составом гумусовых веществ почвы. Динамика водорастворимых, обменных и «фиксированных» форм радионуклидов и соотношение этих форм между собой в значительной степени определяют впоследствии интенсивность миграционных процессов.

8.3 Интенсивность вертикального переноса радионуклидов

Отличительной особенностью основных радиоактивных загрязнителей (^{137}Cs и ^{90}Sr) является их разное физико-химическое взаимодействие с почвенной средой. Этим объясняется их интенсивность перемещения в почве и перераспределение между различными фазами и состояниями.

Вертикальная миграционная способность радиостронция значительно выше, чем у цезия. Обусловленность сравнительно высоких темпов миграции ^{90}Sr объясняется его физико-химическими свойствами и высоким процентным содержанием водорастворимых и обменных форм радионуклидов.

На основе этой характеристики и происходит активное взаимодействие радиоактивного стронция с почвенной средой, а результатом является наибольшая скорость в вертикальном переносе среди основных радионуклидов, выпавших в результате аварии на ЧАЭС.

Наиболее важными параметрами, которые характеризуют определенную степень миграции радионуклидов по почвенному профилю, являются гидроморфность почв и процессы почвообразования.

Наличие увлажнения обуславливает вымывание радионуклидов из почвенных частиц, благодаря чему происходит вертикальный перенос радиоизотопов вместе с влагой, и включение их в биохимические цепи миграции. Влагопоток способствует также переносу радионуклидов с почвенными частицами. Установлена четкая взаимосвязь между

степенью гидроморфности почвы и интенсивностью миграционных процессов. Увеличение степени гидроморфности приводит к более высоким показателям перемещения радионуклидов по профилю почвы. После аварии на ЧАЭС в гидроморфных почвах произошло уменьшение содержания радионуклидов в первом 0 – 5 см слое почвы до 34%. В это же время автоморфные почвы продолжают удерживать до 98% радионуклидов в первых 5 см почвы.

Максимальное перемещение изотопов вниз по профилю наблюдается в органогенных почвах.

Таким образом, максимальному переносу радионуклидов по почвенному профилю способствуют процесс почвообразования, гидроморфизм, рыхлость сложения.

Для торфяно-болотных почв характерна относительно интенсивная миграция ^{90}Sr . Особое внимание привлекает слой 20 – 25 см, где сконцентрировано 11% радионуклидов. Этот показатель является максимальным для такой глубины среди всех типов почв.

Почвы агроландшафтов отличаются от почв природных ландшафтов высокой интенсивностью миграционных потоков и, соответственно, проникновением радионуклидов в более глубокие почвенные горизонты.

Контрольные вопросы к теме 8

1. Что вызывает вертикальную миграцию радионуклидов?
2. В чем выражаются различия между формами нахождения радиоцезия и радиостронция в почвах?
3. Чем объясняется интенсивность перемещения в почвах радиоцезия и радиостронция?
4. Что способствует максимальному переносу радионуклидов по почвенному профилю?
5. Какое влияние на миграционные процессы оказывает хозяйственная деятельность человека?

Тема 9

Оценка радиационного состояния растительного и животного мира

9.1 Радиоактивность растительного и животного мира

9.2 Результаты радиозэкологического исследования растительности

9.3 Результаты радиозэкологического исследования животных

9.1 Радиоактивность растительного и животного мира

Радиоактивность растительного и животного мира обусловлена двумя группами радионуклидов.

К 1-й группе относятся радионуклиды, которые находятся в смеси со стабильными элементами, активно участвующими в обмене веществ и обеспечивающими функционирование всех органов и систем живой материи (например, ^{40}K , ^{14}C , ^3H). Из этой группы изотопов по величине создаваемой активности наиболее значимы изотопы калия.

Ко 2-й группе относятся ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{210}Pb , ^{210}Po . Их содержание в растительных и животных организмах зависит от их концентрации в окружающей среде. Кроме того, относительная эффективность накопления радионуклидов этой группы при резком увеличении содержания их в окружающей среде понижается.

Калия в растительных организмах в 3 – 10 раз меньше, чем в земной коре (на одну и ту же единицу массы). Еще меньше калия (в 10 – 15 раз) в организме животных, по сравнению с горными породами.

9.2 Результаты радиозэкологического исследования растительности

В настоящее время продолжается процесс накопления радионуклидов в древесине основных лесообразующих пород.

Аккумуляция ^{90}Sr и ^{137}Cs в лесных экосистемах наименьшая – у верхнего древесного яруса, наибольшая – у живого напочвенного покрова; подлесок и подрост занимают промежуточное положение.

Активными накопителями радионуклидов оказались такие древесные породы, как ива, береза, сосна и ель. Много нуклидов накапливается в коре и опаде листьев.

Важным фактором, влияющим на включение радионуклидов в трофические цепи в системе «почва – растения – животные – человек» являются травянистые сообщества. По способности аккумулировать ^{137}Cs в подземной массе травянистые растения можно расположить следующим образом: вересковые > осоковые > злаковые > сложноцветные > гречишные > бобовые > кипрейные > зверобойные > крестоцветные.

В настоящее время наметилась тенденция к смещению соотношения накопления этих изотопов в сторону стронция.

В растительные организмы радионуклиды попадают при выпадении атмосферных осадков, при фотосинтезе и из почвы. При этом выделяют два основных пути поступления радионуклидов в растения: внекорневой и корневой.

Основным является корневой путь поступления, когда минеральные микро- и макроэлементы, а вместе с ними и радионуклиды, растворенные в почвенной влаге, поглощаются корневыми системами.

Накопление радиоизотопов растениями зависит от типа почвы и от её водного режима. Накопление радионуклидов в почвах снижается в ряду: аллювиально-слоистые, дерново-подзолистые, серые лесные, сероземы, каштановые, черноземы.

9.3 Результаты радиозэкологического исследования животных

В организм животного радионуклиды в основном попадают с пищей. Но накапливаются они неодинаково не только разными видами животных, птиц, насекомых, но и различными их органами. Радионуклиды цезия, рутения, ниобия и тритий распределяются в организме более или менее равномерно. Некоторые накапливаются в костной ткани - радионуклиды стронция, бария и радия. Радиоактивные изотопы церия, прометия, плутония, америция, кюрия и тория депонируются в костной ткани и печени. В щитовидную железу поступают радионуклиды йода и астата. Быстро выводятся радионуклиды цезия, очень медленно - стронция, церия, америция, плутония, кюрия и тория.

Возможно также поступление радионуклидов через органы дыхания и кожные покровы животных.

Скорость аккумуляции и предельные уровни накопления радиоизотопов зависят от их концентрации в воде водоемов или плотности загрязнения почвы в сухопутном биогеоценозе.

Контрольные вопросы к теме 9

1. Какими радионуклидами обусловлена радиоактивность растительного и животного мира?
2. В каких горизонтах лесных экосистем отмечена наибольшая и наименьшая аккумуляция ^{90}Sr и ^{137}Cs ?
3. Какие древесные породы в большей степени накапливают радионуклиды?
4. Каков основной путь поступления радионуклидов в растения?
5. От чего зависит накопление радиоизотопов растениями?
6. Что характерно для распределения радионуклидов в организме животных?

Тема 10

Радиационный мониторинг продуктов питания

10.1 Дозы облучения населения

10.2 Организация радиационного мониторинга продуктов питания

10.3 Результаты радиационного мониторинга продуктов питания у населения, пострадавшего от аварии на ЧАЭС

10.1 Дозы облучения населения

Доза внешнего облучения определяется через среднегодовую мощность дозы. Она в свою очередь рассчитывается на основе средней плотности загрязнения территории населенного пункта ^{137}Cs .

Доза внутреннего облучения населения определяется исходя из среднесуточного поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr с продуктами питания, которое вычисляется по эффективному рациону, состоящего из молока, отражающего мясомолочную компоненту фактического рациона, и картофеля, характеризующую остальную часть рациона.

Годовая доза внутреннего облучения от ^{137}Cs рассчитывается по модели его равномерного поступления в течение года в организм взрослого человека с эффективным периодом полувыведения 110 дней и годовым коэффициентом $1,3 \text{ мЗв} / \text{год на мкКи} / \text{организм}$. Годовая доза внутреннего облучения (мЗв) от радиоизотопов цезия может быть выражена через величину их суточного поступления.

Общее суточное поступление радиоизотопов с продуктами питания может быть представлена двумя компонентами: продуктами животного происхождения, эквивалентными ежесуточному потреблению одного литра молока, и остальными компонентами рациона и питьевой водой,

эквивалентными ежесуточному потреблению 1,5 кг картофеля.

Для подсчета дозы внутреннего облучения от радиостронция, учитывают его содержание в молочных продуктах.

10.2 Организация радиационного мониторинга продуктов питания

До августа 1990 года в Беларуси, как и в России и в Украине, действовали нормы временно допустимых уровней ВДУ-88, которые допускали получение внутреннего облучения за счет загрязненных продуктов питания 1,7-1,8 мЗв / год.

В 1992 году в Беларуси были приняты республиканские допустимые уровни РДУ-92, которые в дальнейшем сменили РДУ-96 и РДУ-99. Последнее время в республике действуют республиканские допустимые уровни РДУ-2001.

В республике создана система государственного контроля и надзора за измерениями радиоактивного загрязнения природной среды, сырья и продуктов питания.

В Законе РБ «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиационным загрязнениям в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС» было предусмотрено создание в населенных пунктах, расположенных в зонах радиационного загрязнения, местных центров радиационного контроля (МЦРК).

Главными задачами МЦРК являются:

- проведение по заявкам граждан радиометрических измерений на содержание ^{137}Cs в продуктах питания и кормах, производимых и потребляемых в личных хозяйствах;
- проведения среди населения разъяснительной работы по основам радиационной защиты;
- участие в радиационном мониторинге жителей на спектрометре излучения человека (СИЧ), выявление продуктов, дающих основное накопление радионуклидов в организме жителей.

10.3 Результаты радиационного мониторинга продуктов питания у населения, пострадавшего от аварии на ЧАЭС

Наибольшее количество измерений в МЦРК загрязнения продуктов питания жителей произошло в 1993 году.

Самый большой процент превышения допустимого уровня содержания ^{137}Cs наблюдался в продуктах леса: ягодах, грибах и мясе диких животных.

Систематические измерения в МЦРК радиационного загрязнения продуктов питания в этих регионах показывают, что до 10-25% проб продуктов питания местного производства превышали допустимый уровень содержания ^{137}Cs . При этом за последние годы доля загрязненных ^{137}Cs продуктов не снижена.

Превышение РДУ по данным МЦРК в загрязненных районах отмечались в следующей продукции: молоко, черника, сушеные грибы, говядина, свинина, мясо диких животных, речная рыба, зеленная масса, сено. В большинстве населенных пунктах прослеживалась связь загрязнения молока выше РДУ с превышением допустимых уровней загрязнения кормов.

Контрольные вопросы к теме 10

1. На основе чего определяется доза внутреннего и внешнего облучения населения?

2. На основе чего рассчитывается доза внутреннего облучения от ^{137}Cs и ^{90}Sr ?

3. Какими компонентами может быть представлено общее суточное поступление радиоизотопов с продуктами питания?

4. Каковы задачи МЦРК?

Тема 11

Радиационно-экологический контроль: прогнозирование и профилактика последствий радиоактивного загрязнения среды

11.1 Организация мер по профилактике последствий радиоактивного загрязнения среды в случае радиационных аварий

11.2 Дезактивация радиоактивных территорий и построение мер реабилитации агроценозов (на примере аварии на ЧАЭС)

11.3 Особенности построения радиационно-экологического контроля и профилактических мер при загрязнении лесных массивов и водоемов

11.1 Организация мер по профилактике последствий радиоактивного загрязнения среды в случае радиационных аварий

Радиационно-защитные мероприятия подразделяются на три последовательных этапа:

- 1) начальный период угрозы и первые часы выброса радионуклидов в ОС;
- 2) первичный, ликвидации последствий аварии, в условиях состоявшегося выброса и осадения радионуклидов на землю;
- 3) проведение и завершение работ по ликвидации аварии и ее последствий.

Территории (и комплекс проводимых мероприятий) подразделяются на зоны:

- 1) радиационного контроля – лучевые нагрузки на население от 1 до 5 мЗв;
- 2) ограниченного проживания – лучевые нагрузки от 5 до 20 мЗв;
- 3) добровольного отселения – 20-50 мЗв;
- 4) зона отчуждения – лучевая нагрузка более 50 мЗв.

11.2 Дезактивация радиоактивных территорий и построение мер реабилитации агроценозов (на примере аварии на ЧАЭС)

При радиоактивной загрязненности среды, которая превышает пределы допустимого радиационно-экологического риска, необходима дезактивация территорий.

Различают полную и частичную дезактивацию среды. Полная дезактивация радиационных территорий предполагает снятие верхних слоев почв после радиационных насаждений до 10 – 15 см с последующим захоронением срезов в могильниках для радиационных отходов.

Частичная дезактивация с целью фиксации радиоактивного загрязнения в зонах отчуждения и предупреждения водной и воздушной миграции радионуклидов на территории с допустимыми значениями фактора осуществляется биологическим методом. Высеивание многолетних трав на загрязненные почвы ведет к «вытягиванию» радионуклидов из почв корневой системой растений. Скашивание, последующее сжигание трав и захоронение радиационной зоны оказалось наиболее эффективным методом дезактивации.

Дезактивация дополняется эффективной конкурентной защитой – блокадой миграции радионуклидов введением в почву аналогов их метаболизма калия и кальция. Наибольший эффект снижения уровня загрязненности урожая отмечался при избыточном совместном внесении в почву извести, калийных удобрений в сочетании с органическими удобрениями и навозом.

11.3 Особенности построения радиационно-экологического контроля и профилактических мер при загрязнении лесных массивов и водоемов

В зависимости от плотности радиационного загрязнения выделяют три зоны лесов:

- 1 – с плотностью загрязнения до 15 Ки / км²;
- 2 – от 15 до 40 Ки / км²;
- 3 – с выше 40 Ки / км².

Лесопользование требует организации жесткого радиационного контроля с использованием методов биоиндикации радиационного фактора.

Лесовосстановительные и лесопосевные работы проводятся на радиоактивных территориях с целью стабилизации почв, почвенного радиационного метаболизма и следовательно, предупреждения миграции радиоактивности с водными стоками, ветром.

Радиогенные реакции лесных биоценозов контролируются с помощью биоиндикации радиоактивного загрязнения среды.

Радиоактивность водоемов различна. Источниками радиоактивности непроточных водоемов являются постоянные стоки дождевых вод, которые вымывают радионуклиды из загрязненных почв.

Мощным аккумулятором радионуклидов является донный ил. Поэтому при оценке радиационной опасности водоемов необходимо ориентироваться не на удельную активность воды, а на радиоактивность иловых донных осадений.

Для снижения и предупреждения накопления радиоактивности продуктов водоемов необходимо обязательное высевание многолетних трав, мелкого кустарника на бережьях радиационно-опасных водоемов.

Контрольные вопросы к теме 11

1. На какие этапы подразделяют радиационно-защитные мероприятия?
2. Как происходит зонирование территории в зависимости от лучевой нагрузки?
3. Какие мероприятия осуществляются при полной и частичной дезактивации территории?
4. Какие зоны лесов выделяют в зависимости от плотности радиационного загрязнения?
5. Где происходит основное накопление радионуклидов в водоемах?

Тема 12

Приборы радиационной разведки и контроля радиоактивного заражения и облучения

12.1 Методы обнаружения и измерения ионизирующих излучений

12.2 Приборы радиационного контроля воды

12.3 Методы контроля и приборы для измерения уровней радиации

12.1 Методы обнаружения и измерения ионизирующих излучений

Работа дозиметрических приборов основана на способности излучений ионизировать вещество среды, в которой они распространяются. В зависимости от природы регистрируемого физико-химического явления, происходящего в среде под воздействием ионизирующего излучения, различают следующие методы обнаружения измерения ионизирующих излучений.

Ионизационный метод основан на явлении ионизации молекул, которая происходит под воздействием ионизирующих излучений в среде (газовом объеме), в результате чего электропроводность среды увеличивается, что может быть зафиксировано соответствующими электронно-техническими устройствами.

Химический метод основан на способности молекул некоторых веществ в результате воздействия ионизирующих излучений распадаться, образуя новые химические соединения. По плотности окраски судят о дозе излучения (поглощенной энергии).

Сцинтилляционный метод измерения ионизирующих излучений основан на том, что некоторые вещества (сульфит цинка, иодид натрия) светятся при воздействии на них ионизирующих излучений. Количество световых вспышек пропорционально мощности дозы излучения и регистрируется с помощью специальных приборов – фотоэлектронных умножителей.

Фотографический метод основан на способности молекул бромида серебра, содержащегося в фотоэмульсии, распадаться на серебро и бром под воздействием ионизирующих излучений. При этом образуются мельчайшие кристаллики серебра, которые вызывают почернение фотопленки при ее проявлении. Плотность почернения пропорциональна поглощенной энергии излучения.

12.2 Приборы радиационного контроля воды

Надзора за качеством расфасованных вод осуществляется органами и учреждениями государственной санитарно-эпидемиологической службы.

Территориальный центр Госсанэпиднадзора выдает санитарно-эпидемиологическое заключение на источники водоснабжения, проекты предприятий по производству расфасованных вод, согласовывает рабочие программы производственного контроля; в порядке государственного надзора осуществляет выборочный лабораторный контроль, проверяет ведение документации, регистрирует результаты анализов по согласованным точкам и показателям, технологические параметры обеззараживания, консервирования и т.д.

Приборы, используемые для радиационного контроля питьевой воды: радиометр РИГ-12, радиометр РИС-А1, бета-радиометр СКС-99. Кроме того, для отбора проб пресной воды, измерения суммарной β -активности широко используется бета-радиометр РКБ4-ІеМ.

12.3 Методы контроля и приборы для измерения уровней радиации

Методы определения удельной активности естественных радионуклидов в строительных материалах делятся на радиохимические, радиометрические и гаммаспектрометрические. Наибольшее распространение получили последние как высокочувствительные, точные и менее трудоемкие. В зависимости от состояния радиоактивного вещества используют различные приборы и оборудование –

рентгенометры градуированные в Р / ч и мР / ч, и дозиметры, градуированные в рентгенах или радах. Они предназначены для работы в определенном диапазоне температур, влажности воздуха и атмосферного давления. И обеспечивают измерение мощности экспозиционной дозы в диапазоне от 0,010 – 9,999 мР / ч до 0,010 – 9,999 Р / ч измерение мощности экспозиционной дозы в интервале энергий фонов от 0,05 до 3,0 МэВ.

Контроль осуществляется на трех уровнях: государственный, ведомственный и особый контроль. Государственный контроль выборочно проводит радиологический отдел территориального Санэпиднадзора. При этом выясняют общую радиационную обстановку. При ведомственном контроле осуществляют систематическое наблюдение за содержанием радионуклидов в исходном минеральном сырье и строительных материалах, изделиях и конструкциях. При особом контроле ведомственные организации осуществляют разовые проверки совместно со специальными территориальными отделами Санэпиднадзора.

Контрольные вопросы к теме 12

1. Какие существуют методы обнаружения измерения ионизирующих излучений и на чем они основаны?
2. Какие приборы используются для радиационного контроля питьевой воды?
3. Какие существуют методы определения удельной активности естественных радионуклидов в строительных материалах?
4. Какие приборы используют для оценки мощности экспозиционной дозы?
5. На каких уровнях осуществляется контроль за радиационной обстановкой?

Литература

- 1 Ветрова, В.Т. Курс радиационной безопасности: учебник / В.Т. Ветрова [и др.]. – Мн.: Ураджай, 1995. – 71 с.
- 2 Гулаков, А.В. Радиоэкология: тексты лекций для студентов специальности 1 – 31 01 01 02 «Биология (научно-педагогическая деятельность)» / А.В. Гулаков. – Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2010. – 64 с.
- 3 Дорожко, С. В. Защита населения и хозяйственных объектов в чрезвычайных ситуациях. Радиационная безопасность: уч. пособие. В 3-х ч. Ч. 3. Радиационная безопасность / С.В. Дорожко [и др.]. – Мн.: Дикта, 2009. – 383 с.
- 4 Ильин, Л.А. Радиационная гигиена: учебник для ВУЗов / Л. А. Ильин, В. Ф. Кириллов, И. П. Коренков. – М.: ГЭОТАР-Медиа, 2010. – 381 с.
- 5 Ильин, Л.А. Радиационная безопасность и защита. Справочник / Л.А. Ильин, В. Ф. Кириллов, И. П. Коренков. – М.: Медицина, 1996. – 336 с.
- 6 Ипатьев, В.А. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / В.А. Ипатьев, В.Ф. Багинский. – Гомель, 1999. – 454 с.
- 7 Нестеренко, В.Б. Чернобыльская катастрофа: радиационная защита населения / В.Б. Нестеренко. – Мн.: Право и экономика, 1997. – 172 с.
- 8 Пивоваров, Ю. П. Радиационная экология / Ю.П. Пивоваров, В. П. Михалёв. – М.: Академия, 2004. – 240 с.
- 9 Савенко, В.С. Радиоэкология / В. С. Савенко. – Мн.: Дизайн ПРО, 1997. – 208 с.
- 10 Лисовский, Л.А. Радиационная экология и радиационная безопасность / Л. А. Лисовский. – Мозырь: Белый Ветер, 1997. – 52 с.
- 11 Усманцев, С.М. Радиация: справочные материалы / С.М. Усманцев. – М.: Гуманит. изд. центр ВЛАДОС, 2001. – 176 с.

Учебное издание

Ковзик Наталия Анатольевна

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ
ПРАКТИЧЕСКОЕ ПОСОБИЕ ПО СПЕЦКУРСУ**

Подписано в печать _____ () Формат 60х80 1/16. Бумага писчая № 1. Гарнитура «Таймс». Усл. печ. л. _____. Уч.-изд. л. _____. Тираж экз.

Отпечатано в учреждении образования
«Гомельский государственный университет

имени Франциска Скорины»

РЕПОЗИТОРИЙ ГГУ ИМ. Ф. СКОРИНЫ

Учебное издание

Ковзик Наталия Анатольевна

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ
ПРАКТИЧЕСКОЕ ПОСОБИЕ ПО СПЕЦКУРСУ**

Подписано в печать ____ () Формат 60x80 1/16. Бумага
писчая № 1. Гарнитура «Таймс». Усл. печ. л. _____. Уч.-изд. л.
_____. Тираж экз.

Отпечатано в учреждении образования
«Гомельский государственный университет
имени Франциска Скорины»

246019, г. Гомель, ул. Советская, 104

РЕПОЗИТОРИЙ ГГУ ИМ. Ф. СКОРИНЫ