

10 РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ

Введение

Объектами наблюдений при проведении радиационного мониторинга являются атмосферный воздух, почва, поверхностные и подземные воды [39].

Радиационный мониторинг проводится в целях наблюдения за:

естественным радиационным фоном;

радиационным фоном в районах воздействия потенциальных источников радиоактивного загрязнения, в том числе для оценки трансграничного переноса радиоактивных веществ;

радиоактивным загрязнением атмосферного воздуха, почвы, поверхностных и подземных вод на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС.

Радиационный мониторинг в части естественного радиационного фона, радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, ненарушенных участков почвы, поверхностных и подземных вод в районах воздействия потенциальных источников радиоактивного загрязнения и на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, проводится Министерством природных ресурсов и охраны окружающей среды и определяемыми им организациями (Белгидромет и РУП «Научно-производственный центр по геологии»).

Радиационный мониторинг в части радиоактивного загрязнения почвы в границах земель сельскохозяйственного назначения на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, проводится Министерством сельского хозяйства и продовольствия и Национальной академией наук Беларуси (Институтом почвоведения и агрохимии).

Радиационный мониторинг в части радиоактивного загрязнения почвы в границах земель лесного фонда на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, проводится Министерством лесного хозяйства (Государственное учреждение по защите и мониторингу леса «Беллесозащита»).

Сбор, обработку и хранение данных, предоставление информации, получаемой в результате проведения радиационного мониторинга, осуществляет информационно-аналитический центр радиационного мониторинга, функционирующий в Белгидромете.

Наблюдения за радиоактивным загрязнением объектов окружающей среды проводятся в соответствии с [40].

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха в 2018 г. проводился на 41 пункте наблюдений, в которых измерение мощности дозы гамма-излучения (далее – МД) проводилось ежедневно, включая выходные и праздничные дни.

Наблюдения за радиоактивными выпадениями из приземного слоя атмосферы проводились на 24 пунктах наблюдений, отбор проб производился с помощью горизонтальных планшетов, из них на 5 пунктах наблюдений (Мозырь, Нарочь, Пинск, Браслав и Мстиславль) отбор проб для определения суммарной бета-активности естественных атмосферных выпадений производился ежедневно, на 19 пунктах наблюдений – 1 раз в 10 дней.

Отбор проб радиоактивных аэрозолей приземного слоя атмосферы с использованием фильтровентиляционных установок (далее – ФВУ) проводился в 7 городах Республики Беларусь (Браслав, Гомель, Минск, Могилев, Мозырь, Мстиславль, Пинск), из них на 5 пунктах наблюдений, расположенных в зонах воздействия атомных электростанций сопредельных государств, отбор проб проводится ежедневно; на 2 пунктах наблюдений (Минск, Могилев) отбор проб проводился 1 раз в 10 дней.

Для оперативного выявления аварийных ситуаций суточные пробы атмосферного воздуха, отобранные в районах воздействия работающих АЭС, расположенных на

территории сопредельных государств, подвергаются анализу на содержание «свежих» продуктов распада, короткоживущих радионуклидов, и в первую очередь, йода-131.

Радиационный мониторинг поверхностных вод в 2018 г. проводился:

на 6 реках, водосборы которых подверглись радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС – Днепр (г. Речица), Припять (г. Мозырь), Сож (г. Гомель), Ипуть (г. Добруш), Беседь (д. Светиловичи), Нижняя Брагинка (д. Гдень)

на трансграничных участках рек Ипуть (г. Добруш), Беседь (д. Светиловичи), р. Припять (г. Мозырь), Горынь (д. Речица), Стырь (д. Ладорож), Припять (д. Довляды), Днепр (г. Лоев), Словечна (д. Скородное), Сож (д. Коськово) и на трансграничном озере Дрисвяты (д. Дрисвяты).

Наблюдаемые параметры – суммарная альфа- и бета-активность, объемная активность цезия-137 и стронция-90 в поверхностных водах; удельная активность цезия и стронция в донных отложениях.

Периодичность проведения наблюдений за радиоактивным загрязнением поверхностных вод на основных 6 реках и оз. Дрисвяты – 1 раз в квартал, на трансграничных створах – 1 раз в год. Донные отложения отбираются 1 раз в год.

Радиационный мониторинг почв на не подвергавшихся техногенному воздействию после аварии на Чернобыльской АЭС территориях проводится на сети пунктов наблюдений, включающей реперные площади (далее – РП) и ландшафтно-геохимические полигоны (далее – ЛГХП).

Наблюдаемые параметры – уровни МД на поверхности почвы и на высоте 1 м, содержание цезия-137 и стронция-90 на РП; количественные параметры миграции цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю различных типов почв на ЛГХП.

Периодичность наблюдений до 2018 г. включительно составляла 1 раз в три года, начиная с 2019 г. – 1 раз в 5 лет (протокол №1 заседания Межведомственного координационного совета НСМОС от 26.03.2019 г.).

В 2018 г. наблюдения проведены на 11 РП и 5 ЛГХП.

Радиационный мониторинг почвы в границах земель лесного фонда на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС в настоящее время проводится на 44 площадках постоянных наблюдений (далее – ППН), заложенных на территориях радиоактивного загрязнения лесного фонда лесхозов с плотностью от 1 до 36 Ки/км² в различных типах леса и типах лесорастительных условий с основными лесообразующими породами: сосна, ель, дуб, береза, осина, ольха.

На сети мониторинга в соответствии с [41] проводятся наблюдения за уровнем загрязнения цезием-137 почв с лесной подстилкой и живым напочвенным покровом, деревьев основного яруса (древесины, коры, ветвей, хвои, листьев), деревьев подроста, подлесочных пород, растений живого напочвенного покрова, грибов.

Периодичность проведения наблюдений – 1 раз в 5 лет.

В 2018 г. радиационный мониторинг проводился на 10 ППН.

Радиационный мониторинг в части радиоактивного загрязнения почвы в границах земель сельскохозяйственного назначения на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, проводится на сети пунктов наблюдений за вертикальной миграцией радионуклидов, состоящей из 16 ППН.

Периодичность проведения наблюдений – 1 раз в 5 лет.

В 2018 г. наблюдения за интенсивностью вертикальной миграции цезия-137 и стронция-90 проводились на 4 ППН, расположенных на торфяно-болотных и аллювиальных почвах.

Первичные данные, поступающие в информационно-аналитический центр радиационного мониторинга, подвергаются экспертному анализу и камеральной обработке с использованием автоматизированных информационных систем.

Оценка текущего радиационного состояния объектов окружающей среды на пунктах наблюдений и анализ динамики его изменения выполняются путём сравнения результатов измерений параметров с:

- установленными нормативами и референтными уровнями;
- результатами измерения «нулевого фона» при их наличии;
- результатами измерения аналогичных радиационных параметров, полученными на пункте наблюдений за предыдущие десять лет.

Для оценки интенсивности процессов пространственного перераспределения радионуклидов по профилю различных типов почв определяются количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов (коэффициент квазидиффузии, D_{sr} , $\times 10^{-7}$ см²/с; глубина среднего смещения, x_{sr} , см; линейная скорость смещения, V , см/год).

Для оценки интенсивности перехода радионуклидов из почвы в растительность применяется показатель – коэффициент перехода (КП, $\times 10^{-3}$, м²/кг).

Составление прогноза изменения радиационной обстановки осуществляется на основании динамики уровней загрязнения объектов радиационного мониторинга и скорости изменения этих уровней, определяемых при сравнении результатов радиационного мониторинга с результатами предыдущих измерений.

Основной посыл и выводы

В 2018 г. радиационная обстановка на территории республики оставалась стабильной, по результатам радиационного мониторинга атмосферного воздуха не выявлено ни одного случая превышения уровней МД над установившимися многолетними значениями, уровни суммарной бета-активности и содержания цезия-137 в пробах атмосферного воздуха соответствовали установившимся многолетним значениям.

Объёмная активность цезия-137 и стронция-90 в поверхностных водах рек была значительно ниже референтных уровней (10 000 Бк/м³), предусмотренных [42], хотя все еще выше уровней, наблюдавшихся до аварии на Чернобыльской АЭС.

Результаты радиационного мониторинга почвы в 2018 г. не показали отклонений от многолетних процессов или новых тенденций, связанных с наличием радионуклидов в почве. В настоящее время отмечается медленное снижение уровней МД, в основном, за счёт естественного распада цезия-137, и только незначительное снижение – за счёт заглубления радионуклидов вследствие вертикальной миграции по почвенному профилю.

На землях сельскохозяйственного назначения темпы снижения уровней МД составляют в среднем 2,3% в год, на землях лесного фонда – 2,7 % в год.

В лесах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, снижается плотность загрязнения почв цезием-137 до 3,17 % в год по мере уменьшения активности долгоживущих радионуклидов в лесной подстилке, почве, в результате радиоактивного распада, перераспределения по компонентам лесных биогеоценозов.

Уменьшается содержание цезия-137 в древесине основных лесообразующих пород, снижается интенсивность перехода цезия-137 из почвы в древесину. Уменьшение поступления цезия-137 в растительность объясняется его стабильным и связанным состоянием в почве, уменьшением растворимости и, как следствие, доступности (менее 3-4 %) в питательной цепочке: почва – растение.

Результаты наблюдений и оценка

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха

Как и прежде, повышенные уровни МД зарегистрированы в пунктах наблюдений в городах Брагин и Славгород, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения. Значения уровней МД в городе Брагин колебались в диапазоне от 0,36 до 0,65 мкЗв/ч, в городе Славгород – от 0,16 до 0,25 мкЗв/ч, при этом среднегодовые значения МД составляли в Брагине – 0,53 мкЗв/ч, в Славгороде – 0,19 мкЗв/ч.

В остальных пунктах наблюдений МД не превышала уровень естественного гамма-фона (до 0,20 мкЗв/ч).

На рисунке 10.1 представлены среднегодовые значения МД в пунктах наблюдений Гомельской и Могилевской областей, где уровни МД превышали 0,20 мкЗв/ч, за период 2008-2018 гг.

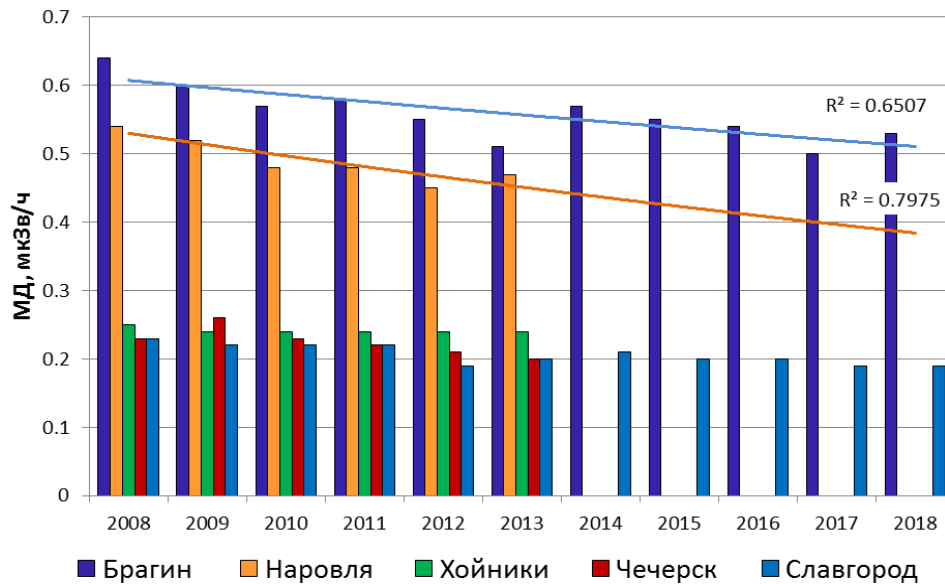


Рисунок 10.1 – Среднегодовые значения МД в пунктах наблюдений Гомельской и Могилевской областей за период 2008-2018 гг.

В областных городах в 2018 г. среднегодовой уровень МД гамма-излучения находился в пределах от 0,10 до 0,12 мкЗв/ч.

Следует отметить, что МД гамма-излучения постоянно снижается за счет естественного радиоактивного распада цезия-137 и процесса его заглупления в почве.

В суточных пробах радиоактивных аэрозолей и выпадений из атмосферы, отобранных в зонах воздействия работающих АЭС, расположенных на территории сопредельных государств, случаев обнаружения короткоживущих изотопов, в том числе йода-131, которые являются индикаторами аварийных ситуаций на ядерно-опасных объектах, в 2018 г. не было.

На рисунке 10.2 представлены среднегодовые значения суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений из атмосферы на пунктах наблюдений в 2018 г.

Наибольшие среднегодовые значения суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений из атмосферы наблюдались на пунктах наблюдений г. Славгород (1,79 Бк/м²сут), г. Волковыск (1,55 Бк/м²сут), пгт. Лынтупы и г. Верхнедвинск (1,50 Бк/м²сут).

Как видно из рисунка 10.2, наиболее высокие среднемесячные уровни суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений в 2018 г. зарегистрированы в пунктах наблюдений г. Славгород (3,5 Бк/м²сут в январе и 3,8 Бк/м²сут в декабре), д. Домжерицы (3,6 Бк/м²сут в декабре); г. Верхнедвинск (3,3 Бк/м²сут в мае), г. Горки (3,1 Бк/м²сут в марте).

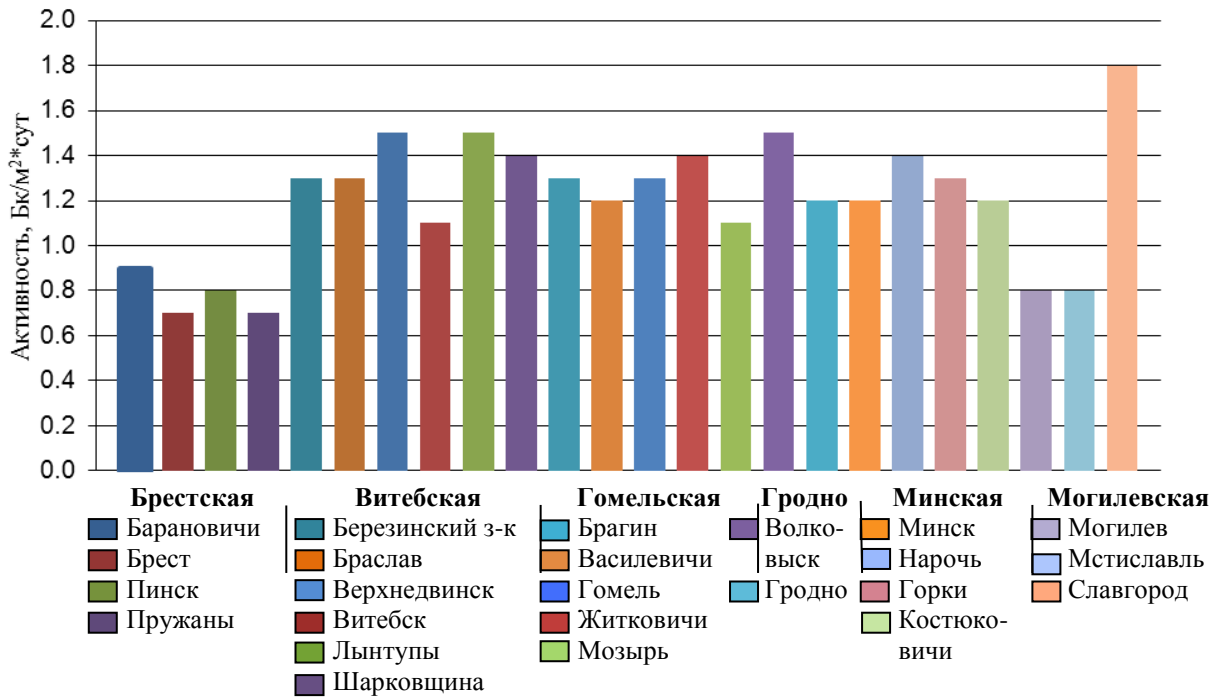


Рисунок 10.2 – Средние значения суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений из атмосферы на пунктах наблюдений за 2018 г.

Поскольку значимый вклад в суммарную бета-активность проб атмосферного воздуха вносит естественная радиоактивность (калий-40, радон-222 и его дочерние радионуклиды), значения этого параметра колеблются в широких пределах.

Уровни суммарной бета-активности зависят от содержания калия-40 в почве, наличия радоносных тектонических зон с повышенной концентрацией радона, обусловленной присутствием гранитов, сланцев, сиенитов в коренных породах. В связи с этим оценка данного параметра проводится отдельно по каждому пункту наблюдения путем сравнения с результатами многолетних наблюдений.

На рисунке 10.3 представлена многолетняя динамика среднегодовых уровней суммарной бета-активности в пробах выпадений, отобранных на пунктах наблюдений Лынтупы, Верхнедвинск, Волковыск, Славгород, где в 2018 г. наблюдались наибольшие среднегодовые значения суммарной бета-активности.

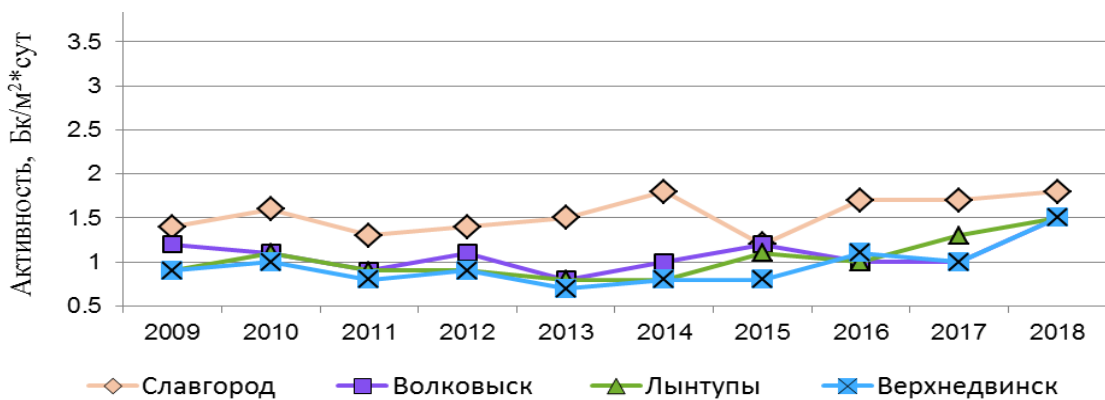


Рисунок 10.3 – Динамика среднегодовых уровней суммарной бета-активности в пробах выпадений из атмосферы, отобранных на пунктах наблюдений Лынтупы, Верхнедвинск, Волковыск, Славгород, за период 2009-2018 гг.

На рисунке 10.4 представлены среднемесячные значения суммарной бета-активности в пробах аэрозолей на пунктах наблюдений за 2018 г.

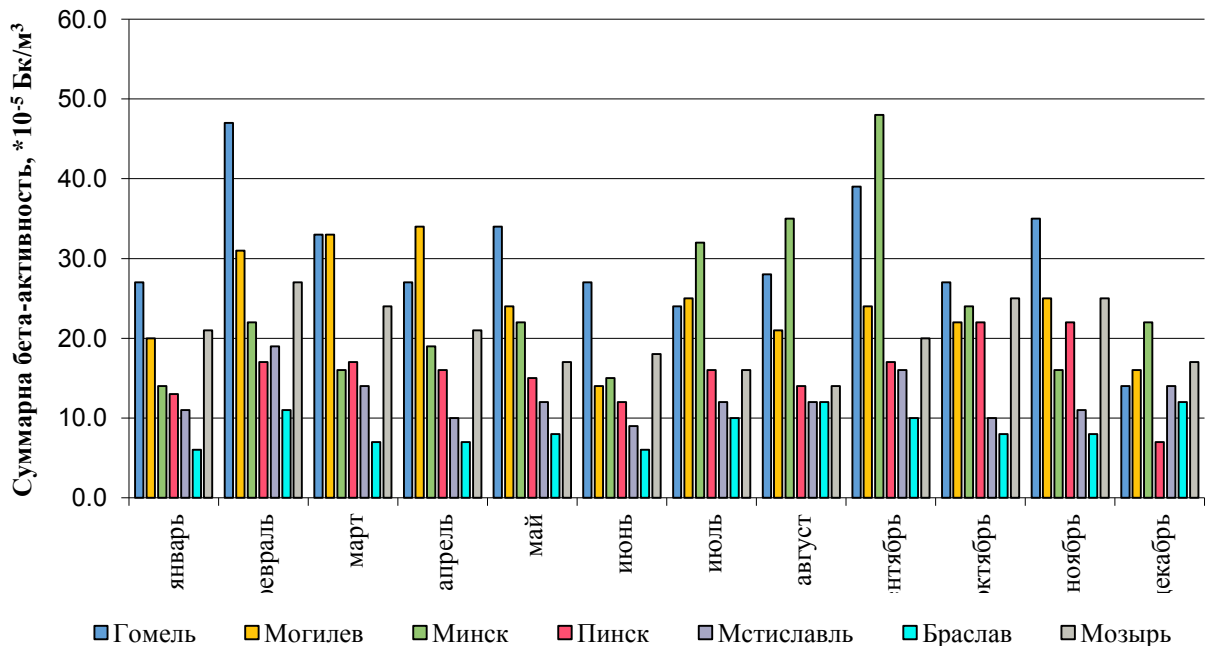


Рисунок 10.4 – Среднемесячные значения суммарной бета-активности в пробах аэрозолей на пунктах наблюдений за 2018 г.

Анализ результатов измерений суммарной бета-активности атмосферных аэрозолей в 2018 г. показывает, что среднемесячные уровни суммарной бета-активности колебались в пределах $6,0 \cdot 10^{-5}$ – $48,0 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³, что обусловлено вкладом в суммарную бета-активность естественных радионуклидов. Кроме того, активность радионуклидов в приземном слое атмосферы в значительной степени определяется содержанием пыли в воздухе, т.е. процессами вторичного ветрового подъема, причем выпадение осадков в 3-4 раза снижает активность радиоактивных аэрозолей в атмосферном воздухе.

Наибольшие среднемесячные уровни наблюдались в пунктах наблюдений: Гомель ($47,0 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в феврале), Минск ($48,0 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в сентябре), Могилев ($34,0 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в апреле).

На рисунке 10.5 представлена динамика среднегодовых уровней суммарной бета-активности в пробах аэрозолей за 10-летний период наблюдений.

Как видно из диаграммы, представленной на рисунке 10.5, наблюдаются незначительные колебания среднегодовых значений суммарной-бета активности при оценке тенденций изменения этого параметра для каждого пункта наблюдений в отдельности; в целом, уровни суммарной бета-активности аэрозолей в 2018 г. соответствовали установившимся для конкретного пункта наблюдений многолетним значениям.

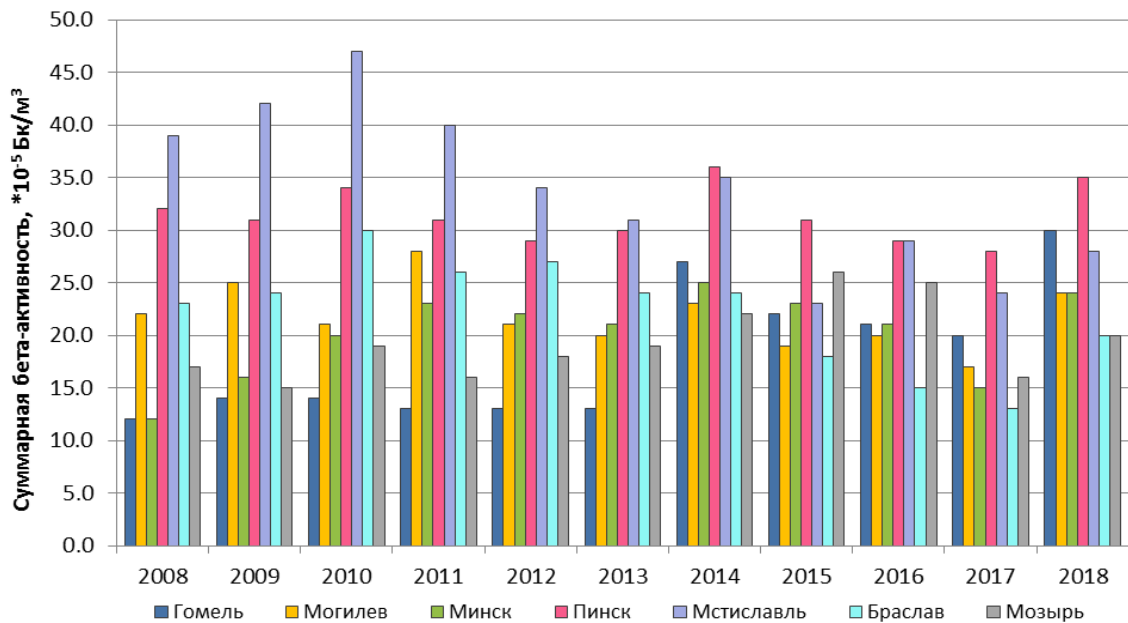


Рисунок 10.5 – Динамика среднегодовых уровней суммарной бета-активности в пробах аэрозолей за период 2008 – 2018 гг.

Среднее значение содержания цезия-137 в месячных пробах аэрозолей, отобранных в 2018 г. на пунктах наблюдения сети радиационного мониторинга, находилось в диапазоне от $0,7 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³ до $26,6 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³.

На рисунке 10.6 представлена динамика среднегодовых значений объемной активности цезия-137 в пробах аэрозолей за период наблюдений 2006 – 2018 гг.

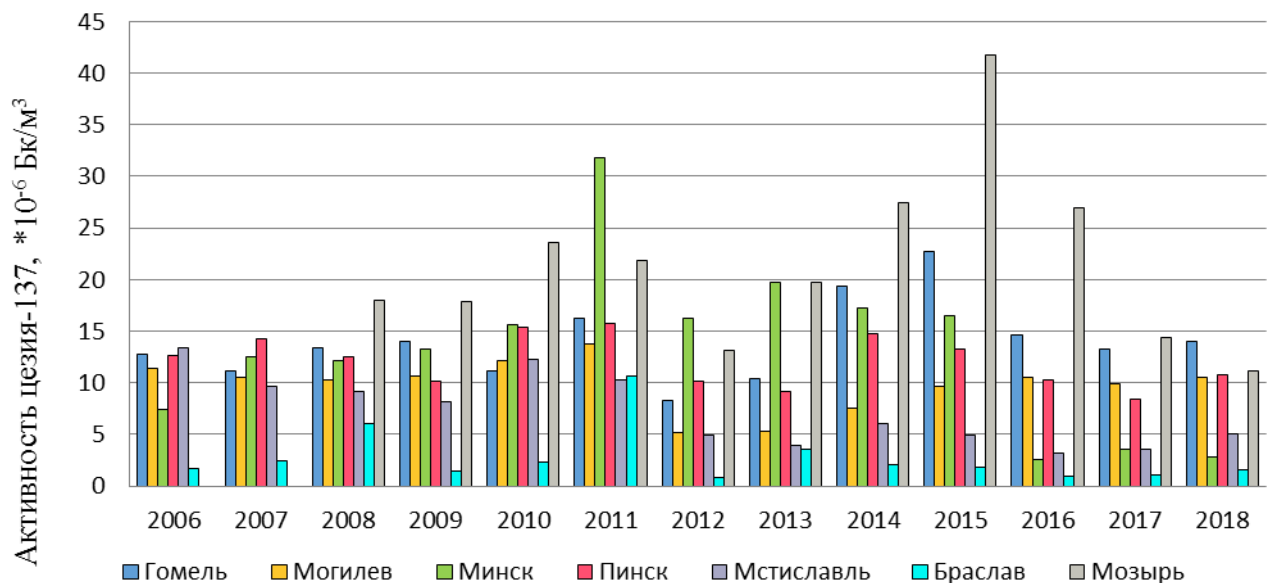


Рисунок 10.6 – Динамика среднегодовых значений объемной активности цезия-137 в пробах аэрозолей за период наблюдений 2006-2018 гг.

Как видно из рисунка 10.6, за последние 10 лет наблюдалось два максимума среднегодовых значений содержания цезия-137 в пробах аэрозолей. В 2011 г. наблюдался максимум почти для всех пунктов наблюдения, обусловленный появлением данного радионуклида в воздухе вследствие аварии на японской АЭС Фукусима-1. Максимум,

отмеченный в 2015 г. на пунктах наблюдения Мозырь и Гомель, обусловлен крупными пожарами, как в Украине, так и на территории зоны отчуждения Республики Беларусь.

Сложившиеся в весенний период 2018 г. климатические условия не привели к увеличению уровня пожароопасности на территории Республики Беларусь. Пожаров, аналогичных пожарам 2015 г., на радиоактивно загрязненной территории не наблюдалось, что положительно сказалось на радиационной обстановке. Содержание цезия-137 в аэрозолях приземного слоя атмосферы в 2018 г. находилось на уровне установившихся многолетних значений (без учета данных 2011 и 2015 гг.).

Таким образом, уровни радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, зафиксированные в 2018 г. на пунктах наблюдений радиационного мониторинга, соответствовали установившимся многолетним значениям и были значительно ниже уровней радиационного воздействия, используемых для обеспечения радиационной безопасности, установленных в [42].

В 2018 г. продолжались наблюдения за содержанием естественных радионуклидов в атмосферном воздухе. В объединенных за месяц пробах аэрозолей определялась объемная активность бериллия-7 и свинца-210.

В 2018 г. активности естественных радионуклидов в приземном слое атмосферы также соответствовали многолетним значениям. Содержание бериллия-7 на пунктах наблюдения находилось в диапазоне от 944×10^{-6} Бк/м³ до 9368×10^{-6} Бк/м³, свинца-210 – от $98,5 \times 10^{-6}$ Бк/м³ до $1429,0 \times 10^{-6}$ Бк/м³. Наиболее высокие активности бериллия-7 характерны для летних месяцев с более высокой солнечной радиацией. Пик объемной активности свинца-210 на многих пунктах наблюдения в 2018 г. пришелся на февраль.

Радиационный мониторинг поверхностных вод

В 2018 г. содержание цезия-137 в р. Припять (г. Мозырь) находилось в пределах от 2 до 4 Бк/м³; в р. Днепр (г. Речица) – от 2 до 6 Бк/м³; в р. Сож (г. Гомель) – от 2 до 10 Бк/м³; в р. Ипуть (г. Добруш) – от 4 до 23 Бк/м³; в р. Беседь (д. Светиловичи) – от 3 до 12 Бк/м³.

На рисунке 10.7 представлены среднегодовые значения концентраций цезия-137 в поверхностных водах за период 1987-2018 гг.

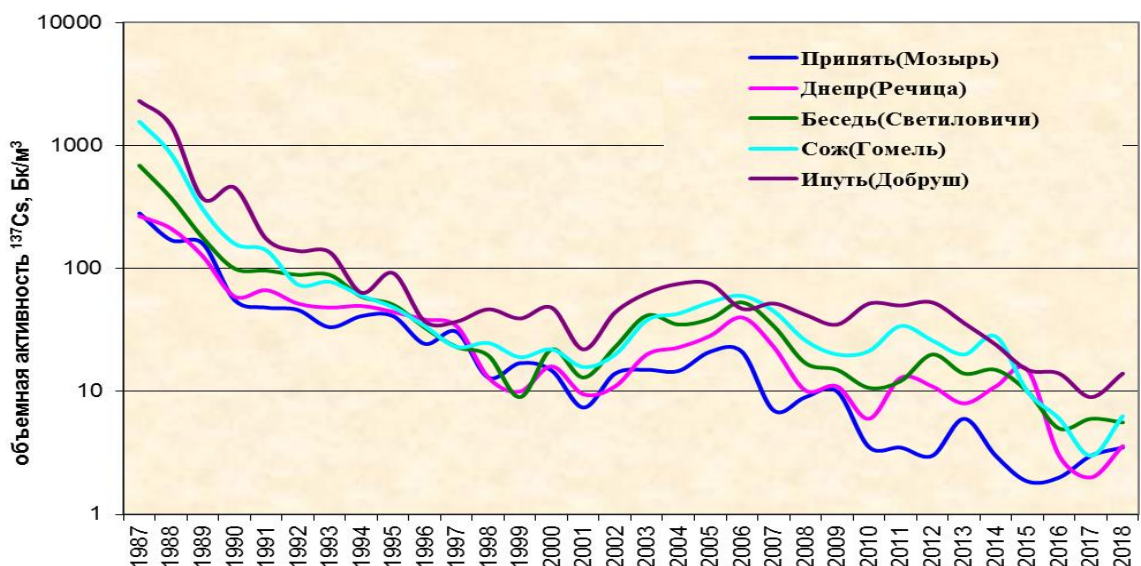


Рисунок 10.7 – Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 в воде рек за период 1987-2018 гг.

Содержание стронция-90 в 2018 г. в р. Припять (г. Мозырь) находилось в пределах от 2 до 12 Бк/м³; в р. Днепр (г. Речица) – от 1 до 16 Бк/м³; в р. Сож (г. Гомель) – от 4 до 30 Бк/м³; в р. Ипуть (г. Добруш) – от 6 до 53 Бк/м³; в р. Беседь (д. Светиловичи) – от 6 до 17 Бк/м³.

На рисунке 10.8 представлены среднегодовые концентрации стронция-90 в поверхностных водах за период 1990-2018 гг.

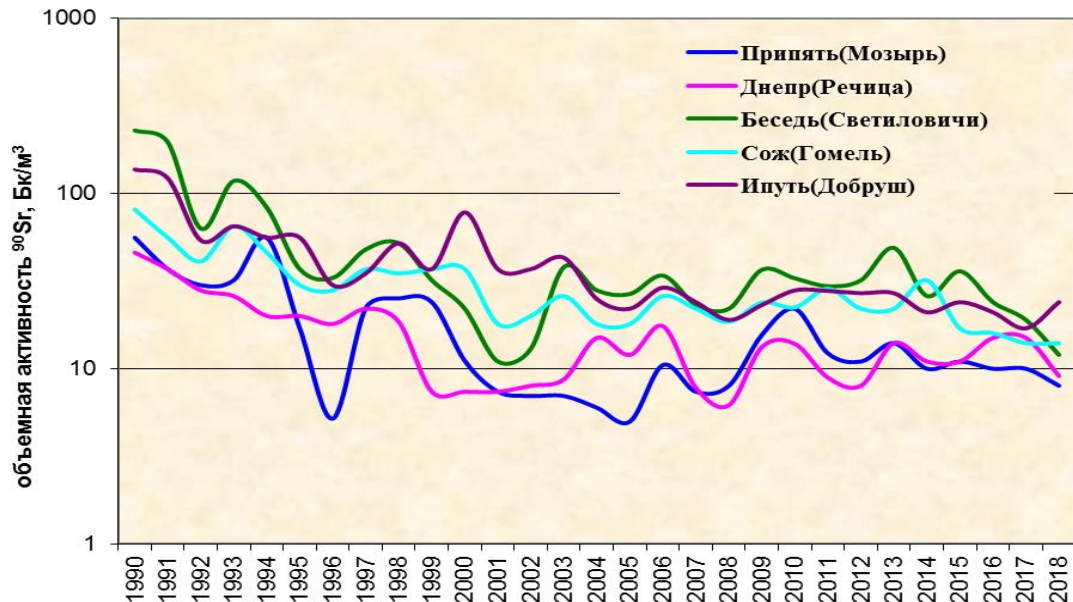


Рисунок 10.8 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в поверхностных водах рек Беларуси за период 1990-2018 гг.

Как видно из рисунка 10.8, до 2006 г. среднегодовые концентрации стронция-90 в поверхностных водах имели тенденцию к снижению, после 2006 г. можно говорить об их стабилизации, несмотря на довольно значительные флуктуации, обусловленные тем, что концентрации этого радионуклида в поверхностных водах напрямую зависят от водности года. Поскольку стронций-90 в почве находится в основном в ионообменной форме, его смыв тальными и дождевыми водами с водосбора происходит в растворенном состоянии, заметно усиливаясь во время паводков. В годы, характеризующиеся повышенной водностью, как правило, наблюдается увеличение объемной активности стронция-90 в воде. 2018 г. не отличался большой водностью, на территории республики выпало 581 мм осадков, что составляет около 90 % от нормы, поэтому увеличения активности этого радионуклида в поверхностных водах в 2018 г. не наблюдалось.

В воде р. Нижняя Брагинка, водосбор которой частично находится на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, уровни радиоактивного загрязнения выше на два порядка, чем в остальных реках: концентрации цезия-137 могут достигать 2000 Бк/м³, стронция-90 – 2500 Бк/м³. Таким образом, значения объемной активности этих радионуклидов в поверхностных водах реки были сопоставимы с референтными уровнями, предусмотренных [42], однако, не превышали их.

В 2018 г. в воде водных объектов, расположенных в зонах воздействия работающих атомных электростанций, расположенных на территориях сопредельных государств, «свежих» радиоактивных изотопов, в том числе йода-131 не обнаружено.

Радиационный мониторинг почвы

Радиационный мониторинг на ненарушенных участках почвы, не подвергавшихся техногенному воздействию после аварии на Чернобыльской АЭС.

В 2018 г. было проведено обследование пяти ЛГХП со следующими типами почв:

- дерновая глеевая, суглинистая, подстилаемая суглинком;
- дерново-подзолистая глееватая, рыхлопесчаная, подстилаемая песками;
- аллювиальная дерново-глеевая с иллювиально-гумусовым горизонтом, песчаная на рыхлых песках;
- дерново-подзолистая, супесчаная, подстилаемая связной супесью;
- дерновая глееватая, супесчаная на рыхлой супеси, подстилаемой песками.

ЛГХП *Бартоломеевка-20* расположен вблизи д. Бартоломеевка, Ветковский с/с, Ветковский район, Гомельская область. Ландшафт - обширная пониженная ложбина, растительность – луг, богатая травянистая ассоциация, образующая плотный травяной покров, тип почвы – дерновая глеевая суглинистая, подстилаемая легким суглинком.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП *Бартоломеевка-20* в 2018 г. представлено на рисунке 10.9.

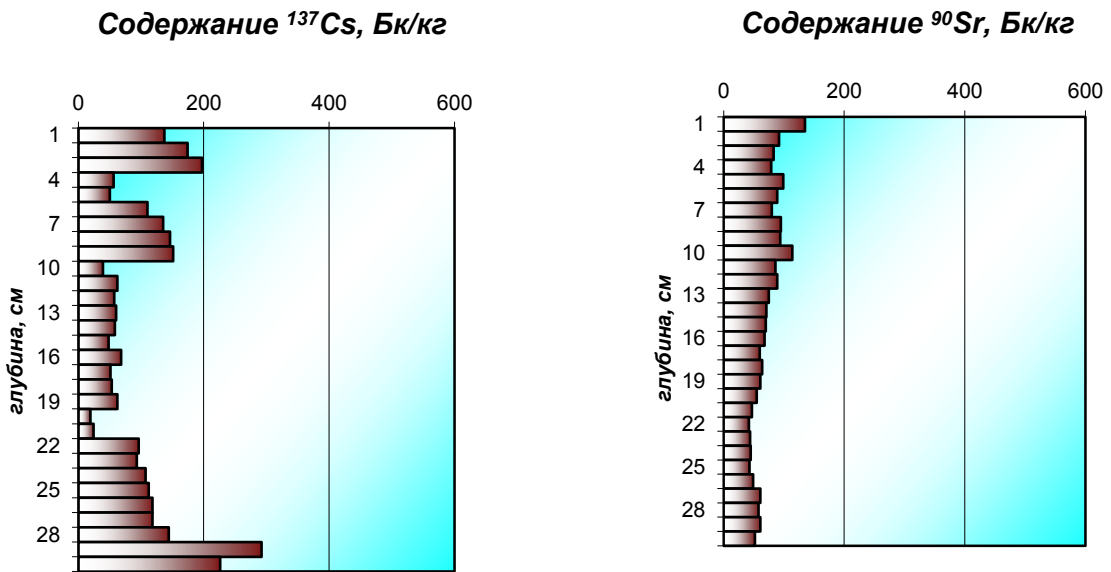


Рисунок 10.9 – Фактическое распределение цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю дерновой глеевой, суглинистой, подстилаемой суглинком почве (*Бартоломеевка-20*)

Сравнительный анализ данных фактического распределения радионуклидов по профилю ЛГХП *Бартоломеевка-20* в 2018 г. и в предыдущие годы показывает, что в период между последним и предыдущим обследованиями земельный участок, на котором расположен данный ЛГХП, подвергался техногенному воздействию. Поскольку максимум содержания цезия-137 в 2018 г. оказался на глубине 29-30 см, хотя в 2015 г. максимум цезия-137 находился на глубине 4-7 см, вероятнее всего, ЛГХП был перепахан. Глубина вспашки плугом составляет 25-30 см, во время проведения полевых работ слой почвы был перевернут, распределение радионуклидов, обусловленное естественными миграционными процессами, нарушено.

В связи с вышеизложенным, расчет количественных параметров миграции для данного ЛГХП не проводился.

ЛГХП *Вылево-2* расположен возле д. Вылево, Демьянковский с/с, Добрушский район, Гомельская область. Ландшафт – повышенная гряда, растительность – луг, осоко-злаковое разнотравье, злаки – 70 %, осока – 30 %, тип почвы – дерново-подзолистая глееватая, рыхлопесчаная, подстилаемая песками.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП *Вылево-2* в 2018 г. представлено на рисунке 10.10.

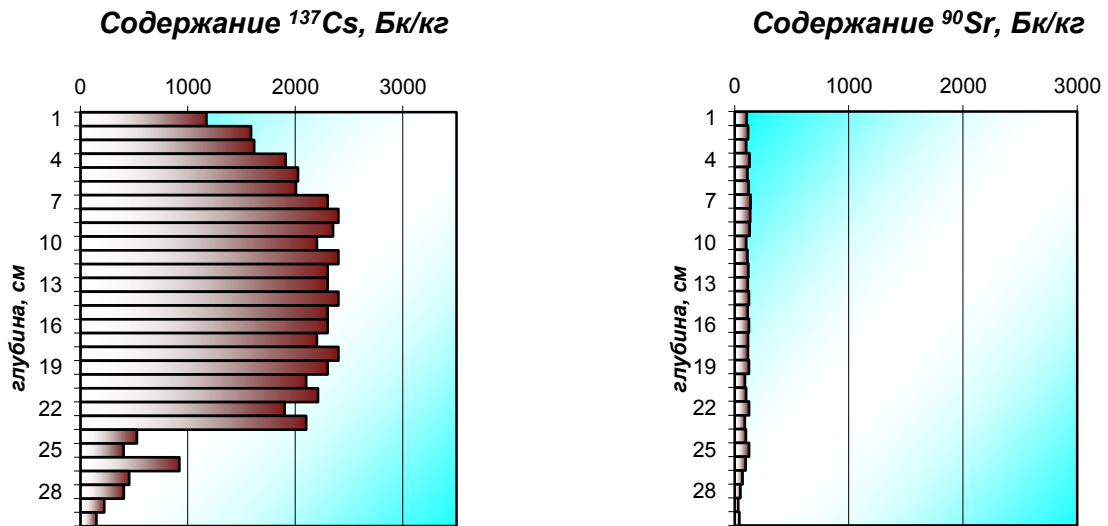


Рисунок 10.10 – Фактическое распределение цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю дерново-подзолистой глееватой рыхлопесчаной, подстилаемой песками почве (Вылево-2)

Анализ данных, представленных на рисунке 10.10, показывает, что распределение цезия-137 в дерново-подзолистой глееватой почве ЛГХП Вылево-2 носит равномерный характер, что нехарактерно для данного вида почвы. Глубина проникновения цезия-137 достигла 27 см, глубина проникновения стронция-90 – 30 см. Равномерное распределение радионуклидов на глубину пахотного слоя свидетельствует о том, что земельный участок был перепахан в период между обследованиями. В связи с вышеизложенным, расчет количественных параметров миграции для данного ЛГХП не проводился.

ЛГХП Жуковец-11 расположен возле д. Жуковец, Березинский с/с, Березинский район, Минская область. Ландшафт – пойма р.Березина, растительность - луг, осоко-злаковое разнотравье, тип почвы – аллювиальная дерново-глеевая с иллювиально-гумусовым горизонтом, песчаная на рыхлых песках.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП Жуковец-11 в 2018 г. представлено на рисунке 10.11.

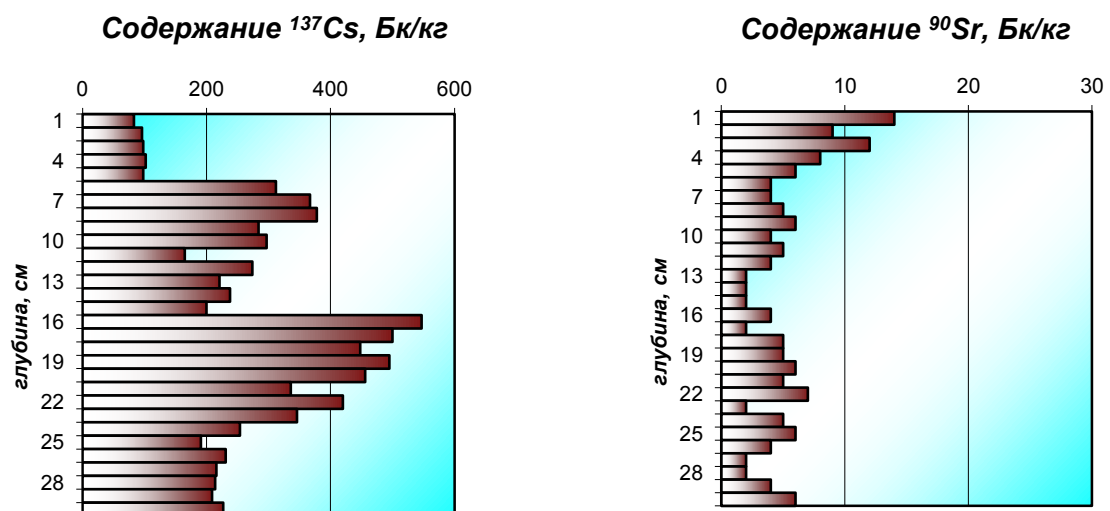


Рисунок 10.11 – Фактическое распределение цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю аллювиальной дерново-глеевой с иллювиально-гумусовым горизонтом, песчаной на рыхлых песках почве (Жуковец-11)

Анализ данных, представленных на рисунке 10.11, показывает, что распределение цезия-137 по профилю аллювиальной дерново-глеевой с иллювиально-гумусовым горизонтом песчаной почве носит неравномерный характер, наблюдается два максимума содержания этого радионуклида: на глубине 7-8 см и на глубине 16-17 см. ЛГХП Жуковец расположен на периодически затопляемой пойме р. Березина. Там, где река в половодье оставляет свои отложения, идет самый интенсивный аккумулятивный процесс. Наличие двух максимумов содержания цезия-137 обусловлено приносом с паводковыми водами и отложением на поверхности почвы нового минерального материала.

Распределение стронция-90 также носит неравномерный характер, однако явно выраженных максимумов не наблюдается.

ЛГХП Веприн-16 расположен возле д. Веприн, Вепринский с/с, Чериковский район, Могилевская обл. Ландшафт – слабоволнистый рельеф, растительность – сосновый лес, тип почвы – дерново-подзолистая супесчаная, подстилаемая связной супесью.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП Веприн-16 в 2018 г. представлено на рисунке 10.12.

Анализ данных, представленных на рисунке 10.12, показывает, что основной запас цезия-137 в дерново-подзолистой супесчаной почве находится в верхнем 5-см слое почвы, миграционные процессы протекают медленно, глубина проникновения цезия-137 составила 6 см.

Вертикальная миграция стронция-90 идет значительно интенсивнее – глубина проникновения его вглубь почвы составила 20 см. В верхнем 10 см слое сосредоточено около 60 % от запаса этого радионуклида в 30 см слое почвы, в верхнем 15 см слое – около 75 %, в верхнем 20 см слое – 90 %.

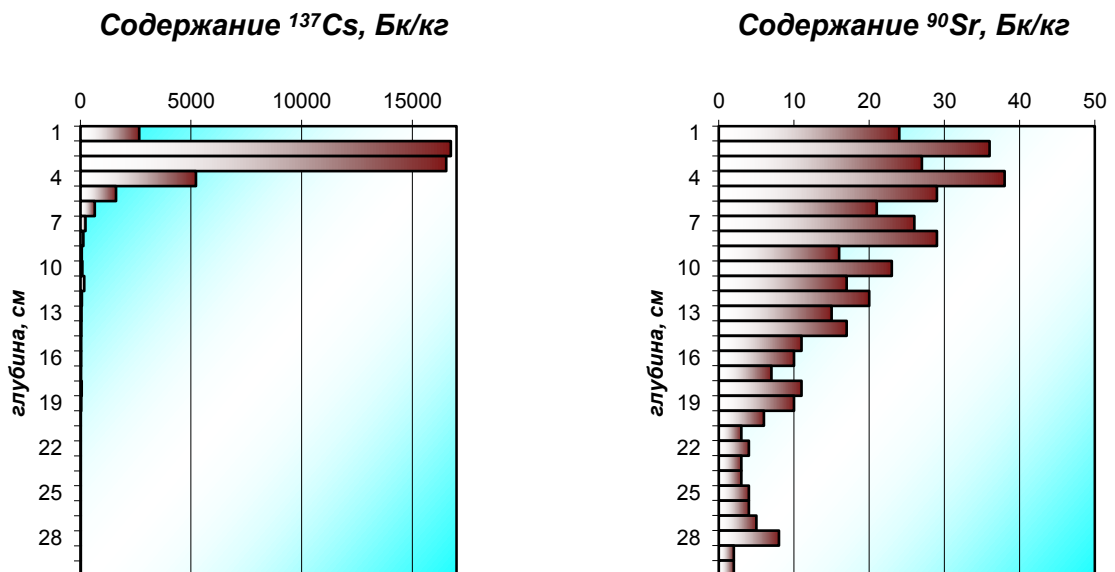


Рисунок 10.12 – Фактическое распределение цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю дерново-подзолистой супесчаной, подстилаемой связной супесью почве (Веприн-16)

ЛГХП Ровнище-15 расположен вблизи д. Ровнище, Новоельнинский с/с, Краснопольский район, Могилевская область. Ландшафт – ровный рельеф, опушка леса, тип почвы – дерновая глееватая, супесчаная на рыхлой супеси, подстилаемой песками.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП, обследованных в 2018 г., представлено на рисунке 10.13.

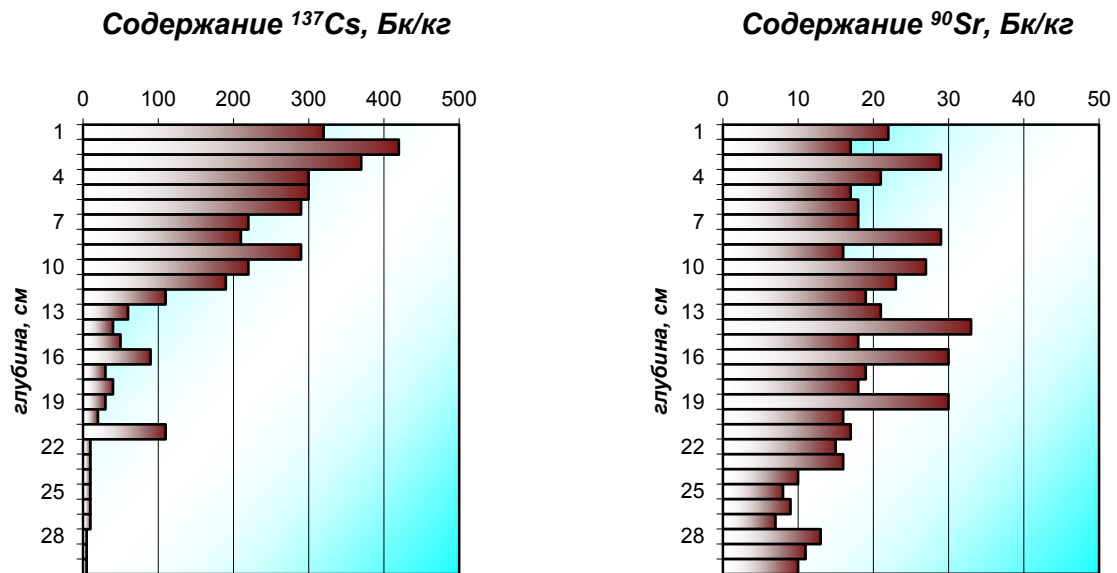


Рисунок 10.13 – Фактическое распределение цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю дерновой глееватой, супесчаной на рыхлой супеси, подстилаемой песками почвы (Ровнище-15)

Анализ данных, представленных на рисунке 10.13, показывает, что около 90 % от общего запаса цезия-137 в 30-см слое дерновой глееватой супесчаной почвы находится в верхнем 15 сантиметровом слое, а глубина проникновения составила 21 см. Максимальное содержание этого радионуклида зафиксировано на глубине 2-3 см от поверхности почвы.

Миграция стронция-90 проходит значительно интенсивнее: глубина проникновения радионуклида к 2018 г. достигла 30 см. Содержание стронция-90 значительно варьирует от слоя к слою, но в целом распределение его по вертикальному профилю носит более равномерный характер без выраженного максимума концентрации.

С помощью квазидиффузионной модели (КДМ) были рассчитаны следующие количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов по профилю почв:

- коэффициент квазидиффузии, D_{sr} , $\times 10^{-7}$ см²/с;
- глубина среднего смещения, x_{sr} , см;
- линейная скорость смещения, V , см/год
- глубина среднего смещения, x_{sr} рассчитывается по формуле:

$$\bar{x} = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \sqrt{D\tau} = 1.128 \sqrt{D\tau},$$

где x – расстояние от поверхности земли,

τ – время, прошедшее с момента выпадения радионуклида,

D – коэффициент диффузии.

При этом количество вещества, проникшее глубже x , равно 42,5 % от суммарного его количества, проникшее глубже $2x$ равно 11,1 % ; глубже $3x$ – 1,66 %.

Результаты расчета количественных параметров вертикальной миграции цезия-137 и стронция-90 по профилю почв ЛГХП, обследованных в 2018 г., представлены в таблицах 10.1, 10.2.

Таблица 10.1 – Количественные параметры вертикальной миграции цезия-137 по профилю почв ЛГХП, обследованных в 2018 г.

Тип почвы	Глубина проникновения ^{137}Cs , см	Параметры миграции		
		$D_{\text{sr}}, \times 10^{-7}$ см ² /с	X_{sr} , см	V , см/год
Аллювиальная дерново-глеевая с иллювиально-гумусовым горизонтом, песчаная на рыхлых песках (ЛГХП Жуковец-11)	30	6,85	29,6	0,93
Дерново-подзолистая супесчаная, подстилаемая связной супесью (ЛГХП Веприн-16)	5	0,28	5,99	0,19
Дерновая глееватая, супесчаная на рыхлой супеси, подстилаемой песками (ЛГХП Ровнище-15)	15	0,25	5,71	0,18

Таблица 10.2 – Количественные параметры вертикальной миграции стронция-90 по профилю почв ЛГХП, обследованных в 2018 г.

Тип почвы	Глубина проникновения ^{90}Sr , см	Параметры миграции		
		$D_{\text{sr}}, \times 10^{-7}$ см ² /с	X_{sr} , см	V , см/год
Аллювиальная дерново-глеевая с иллювиально-гумусовым горизонтом, песчаная на рыхлых песках (ЛГХП Жуковец-11)	30	1,03	11,5	0,36
Дерново-подзолистая супесчаная, подстилаемая связной супесью (ЛГХП Веприн-16)	19	1,53	14	0,44
Дерновая глееватая, супесчаная на рыхлой супеси, подстилаемой песками (ЛГХП Ровнище-15)	30	1,35	13,1	0,41

Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов по профилю аллювиальной дерново-глеевой с иллювиально-гумусовым горизонтом песчаной почвы ЛГХП Жуковец-11 характеризуют в основном интенсивность аккумуляции наносов. Характерной особенностью таких почв является то, что они быстро «растут вверх». Особенно это касается участков пойм. Как правило, на реках Беларуси половодье происходит ранней весной, когда тает снег. Там, где река в половодье оставляет свои отложения, идет самый интенсивный аккумулятивный процесс. Но и аллювиальные почвы пойм неоднородны по своему составу. Когда наступает половодье, течение реки очень быстрое возле русла. Поэтому в прибрежной части откладываются крупные частички – галька, песок. Когда вода уходит, на этом месте образуются пляжи и валы. Чуть дальше от русла течение более медленное. Там оседают мелкие частички – ил, глина. Есть участки поймы, которые заливаются не каждый год, а только в сильные паводки. Это так называемые слоистые почвы, к которым относится и почва ЛГХП Жуковец-11.

Таким образом, характер распределения цезия-137 и стронция-90 по профилю аллювиальной почвы ЛГХП Жуковец-11 обусловлен не процессами диффузии и конвективного переноса радионуклидов вглубь почвы, а приносом твердого вещества водами реки в период паводка.

Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов по профилю дерново-подзолистой супесчаной почвы ЛГХП Веприн-16 и дерновой глееватой, супесчаной почвы ЛГХП Ровнище-15, рассчитанные по результатам наблюдений 2018 г.,

подтверждают данные последних лет наблюдений о том, что интенсивность миграционных процессов снизилась. В почвах различной степени гидроморфности произошло уменьшение линейной скорости миграции той части радионуклидов, которая мигрирует вглубь почвы с потоком влаги в составе коллоидных частиц (конвективный перенос).

В настоящее время основным механизмом, который обуславливает миграцию во всех исследуемых типах почв, является диффузия. В связи с этим наблюдается стабилизация параметров вертикальной миграции, линейные скорости перемещения цезия-137 в различных типах почв практически сравнялись и составляют 0,20-0,35 см/год.

Это объясняется тем, что большая часть радионуклидов, выпавших на поверхность почвы и вступивших во взаимодействие с почвенным поглощающим комплексом, находится в фиксированной форме, что не позволяет цезию-137 проникать вглубь почвенного профиля вместе с коллоидными частицами. Наличие геохимических барьеров (мощных слоев дернины, перегнойных горизонтов, прослойки глинистых минералов, фиксирующих радионуклиды и препятствующих их проникновению в более глубокие слои почвы) также обуславливает снижение интенсивности миграционных процессов.

Линейные скорости перемещения стронция в дерново-подзолистой супесчаной почве ЛГХП Веприн-16 и дерновой глееватой, супесчаной почве ЛГХП Ровнище-15 несколько выше, чем цезия-137, и составляют 0,41-0,44 см/год, что обусловило большую глубину среднего смещения стронция-90 (14 см) и большую глубину проникновения.

Основная доля радионуклидов цезия-137 и стронция-90 находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы.

Радиационный мониторинг почвы в границах земель сельскохозяйственного назначения на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС.

ППН 6Г, Хойникский р-н, территория Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (далее – ПГРЭЗ), ур. Майдан. Дерново-торфянисто-глеевая почва с остатками торфяного слоя и 1,7 % органического вещества в песке гумусового горизонта. Реакция почвы – близкая к нейтральной (рН – 6,6). Средняя обеспеченность обменным кальцием (Са 650 мг/кг почвы) контрастирует с очень низким содержанием обменного магния (Mg 10 мг/кг почвы) и элементов минерального питания растений. Исходная плотность загрязнения цезием-137 в 1986 г. составляла 955 кБк/м², а стронцием-90 – 241 кБк/м².

ППН 8Г, Хойникский район, на осушенном массиве с 80 см слоем тростниково-осокового торфа со степенью разложения 40-50%. Осушение массива проводилось в 80-е годы. Реакция почвенного раствора в слое 0-20 см – благоприятная (рН – 5,63), повышенное содержание обменных форм кальция и магния (Са 6006, Mg 769 мг/кг почвы). Содержание фосфора и калия низкое (P₂O₅ – 111 мг/кг почвы, K₂O – 137 мг/кг почвы). Отличается невысокой исходной плотностью загрязнения цезием-137 (144 кБк/м²) и повышенной плотностью загрязнения стронцием-90 (111 кБк/м²).

ППН 15Г, Хойникский район, ПГРЭЗ, ур. Оревичи. Аллювиальная, дерново-глеевая почва, на связном песке, сменяемом с гл. 0,6 м рыхлым песком. Использовалась до аварии в качестве естественного пастбища. Почва характеризуется слабокислой реакцией, повышенным содержанием органического вещества (4,89%) и обменного кальция. Содержание подвижных форм фосфора, калия и магния – низкое. Высокая исходная плотность загрязнения цезием-137 (3071 кБк/м²) и стронцием-90 (113 кБк/м²).

ППН 16Г, Наровлянский район, ПГРЭЗ, возле бывшей эвакуированной деревни Довляды в пойме реки Припять. Аллювиальная, дерново-глеевая почва на слоистом суглинисто-песчаном аллювии. Характеризуется сильнокислой реакцией (рН – 3,94) и бедностью элементами минерального питания растений.

Величина мощности дозы гамма-излучения является комплексным параметром, который зависит от качественного состава радионуклидов, периода их полураспада и

скорости миграции вглубь почвы. Анализ данных наиболее контрастных пунктов 8Г и 15Г за поставарийный период свидетельствует о значительном снижении величины мощности дозы гамма-излучения за счёт распада короткоживущих радионуклидов в первые годы после аварии и затем, за счёт распада цезия-137, в последующие годы (рисунок 10.14).

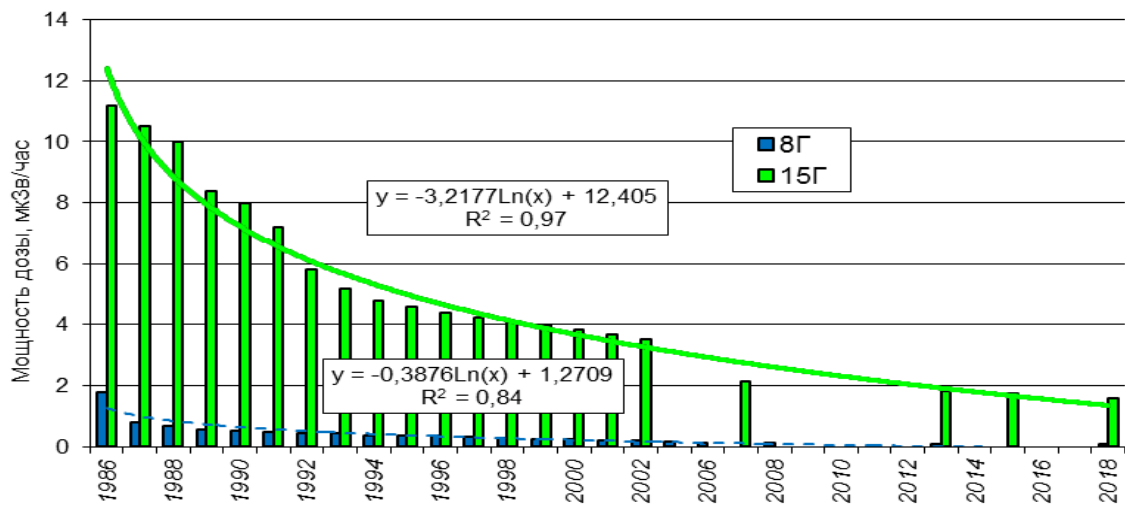


Рисунок 10.14 – Динамика мощности дозы гамма-излучения на поверхности почвы ППН 8Г и 15Г по годам наблюдений, мкЗв/час

Диапазон плотности загрязнения цезием-137 почв, исследованных в 2018 г., большой и различается более чем на порядок, от 32 до 1890 кБк/м². На залежных землях, где исходная плотность загрязнения цезием-137 была невысокой, в настоящее время мощность дозы гамма-излучения определяется на фоновом уровне, около 0,1 мкЗв/час. Однако, на значительной части загрязнённой территории, мощность дозы гамма-излучения многократно превышает уровень до аварии.

На рисунке 10.15 представлены количественные параметры вертикальной миграции цезия-137 и стронция-90 за послеварийный период по профилям торфяной почвы низинного типа (8Г) и пойменной дерново-перегнойно-глеевой песчаной почвы (15Г).

Миграция радионуклидов в залежных луговых биогеоценозах принципиально отличается от их миграции в пахотных почвах. Отсутствие обработки почв обуславливает длительное пребывание радионуклидов в дернине и естественное протекание конвективно-диффузионных процессов их миграции.

К настоящему времени в почвах залежных земель основное количество цезия-137 еще находится в верхней части корнеобитаемого слоя (рисунок 10.15). Доля цезия-137 в 0-15 см слое находится в пределах 91,3-97,1 % от общего количества радионуклида в профиле почвы. Однако, по темпам самоочищения верхнего 0-5 см слоя, почвы различаются. В торфяной почве (8Г) в слое 0-5 см осталось только 29,5 % от общего запаса цезия-137, в то время как в аллювиальной песчаной почве (15Г) верхний пятисантиметровый слой содержит еще 51,2 % запаса радионуклида. Почвы существенно различаются и по доле содержания цезия-137 в слое 5-10 см: от 16,3 до 34,8 %.

Для стронция-90, который в почве находится преимущественно в подвижных формах, характерна более интенсивная миграция в глубь профиля. Эти различия миграции пока не сильно влияют на доступность радионуклида растениям, поскольку на исследованных необрабатываемых почвах глубже слоя 0-20 см мигрировало только от 0,8 до 4,8 % от общего запаса цезия-137 и от 4,8 до 22,9 % запаса стронция-90.

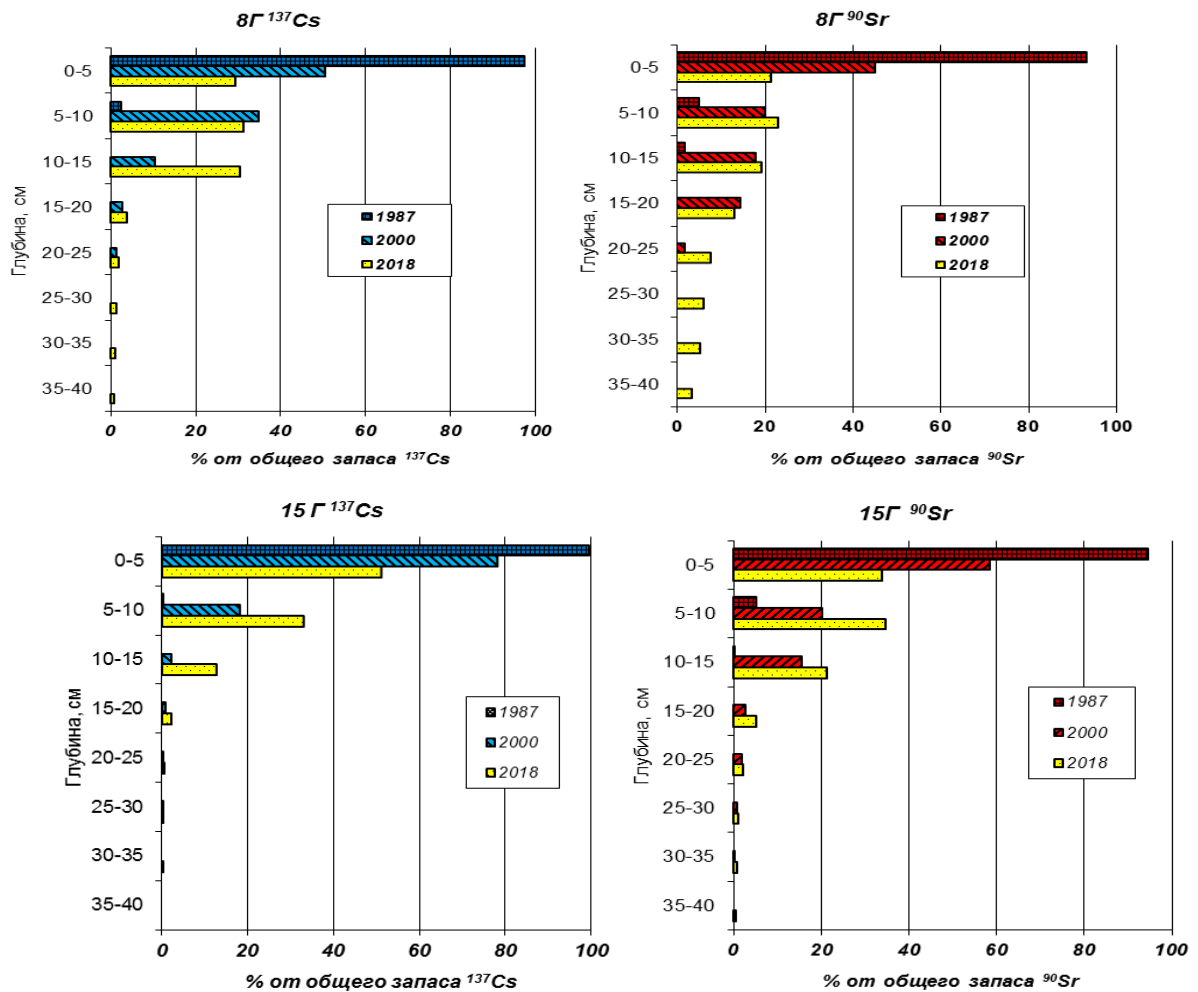


Рисунок 10.15 – Вертикальная миграция цезия-137 и стронция-90 за послеаварийный период по профилям торфяной почвы низинного типа (8Г) и пойменной дерново-перегнойно-глеевой песчаной почвы (15Г)

Накопление радионуклидов в растительной продукции определяется, главным образом, в зависимости от режима увлажнения, агрохимических свойств почв и ботанического состава произрастающих многолетних трав. Коэффициенты перехода цезия-137 и в травостой сильно различались (K_p 0,120-1,034 $\text{м}^2/\text{кг}$) в зависимости от типа почвы и агрохимических свойств. Однако, сено трав по содержанию цезия-137 пригодно для скормливания крупно-рогатому скоту. Очевидно, что в ближайшей и среднесрочной перспективе возможность использования многих участков залежных земель с повышенной плотностью загрязнения цезием-137 будет определяться содержанием в почве стронция-90.

На осушенной торфяной почве (8Г) со слабокислой реакцией и повышенным содержанием обменного кальция, коэффициент перехода стронция-90 в вегетативную массу тритикале был наименьшим (2,24 $\text{м}^2/\text{кг}$). Учитывая невысокую плотность загрязнения торфяной почвы стронцием-90 (32,5 $\text{кБк}/\text{м}^2$), заготовленное сено пригодно даже для дойного стада. Три других разновидности луговых почв, с высокой плотностью загрязнения (57,7-188,8 $\text{кБк}/\text{м}^2$), характеризовались высокими коэффициентами перехода стронция-90 ($K_p = 4,23-11,39 \text{ м}^2/\text{кг}$) в травостой многолетних трав, непригодный для выпаса скота и заготовки сена.

Радиационный мониторинг почвы в границах земель лесного фонда на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС.

В лесах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, снижается плотность загрязнения почв цезием-137 по мере уменьшения активности долгоживущих радионуклидов в лесной подстилке, почве, в результате радиоактивного распада, перераспределения по компонентам лесных биогеоценозов.

Со временем из лесной подстилки высвобождается цезий-137, происходит его миграция в минеральные слои почвы, при этом наиболее интенсивно переход в минеральную часть почвы происходит в насаждениях с преобладанием лиственных пород – в березняках мшистых и черничных.

Способность к удержанию зависит напрямую от ее мощности, наличие мохового покрова и долевого участия хвойных пород в составе насаждения, а также наличия лиственных подлесочных пород и изменений условий увлажнения почвы от автоморфных (А2, В2, С2) к полугидроморфным (А3, В3).

Распределение запаса цезия-137 в лесной подстилке ППН, обследованных в 2018 г., представлено на рисунке 10.16.

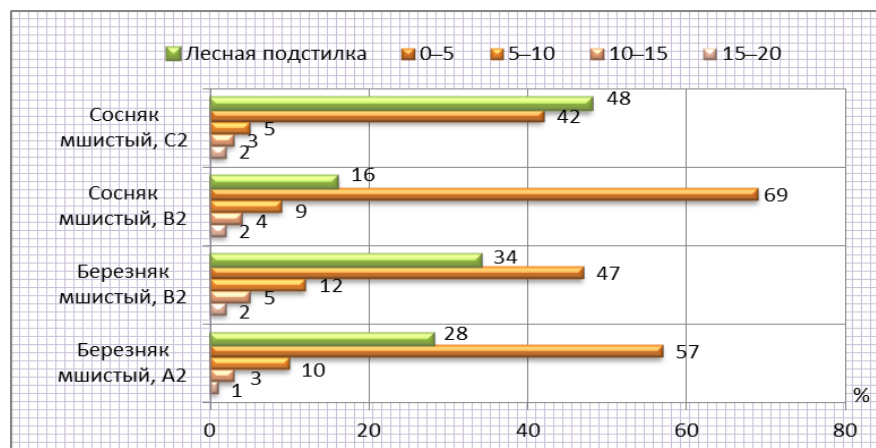
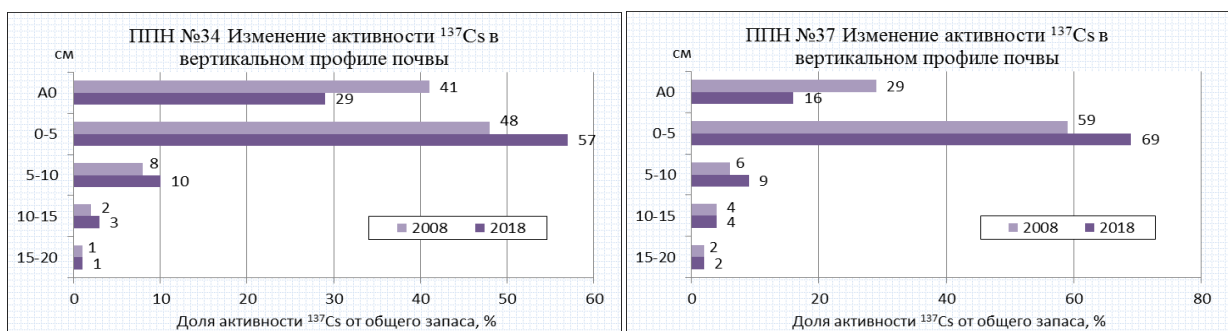


Рисунок 10.16 – Распределение запаса цезия-137 в лесной подстилке, в пятисантиметровых слоях почвы, 2018 г.

Общей закономерностью является уменьшение количества цезия-137 в одних и тех же почвенных слоях на глубине более 5 см по мере увеличения плодородия почвы в ряду трофотопов (А2 – В2 – С2 и А3 – В3 – С3). Однако, данная закономерность может нарушаться при изменении породного состава насаждений (рисунок 10.17).



а)

б)

Рисунок 10.17 – Изменение активности цезия-137 в вертикальном профиле почвы а) березняк мшистый А₂; б) сосняк мшистый В₂.

На протяжении последних 5 лет процессы вертикальной миграции радионуклида цезий-137 из лесной подстилки и верхних минеральных слоев почвы на большую глубину замедлены, особенно в автоморфных типах почвы, центр запаса цезия-137 остается практически на неизменном уровне.

На рисунке 10.18 представлена диаграмма, отражающая глубину залегания центра запаса цезия-137 в почве в различных типах леса в 2013 г. и 2018 г.

По мере уменьшения плотности загрязнения почв цезием-137, перемещения радионуклида по профилю почвы уменьшается мощность дозы гамма-излучения на территории лесного фонда. Наиболее интенсивное снижение уровней мощности дозы гамма-излучения отмечено на территориях с высокой (более 20 Ки/км²) плотностью загрязнения.

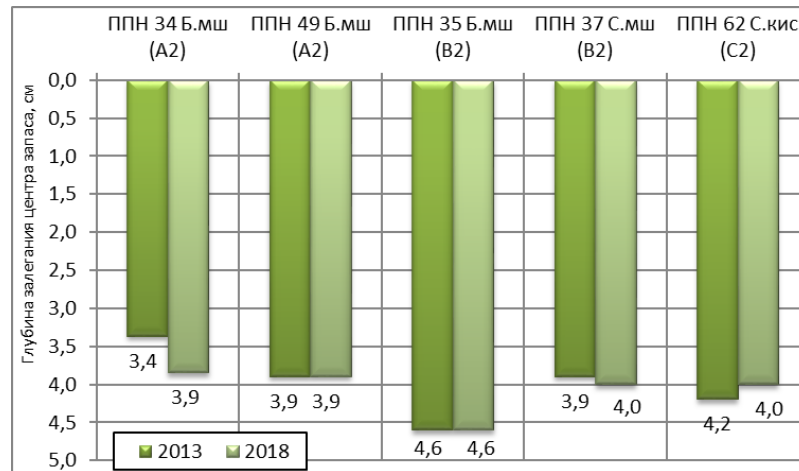


Рисунок 10.18 – Расположение глубины залегания центра запаса цезия-137 в почве в различных типах леса в 2013 г. и 2018 г.

Динамика изменения мощности дозы гамма-излучения в зависимости от плотности радиоактивного загрязнения почв представлена на рисунке 10.19.

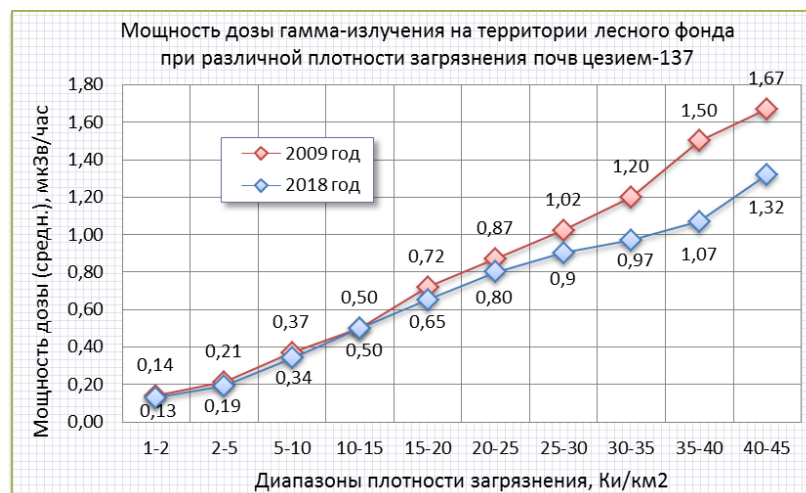


Рисунок 10.19 – Изменение мощности дозы гамма-излучения на территории лесного фонда 2009-2018 гг.

Выводы

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха. Радиационная обстановка на территории республики оставалась стабильной: измерения МД, проведенные в 2018 г., не выявили ни одного случая превышения МД над установившимися многолетними значениями. Как и прежде, уровни МД, превышающие доаварийные значения, зарегистрированы в пунктах наблюдений городов Брагин и Славгород, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения. На остальных пунктах наблюдений МД не превышала уровень естественного радиационного фона (до 0,20 мкЗв/ч).

В пробах радиоактивных аэрозолей и выпадений из атмосферы, отобранных в зонах воздействия работающих АЭС, расположенных на территории сопредельных государств короткоживущих изотопов и, в первую очередь йода-131, не обнаружено. Уровни суммарной бета-активности и содержание цезия-137 в атмосферном воздухе соответствовали установившимся многолетним значениям.

Активности естественных радионуклидов в приземном слое атмосферы соответствовали средним многолетним значениям.

Уровни радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, зафиксированные в 2018 г., были значительно ниже установленных в [42] уровней радиационного воздействия, являющихся критериями радиационной безопасности.

Радиационный мониторинг поверхностных вод. Среднегодовые концентрации цезия-137 и стронция-90 в воде рек Гомельской области были значительно ниже референтных уровней, предусмотренных [42]. Тем не менее, наблюдаемые уровни радиоактивного загрязнения все еще превышают значения, наблюдавшиеся до аварии на Чернобыльской АЭС.

В зонах воздействия работающих атомных электростанций в поверхностных водах на трансграничных участках рек «свежих» радиоактивных изотопов, в том числе йода-131, не обнаружено.

Радиационный мониторинг почвы. Результаты радиационного мониторинга почв, не подвергавшихся техногенному воздействию после аварии на Чернобыльской АЭС, свидетельствуют о стабилизации радиационной обстановки на пострадавших территориях. Результаты мониторинга почвы в 2018 г. не выявили отклонений или новых тенденций в процессах вертикальной миграции радионуклидов в почве.

Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов по профилю исследованных почв, рассчитанные по результатам наблюдений 2018 г., подтверждают данные последних лет наблюдений о том, что интенсивность миграционных процессов снизилась. В почвах различной степени гидроморфности произошло уменьшение линейной скорости миграции той части радионуклидов, которая мигрирует вглубь почвы с потоком влаги в составе коллоидных частиц (конвективный перенос).

В настоящее время отмечается медленное снижение уровней мощности дозы гамма-излучения, в основном, за счет естественного распада цезия-137, в среднем 2,3 % в год, и только незначительное снижение за счёт вертикальной миграции радионуклида по почвенному профилю. Основным механизмом, который обуславливает миграцию во всех исследуемых типах почв, является диффузия. В связи с этим наблюдается стабилизация параметров вертикальной миграции, линейные скорости перемещения цезия-137 в различных типах почв практически сравнялись и составляют 0,20-0,35 см/год.

Линейные скорости перемещения стронция несколько выше, чем цезия-137, и составляют 0,41-0,44 см/год, что обуславливает большую глубину его среднего смещения и глубину проникновения. Основная доля радионуклидов цезия-137 и стронция-90 находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы.

Накопление радионуклидов в растительной продукции определяется, главным образом, режимом увлажнения, агрохимическими свойствами почв и ботаническим составом произрастающих многолетних трав. Коэффициенты перехода цезия-137 в травостой варьируют в диапазоне 0,120-1,034 м²/кг, коэффициенты перехода стронция-90

гораздо выше и составляют 2,24-11,39 м²/кг. Таким образом, в ближайшей и среднесрочной перспективе возможность использования многих участков залежных земель с повышенной плотностью радиоактивного загрязнения будет определяться содержанием в почве стронция-90. Некоторые разновидности луговых почв с высокой плотностью загрязнения стронцием-90 (57,7-188,8 кБк/м²), характеризующиеся высокими коэффициентами его перехода в травостой многолетних трав (4,23-11,39 м²/кг), непригодны для выпаса скота и заготовки сена.

В лесах плотность загрязнения почв цезием-137 снижается по мере уменьшения активности долгоживущих радионуклидов в лесной подстилке в результате радиоактивного распада и перераспределения по компонентам лесных биогеоценозов.

Со временем из лесной подстилки высвобождается цезий-137, происходит его миграция в минеральные слои почвы, при этом наиболее интенсивно переход в минеральную часть почвы происходит в насаждениях с преобладанием лиственных пород – в березняках мшистых и черничных.

Способность к удержанию радионуклидов зависит напрямую от мощности лесной подстилки и условий увлажнения почвы, наличия мохового покрова и долевого участия хвойных пород в составе насаждения, а также наличия лиственных подлесочных пород.

Международное сравнение

Уровень лабораторного оснащения системы радиационного мониторинга в Республике Беларусь и степень автоматизации процессов измерения радиационных параметров и передачи данных позволяют выявлять даже незначительное увеличение содержания техногенных радионуклидов в атмосферном воздухе и оперативно реагировать в случае инцидентов радиационного характера.

В 2018 г. в Европе не зафиксировано значительных инцидентов на ядерно- и радиационно-опасных объектах с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду. Не установлено ни одного факта трансграничного переноса радионуклидов с воздушными массами.

Прогноз

За время, прошедшее после катастрофы на Чернобыльской АЭС, радиационная обстановка на территории Республики Беларусь заметно улучшилась. В настоящее время она стабильна, контролируема и предсказуема. На радиоактивно загрязненных территориях идет монотонное снижение доз облучения за счет естественных физических процессов (радиоактивный распад радионуклидов, горизонтальная и вертикальная миграция, процессы выветривания и воздушного переноса), хозяйственной деятельности человека и проведенных защитных мероприятий. Поэтому сложившаяся радиационная обстановка на загрязненных землях все больше приближается к картине естественного радиоактивного загрязнения территории и может быть отнесена к ситуации существующего облучения в соответствии с [43].

В случае отсутствия инцидентов и аварий с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду на объектах атомной энергетики, тенденция уменьшения уровней радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды, обусловленная главным образом, естественным распадом радионуклидов, сохранится и в последующие годы.