

## 10 РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ

### Введение

Объектами наблюдений при проведении радиационного мониторинга являются атмосферный воздух, почва, поверхностные и подземные воды [59].

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

Наблюдения за радиоактивным загрязнением компонентов окружающей среды проводятся в соответствии с [60].

На территории Республики Беларусь в 2019 г. функционировало 76 пунктов наблюдений *радиационного мониторинга атмосферного воздуха*, включающих:

41 пункт наблюдений, на котором ежедневно проводятся измерения мощности дозы гамма-излучения (далее – МД);

25 пунктов наблюдений, на которых проводятся наблюдения за естественными выпадениями из атмосферы (отбор проб проводился с помощью горизонтальных планшетов ежедневно на 7-ми пунктах, расположенных в зонах влияния работающих АЭС, на остальных пунктах наблюдений – 1 раз в 10 дней);

10 пунктов наблюдений, расположенных в городах Браслав, Гомель, Минск, Могилев, Мозырь, Мстиславль, Пинск, Лынтупы, Нарочь и Ошмяны, на которых проводятся наблюдения за радиоактивными аэрозолями в приземном слое атмосферы (отбор проб проводится с использованием фильтровентиляционных установок на 9 пунктах наблюдений ежедневно, на пункте наблюдений г. Могилев – 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 2019 г. проводился на 16 пунктах наблюдений, расположенных на 6 реках Беларуси, протекающих по территориям, загрязненным в результате аварии на Чернобыльской АЭС: Днепр (г. Речица), Припять (г. Мозырь), Сож (г. Гомель), Ипать (г. Добруш), Беседь (д. Светиловичи), Нижняя Брагинка (д. Гдень); на 6 трансграничных участках рек, а также на оз. Дрисвяты (д. Пашевичи), которое являлось водоемом-охладителем Игналинской АЭС; на 3 поверхностных водных объектах в районе размещения Белорусской АЭС: р. Вилия (д. Быстрица), оз. Нарочь (к.п. Нарочь) и оз. Свирь (п. Свирь).

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, в трансграничных пунктах наблюдений – 1 раз в год. Донные отложения отбираются 1 раз в год.

Наблюдения за радиоактивным загрязнением донных отложений проводились на 9 пунктах наблюдений: Днепр (г. Речица), Припять (г. Мозырь), Сож (г. Гомель), Ипать (г. Добруш), Беседь (д. Светиловичи), Нижняя Брагинка (д. Гдень), р. Вилия (д. Быстрица), оз. Нарочь (к.п. Нарочь), оз. Свирь (п. Свирь).

*Радиационный мониторинг почвы 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 в почве на РП; фактическое распределение цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю различных типов почв на ЛГХП.

Периодичность наблюдений – 1 раз в 5 лет.

В 2019 г. наблюдения проведены на 16 РП и 10 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 36 площадках постоянных наблюдений (далее – ППН), заложенных на территориях радиоактивного загрязнения лесного фонда лесхозов с плотностью от 1,21 до 32,44 Ки/км<sup>2</sup> в различных типах леса и типах лесорастительных условий с основными лесобразующими породами: сосна, ель, дуб, береза, осина, ольха.

На сети мониторинга в соответствии с [61] проводятся наблюдения за мощностью дозы гамма-излучения, уровень 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 2019 г. радиационный мониторинг проводился на 11 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 4 года.

В 2019 г. наблюдения за интенсивностью вертикальной миграции цезия-137 и стронция-90 проводились на 4 ППН, расположенных на торфяно-болотных и аллювиальных почвах.

В 2019 г. наблюдения за интенсивностью вертикальной миграции цезия-137 и стронция-90 проводили на трех ППН, расположенных на обрабатываемых пахотных почвах и одном ППН, расположенном на обрабатываемой луговой почве (улучшенном пастбище).

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

установленными нормативами и референтными уровнями [62];

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,  $D_{sr}$ , см<sup>2</sup>/с; глубина среднего смещения,  $x_{sr}$ , см; линейная скорость смещения,  $V$ , см/год).

Для оценки интенсивности перехода радионуклидов из почвы в растительность определяется показатель – коэффициент перехода (КП, м<sup>2</sup>/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**

Объемная активность цезия-137 и стронция-90 в воде рек была значительно ниже референтных уровней (10 000 Бк/м<sup>3</sup>), хотя все еще выше уровней, наблюдавшихся до аварии на Чернобыльской АЭС.

Результаты радиационного мониторинга почвы в 2019 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 счет 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 – 2,2 % в год.

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.

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 зоне 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 2009-2019 гг.

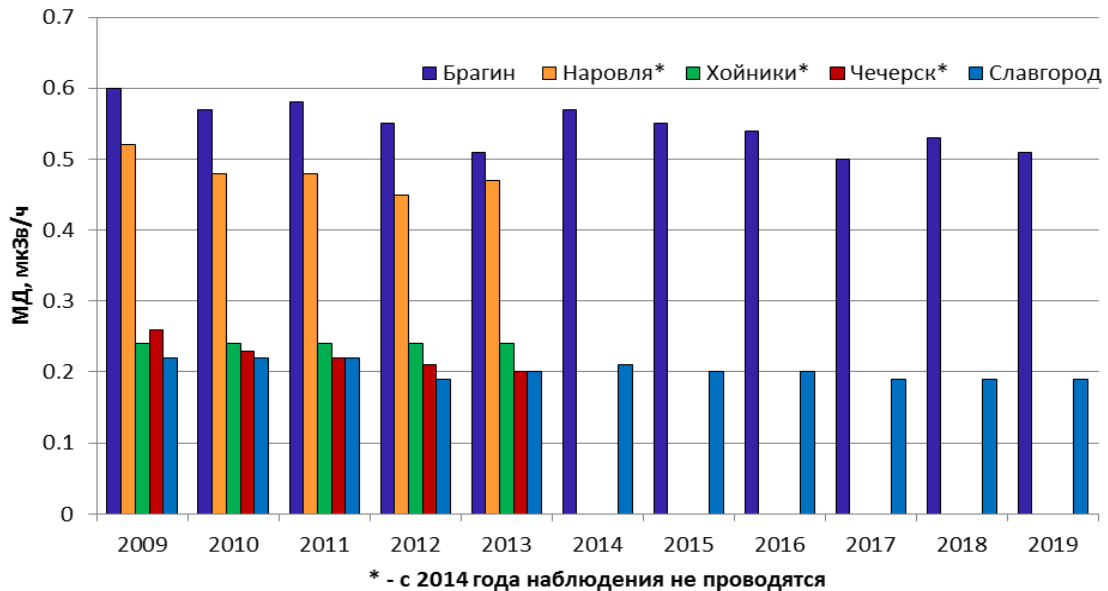


Рисунок 10.1 – Среднегодовые значения МД в некоторых пунктах наблюдений Гомельской и Могилевской областей за период 2009-2019 гг.

В областных городах в 2019 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 2019 г. не было.

На рисунке 10.2 представлены среднегодовые значения суммарной бета-активности выпадений из атмосферы на пунктах наблюдений в 2019 г.

Наибольшие среднегодовые значения суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений из атмосферы наблюдались на пунктах наблюдений г. Минск (2,1 Бк/м<sup>2</sup>сут), г.п. Шарковщина (2,0 Бк/м<sup>2</sup>сут), г.Верхнедвинск, Витебск и Костюковичи (1,6 Бк/м<sup>2</sup>сут).

Как видно из рисунка 10.2, наиболее высокие среднемесячные уровни суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений в 2019 г. зарегистрированы в пунктах наблюдений г. Славгород (3,1 Бк/м<sup>2</sup>сут в декабре), г. Верхнедвинск (2,9 Бк/м<sup>2</sup>сут в мае и 3,6 Бк/м<sup>2</sup>сут в марте), г. Гродно (2,9 Бк/м<sup>2</sup>сут в январе и 3,3 Бк/м<sup>2</sup>сут в октябре), г. Минск (3,6 Бк/м<sup>2</sup>сут в феврале, 3,7 Бк/м<sup>2</sup>сут в марте и 3,8 Бк/м<sup>2</sup>сут в декабре), г.п. Шарковщина (3,2 Бк/м<sup>2</sup>сут в апреле и 3,4 Бк/м<sup>2</sup>сут в декабре).

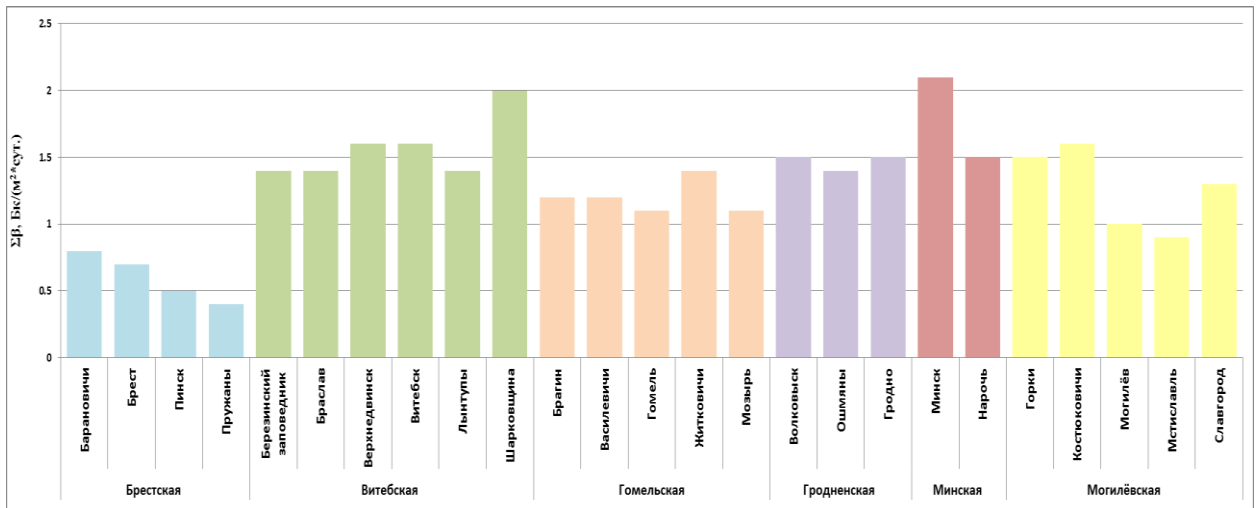


Рисунок 10.2 – Средние значения суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений из атмосферы на пунктах наблюдений за 2019 г.

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 радононосных 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 предыдущих многолетних наблюдений.

На рисунке 10.3 представлена многолетняя динамика среднегодовых уровней суммарной бета-активности в пробах выпадений, отобранных на пунктах наблюдений Верхнедвинск, Витебск, Шарковщина, Минск и Костюковичи, где в 2019 г. наблюдались наибольшие среднегодовые значения суммарной бета-активности.

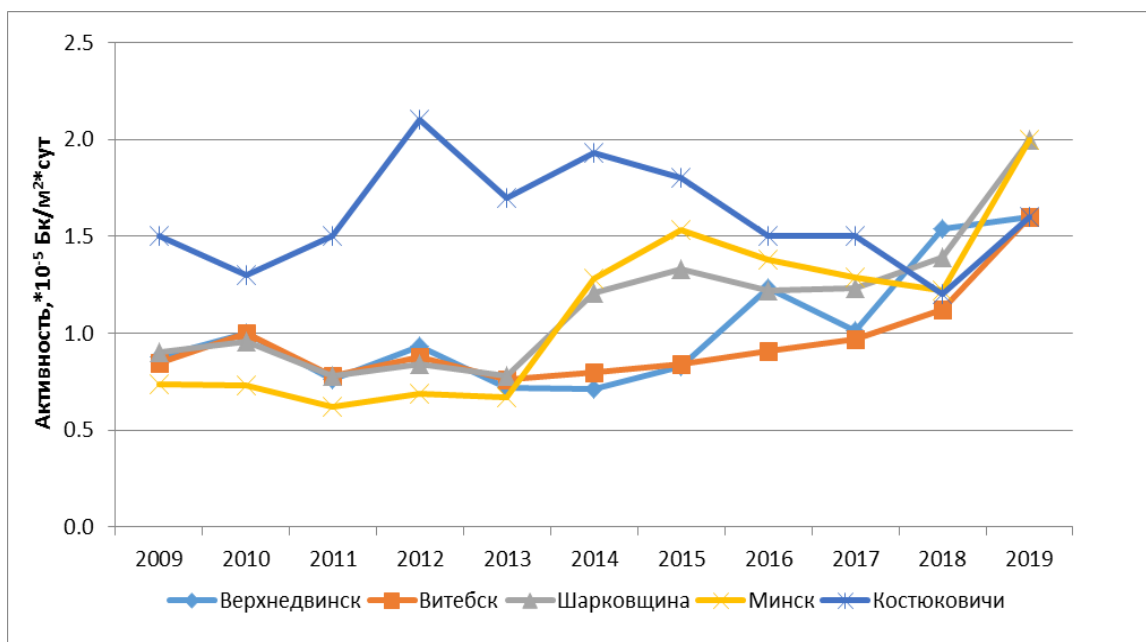


Рисунок 10.3 - Динамика среднегодовых уровней суммарной бета-активности в пробах выпадений из атмосферы, за период 2009-2019 гг.

Данные, представленные на рисунке 10.3, свидетельствуют о том, что уровни суммарной бета-активности выпадений из атмосферы в 2019 г. на пунктах наблюдений

Верхнедвинск, Витебск, Шарковщина, Минск, Костюковичи соответствовали установившимся многолетним значениям для представленных пунктов наблюдений.

На рисунке 10.4 показаны среднемесячные значения суммарной бета-активности в пробах аэрозолей на пунктах наблюдений за 2019 г.

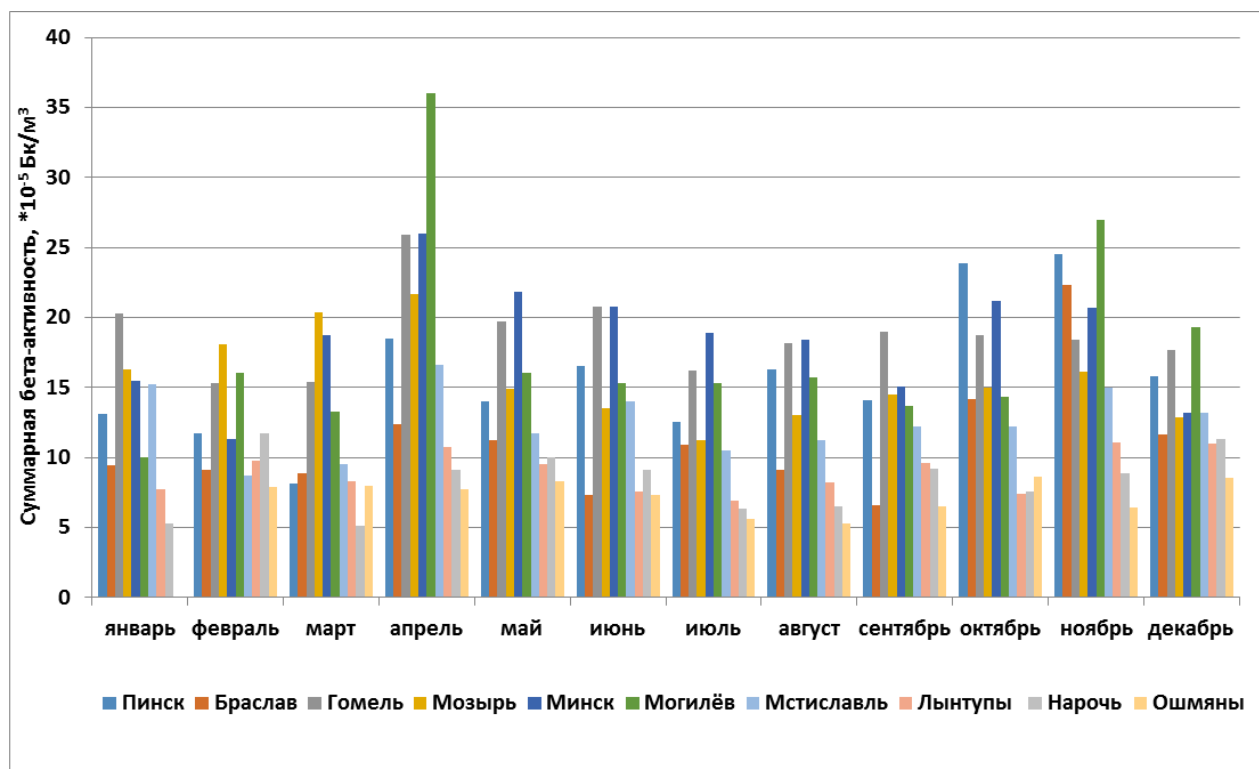


Рисунок 10.4 – Среднемесячные значения суммарной бета-активности в пробах аэрозолей на пунктах наблюдений за 2019 г.

Анализ результатов измерений суммарной бета-активности атмосферных аэрозолей в 2019 г. показывает, что среднемесячные уровни суммарной бета-активности колебались в пределах  $5,1 \cdot 10^{-5}$  -  $36,0 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup>, 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 ( $25,9 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup> в апреле) и Могилев ( $27,0 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup> в ноябре и  $36,0 \cdot 10^{-5}$  Бк/м<sup>3</sup> 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, в 2019 г. наблюдалось некоторое снижение среднегодовых уровней суммарной бета-активности аэрозолей на пунктах наблюдений Пинск и Мстиславль, где, как правило, фиксируются наибольшие среднегодовые значения, на остальных пунктах наблюдались незначительные колебания этого параметра. В целом, уровни суммарной бета-активности аэрозолей в 2019 г. соответствовали установившимся для конкретного пункта наблюдений многолетним значениям.

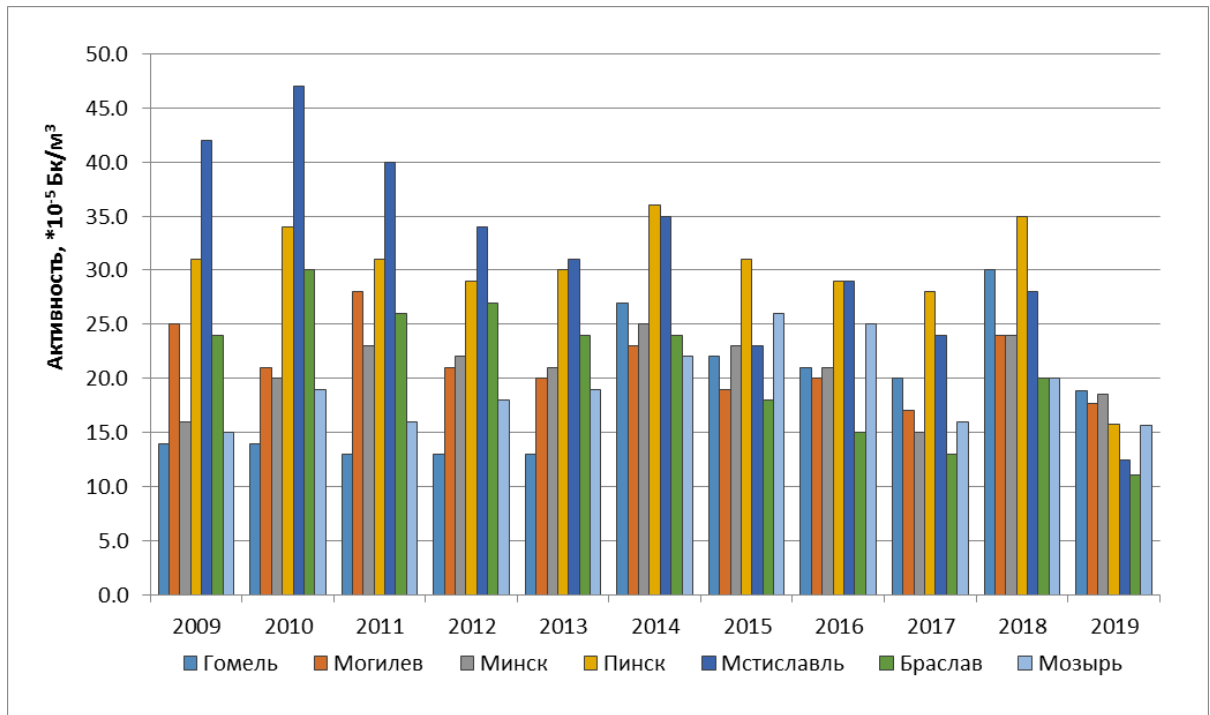


Рисунок 10.5 – Динамика среднегодовых уровней суммарной бета-активности в пробах аэрозолей за период 2009-2019 гг.

Среднее значение содержания цезия-137 в месячных пробах аэрозолей, отобранных в 2019 г. на пунктах наблюдения сети радиационного мониторинга, находилось в диапазоне от  $1,1 \cdot 10^{-6}$  Бк/м<sup>3</sup> до  $25,1 \cdot 10^{-6}$  Бк/м<sup>3</sup>.

На рисунке 10.6 представлена динамика среднегодовых значений объемной активности цезия-137 в пробах аэрозолей за период наблюдений 2009-2019 гг.

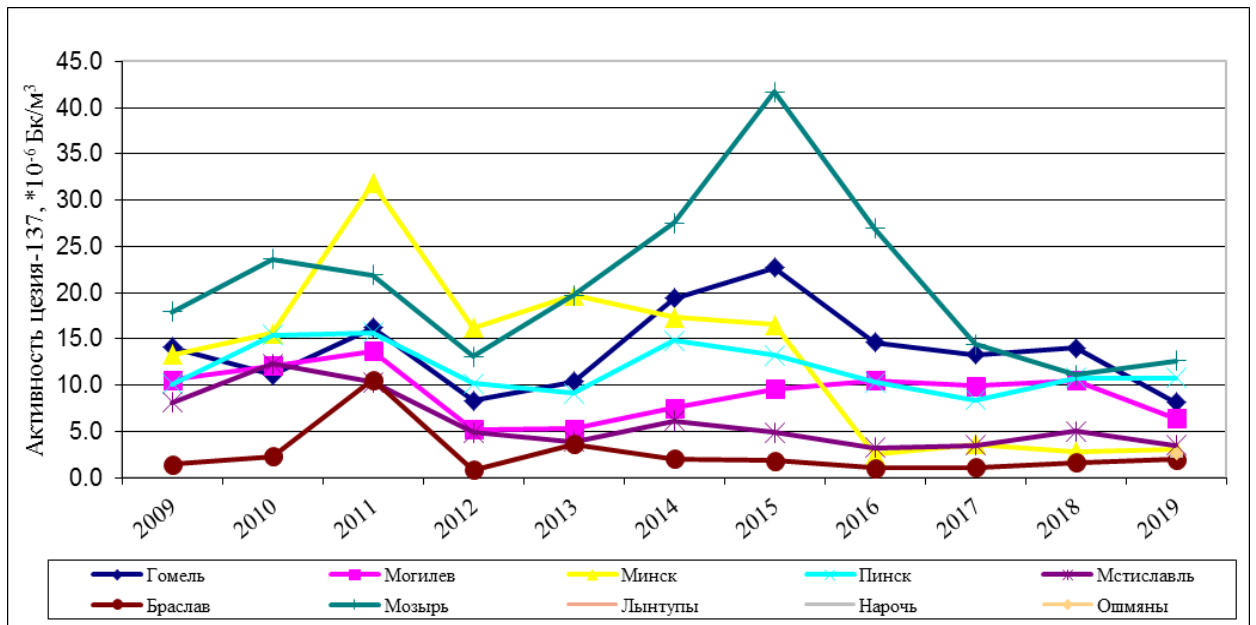


Рисунок 10.6 – Динамика среднегодовых значений объемной активности цезия-137 в пробах аэрозолей за период наблюдений 2009-2019 гг.

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 наблюдений, 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.

В 2019 г. крупных пожаров, способных привести к повышению уровня радиоактивного загрязнения воздуха, не зафиксировано. Климатические условия не способствовали увеличению уровня пожароопасности на территории Республики Беларусь. Содержание цезия-137 в аэрозолях приземного слоя атмосферы находилось на уровне установившихся многолетних значений (без учета данных 2011 и 2015 гг.).

Таким образом, уровни радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, зафиксированные в 2019 г. на пунктах наблюдений радиационного мониторинга, соответствовали установившимся многолетним значениям и были значительно ниже уровней радиационного воздействия, используемых для обеспечения радиационной безопасности.

Продолжались наблюдения за содержанием естественных радионуклидов в атмосферном воздухе. В объединенных за месяц пробах аэрозолей определялась объемная активность бериллия-7 и свинца-210. Активности естественных радионуклидов в приземном слое атмосферы также соответствовали многолетним значениям. Содержание бериллия-7 в атмосферном воздухе на пунктах наблюдения находилось в диапазоне от  $725 \cdot 10^{-6}$  Бк/м<sup>3</sup> до  $6192 \cdot 10^{-6}$  Бк/м<sup>3</sup>, свинца-210 – от  $28,0 \cdot 10^{-6}$  Бк/м<sup>3</sup> до  $859,0 \cdot 10^{-6}$  Бк/м<sup>3</sup>. Наиболее высокие активности бериллия-7 характерны для теплых месяцев с более высокой солнечной радиацией. Пик объемной активности свинца-210 на многих пунктах наблюдения в 2019 г. пришелся на ноябрь.

#### **Радиационный мониторинг поверхностных вод**

В 2019 г. содержание цезия-137 в воде р. Припять (г. Мозырь) находилось в пределах от 2 до 4 Бк/м<sup>3</sup>; в р. Днепр (г. Речица) – от 5 до 31 Бк/м<sup>3</sup>; в р. Сож (г. Гомель) – от 8 до 35 Бк/м<sup>3</sup>; в р. Ипуть (г. Добруш) – от 6 до 14 Бк/м<sup>3</sup>; в р. Беседь (д. Светиловичи) – от 7 до 102 Бк/м<sup>3</sup>.

На рисунке 10.7 представлены среднегодовые значения концентраций цезия-137 в поверхностных водах за период 1987-2019 гг.

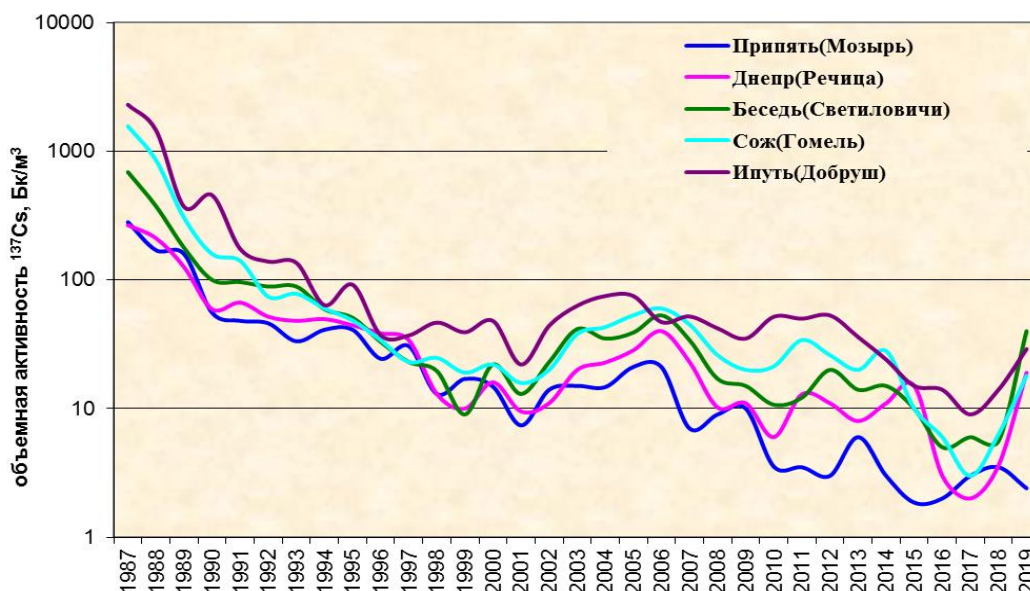


Рисунок 10.7 – Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 в воде контролируемых рек за период 1987-2019 гг.

Содержание стронция-90 в 2019 г. в воде р. Припять (г. Мозырь) находилось в пределах от 3 до 7 Бк/м<sup>3</sup>; р. Днепр (г. Речица) – от 3 до 29 Бк/м<sup>3</sup>; в р. Сож (г. Гомель) – от 3 до 31 Бк/м<sup>3</sup>; р. Ипуть (г. Добруш) – от 3 до 14 Бк/м<sup>3</sup>; р. Беседь (д. Светиловичи) – от 3 до 13 Бк/м<sup>3</sup>.



Анализ данных по динамике уровней радиоактивного загрязнения воды контролируемых рек показал, что среднегодовые концентрации радионуклидов в период 1987-2019 гг. весьма значительно уменьшились и темпы их снижения были различны для каждой из рек. Среднегодовые уровни цезия-137 в воде р. Ипуть (г. Добруш) уменьшились приблизительно в 120 раз, в р. Беседь (д. Светиловичи) – в 31 раз, в р. Сож (г. Гомель) – в 130 раз, в р. Припять (г. Мозырь) – в 125 раз, в р. Днепр (г. Речица) – в 20 раз.

На рисунке 10.8 представлены среднегодовые концентрации стронция-90 в поверхностных водах за период 1990-2019 гг.

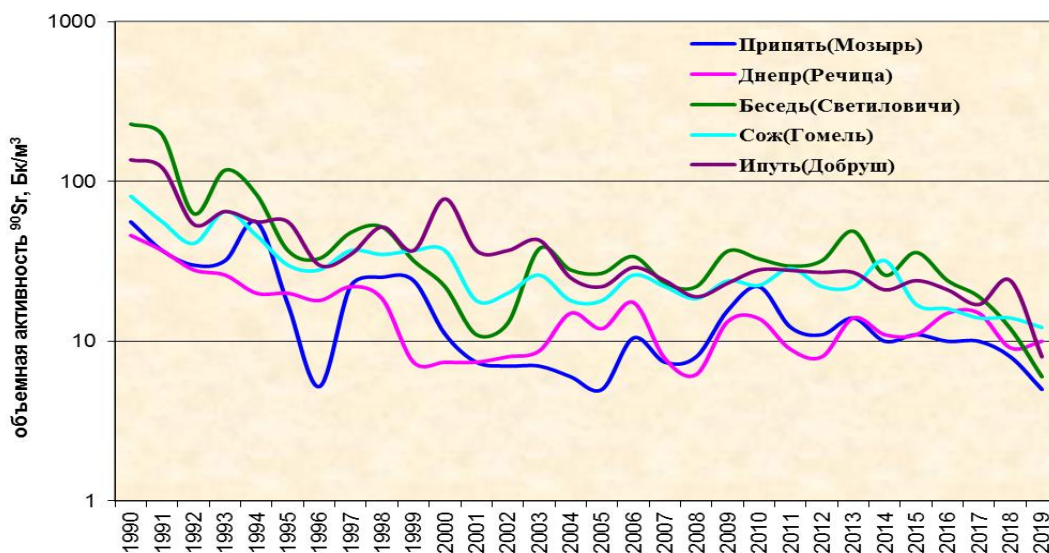


Рисунок 10.8 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в воде рек Беларуси за период 1990-2019 гг.

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 талыми 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. 2019 г. не отличался большой водностью, поэтому увеличения активности этого радионуклида в поверхностных водах в 2019 г. не наблюдалось.

В воде р. Нижняя Брагинка, водосбор которой частично находится на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, уровни радиоактивного загрязнения значительно выше, чем в воде остальных рек: концентрации цезия-137 в 2019 г. достигали 841 Бк/м<sup>3</sup>, стронция-90 – 1028 Бк/м<sup>3</sup>. Таким образом, значения объемной активности этих радионуклидов в воде реки были сопоставимы с референтными уровнями, однако не превышали их.

В 2019 г. в воде поверхностных водных объектов, расположенных в зонах воздействия работающих атомных электростанций, расположенных на территориях сопредельных государств, «свежих» радиоактивных изотопов, в том числе йода-131 не обнаружено.

Приблизительная оценка величины естественной деконтаминации водосборов за счет выноса радионуклидов показывает, что доля цезия-137, вынесенная за 2019 г. с водосборов рек, колеблется от 0,0011 % от его общего запаса на водосборе для р. Припять (Мозырь) до 0,0032 % - для р. Днепр (Речица). Доля стронция-90, вынесенного в составе

поверхностного стока, в 2019 г. составила от 0,0011 % для р. Беседь (Светиловичи) до 0,0059 % для р. Днепр (Речица). Необходимо отметить, что в первые 2-3 года после аварии на Чернобыльской АЭС активность радионуклидов, вынесенная с водосборов паводковыми и дождевыми водами, была на 1-2 порядка выше, чем в 2019 г.

Эффективность выноса цезия-137 речным стоком по отношению к естественному радиоактивному распаду этого радионуклида для отдельных бассейнов варьировала от 0,05 % (р. Припять) до 0,16 % (р. Днепр), эффективность выноса стронция-90 - от 0,05 % (р. Беседь) до 0,30 % (р. Днепр).

Принимая во внимание, что уровень загрязнения почв цезием-137 и стронцием-90 уменьшается ежегодно приблизительно на 2 %, можно констатировать, что в настоящее время именно естественный распад определяет естественную деконтаминацию водосборов.

### **Радиационный мониторинг почвы**

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

ЛГХП, охваченные наблюдениями в 2019 г., имеют следующие типы почв:

- дерновая глееватая, песчаная на рыхлых песках;
- аллювиальная дерново-глееватая, супесчаная на супесчаном и песчаном аллювии;
- аллювиальная дерново-глееватая суглинистая на легком суглинке, подстилаемом песками;
- дерново-подзолистая, супесчаная, подстилаемая связной супесью;
- дерново-подзолистая глееватая, рыхлопесчаная, подстилаемая песками;
- дерново-подзолистая, песчаная на рыхлых песках;
- дерново-перегнойно-глееватая, на рыхлом песчаном аллювии;
- дерново-подзолистая, развивающаяся на связных мелкозернистых песках;
- дерново-подзолистая слабоподзоленная супесчаная;
- низинная торфянисто-глеевая.

ЛГХП Гнесичи расположен вблизи д. Гнесичи, Щорсовский с/с, Новогрудский район, Гродненская область. Ландшафт – рельеф ровный. Растительность – злаково-разнотравный влажный луг. Тип почвы – дерновая глееватая, песчаная на рыхлых песках.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП Гнесичи в 2019 г. представлено на рисунке 10.9.

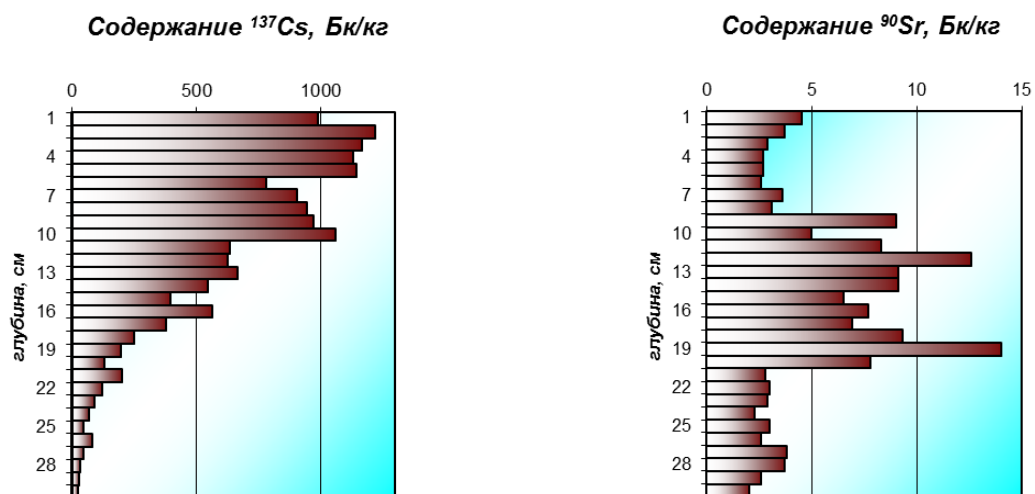


Рисунок 10.9 – Фактическое распределение цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю дерновой глееватой, песчаной на рыхлых песках почве (Гнесичи)

Анализ данных, представленных на рисунке 10.9, показывает, что около 90 % от общего запаса цезия-137 в 30-см слое дерновой глееватой песчаной на рыхлых песках почвы находится в верхнем 16-ти сантиметровом слое, а глубина проникновения составила 26 см. Содержание цезия-137 монотонно убывает с увеличением глубины почвенного слоя, тем не менее, можно отметить наличие двух максимумов на глубине 2-5 см и 10 см от поверхности почвы. Второй максимум вероятно обусловлен геохимическим барьером в виде перегнойного горизонта серо-палевого цвета, расположенного на глубине 6-18 см.

ЛГХП Белоуша-7 расположен у д. Белоуша, Белоушский с/с, Столинский район, Брестская область. Ландшафт – рельеф ровный, злаково-разнотравный влажный луг, тип почвы – аллювиальная дерново-глееватая, супесчаная на супесчаном и песчаном аллювии.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП Белоуша-7 в 2019 г. представлено на рисунке 10.10.

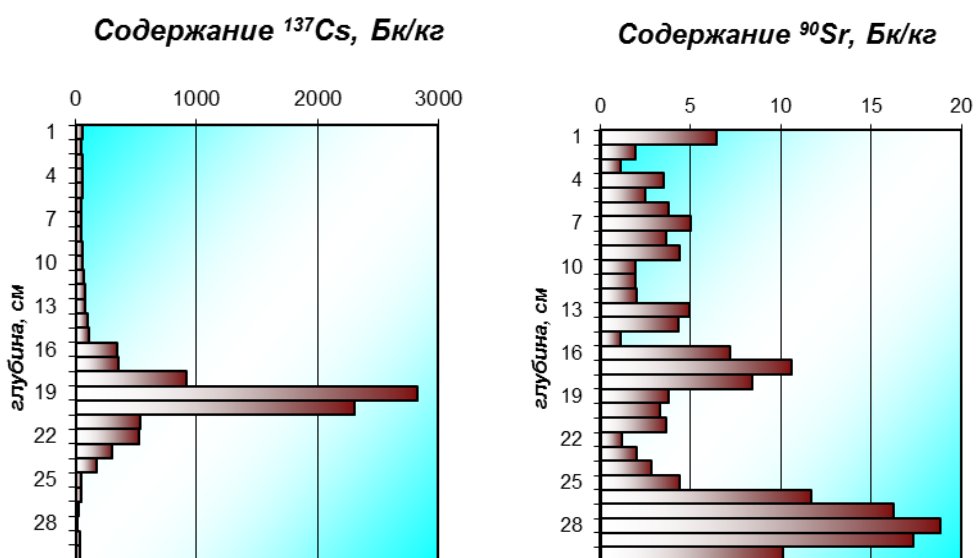


Рисунок 10.10 – Фактическое распределение радионуклидов по вертикальному профилю аллювиальной дерново-глееватой, супесчаной на супесчаном и песчаном аллювии почве (Белоуша-7)

ЛГХП Белоуша-8 расположен у д. Белоуша, Белоушский с/с, Столинский район, Брестская область. Ландшафт – заливная пойма, злаково-разнотравный влажный луг, тип почвы – аллювиальная дерново-глееватая суглинистая на легком суглинке, подстилаемом песками.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП Белоуша-8 в 2019 г. представлено на рисунке 10.11.

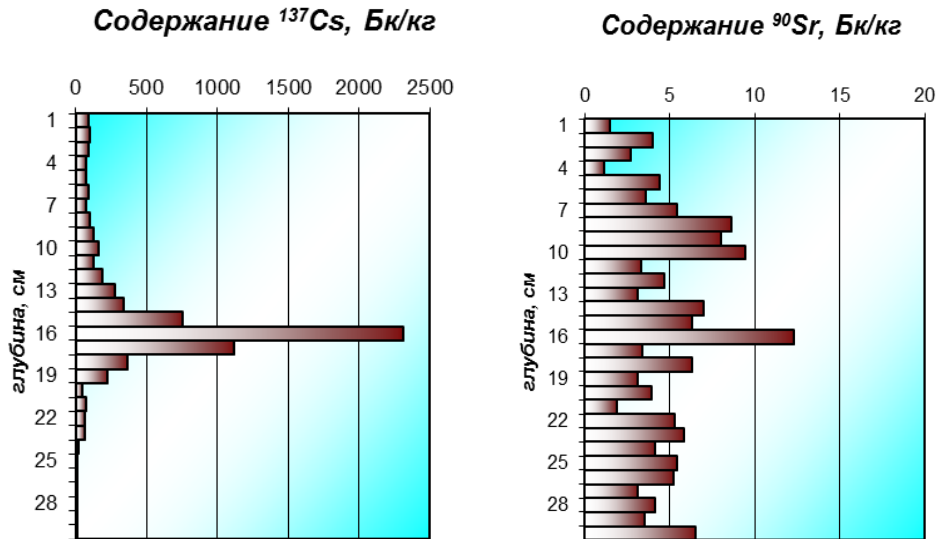


Рисунок 10.11 – Фактическое распределение радионуклидов по вертикальному профилю аллювиальной дерново-глеевой суглинистой на легком суглинке, подстилаемом песками почве (Белуша-8)

ЛГХП Веприн-17 расположен вблизи д. Веприн, Вепринский с/с, Чериковский район, Могилевская область. Ландшафт – сосновый лес. Тип почвы – дерново-подзолистая, супесчаная, подстилаемая связанной супесью почва.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП Веприн-17 в 2019 г. представлено на рисунке 10.12.

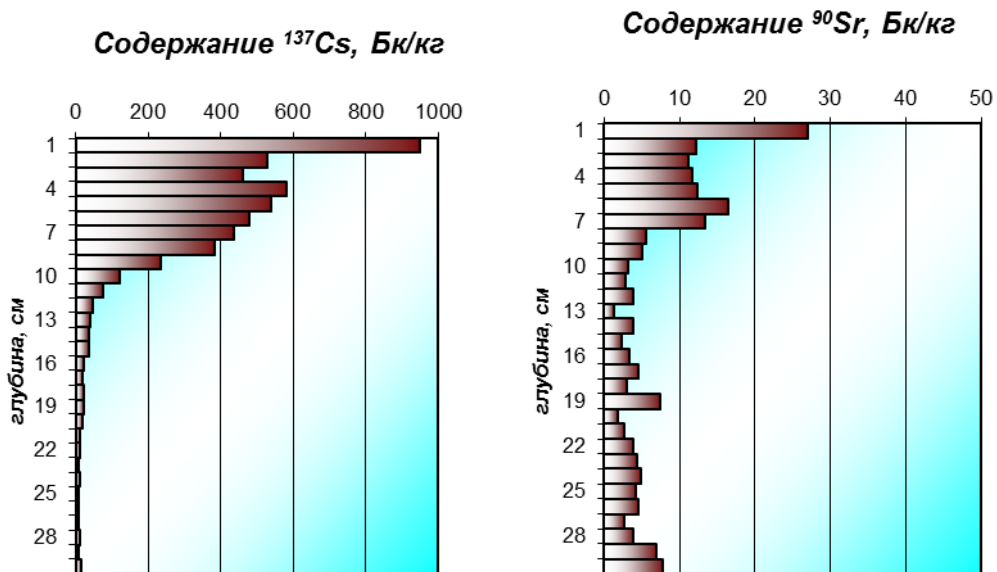


Рисунок 10.12 – Фактическое распределение радионуклидов по вертикальному профилю дерново-подзолистая, супесчаная, подстилаемая связанной супесью (Веприн-17)

ЛГХП Вылево-3 расположен вблизи д. Вылево, Демьянковский с/с, Добрушский район, Гомельская область. Ландшафт – повышенная гряда, осоко-злаковое разнотравье, тип почвы – дерново-подзолистая глееватая, рыхлопесчаная, подстилаемая песками почва.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП Вылево-3 в 2019 г. представлено на рисунке 10.13.

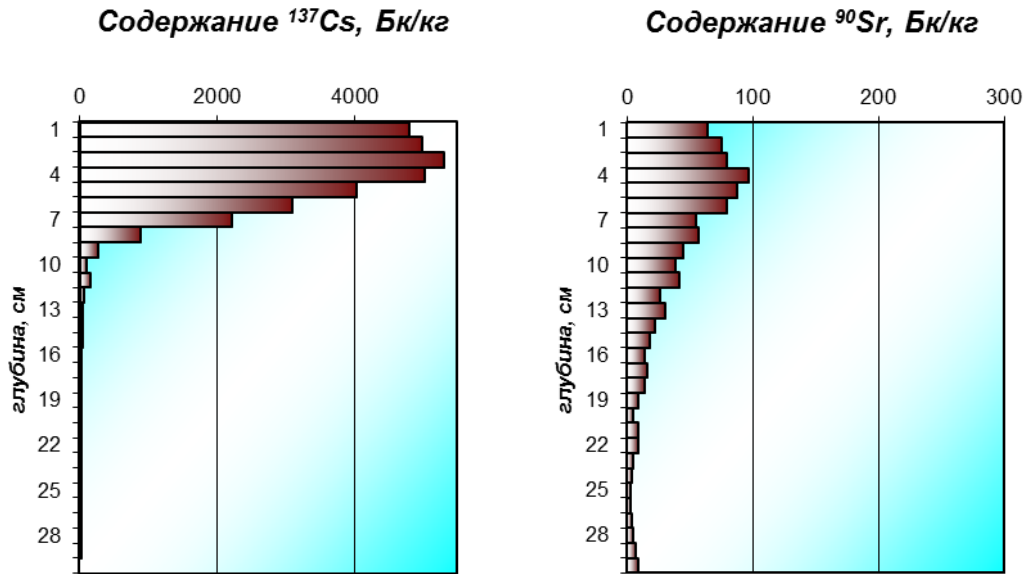


Рисунок 10.13 – Фактическое распределение радионуклидов по вертикальному профилю дерново-подзолистой глееватой, рыхлопесчаной, подстилаемой песками (Вылево-3)

ЛГХП Бартоломеевка–19 расположен вблизи д. Бартоломеевка, Ветковский с/с, Ветковский район, Гомельская область. Ландшафт – платообразное повышение, тип почвы – дерново-подзолистая, песчаная на рыхлых песках почва.

Фактическое распределение активности цезия-137 и стронция-90 по вертикальному профилю почв ЛГХП Бартоломеевка-19 в 2019 г. представлено на рисунке 10.14.

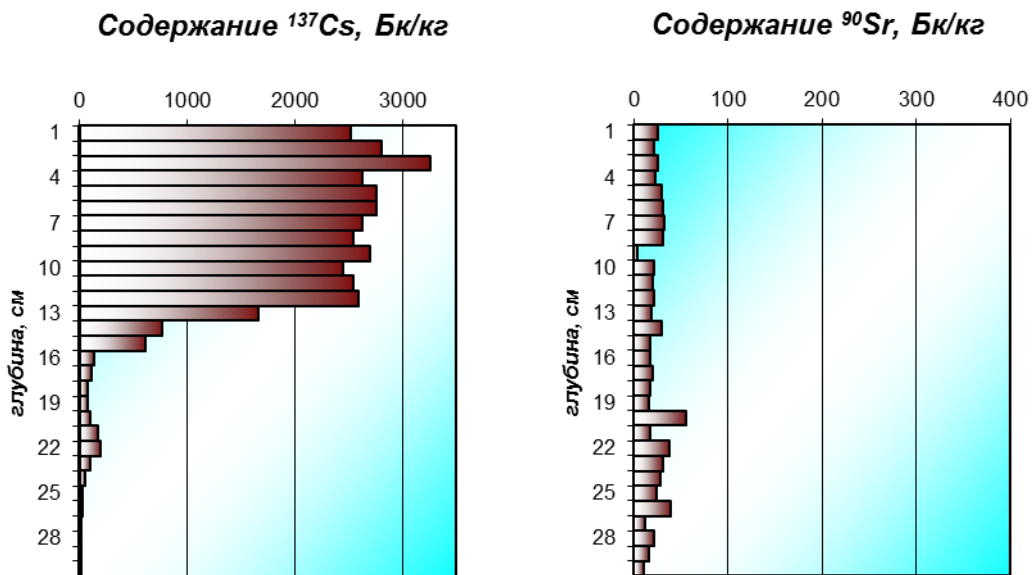


Рисунок 10.14 – Фактическое распределение радионуклидов по вертикальному профилю дерново-подзолистой, песчаной на рыхлых песках (Бартоломеевка–19)

В 2019 г. проведены наблюдения на ЛГХП (Быстрица, Кемелишки, Гудогай и Свирь), расположенных в районе размещения Белорусской АЭС, где периодичность наблюдений составляет один раз в год.

Фактическое распределение активности радионуклидов по вертикальному профилю почв ЛГХП (Быстрица, Кемелишки, Гудогай и Свирь) в 2019 г. представлено на рисунках 10.15 и 10.16.

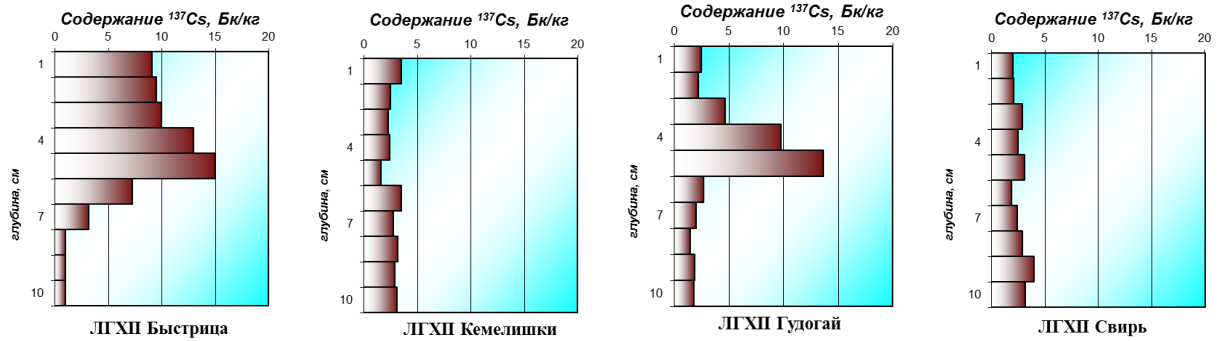


Рисунок 10.15 – Фактическое распределение цезия-137 по вертикальному профилю почв на ЛГХП, размещенных в районе расположения Белорусской АЭС

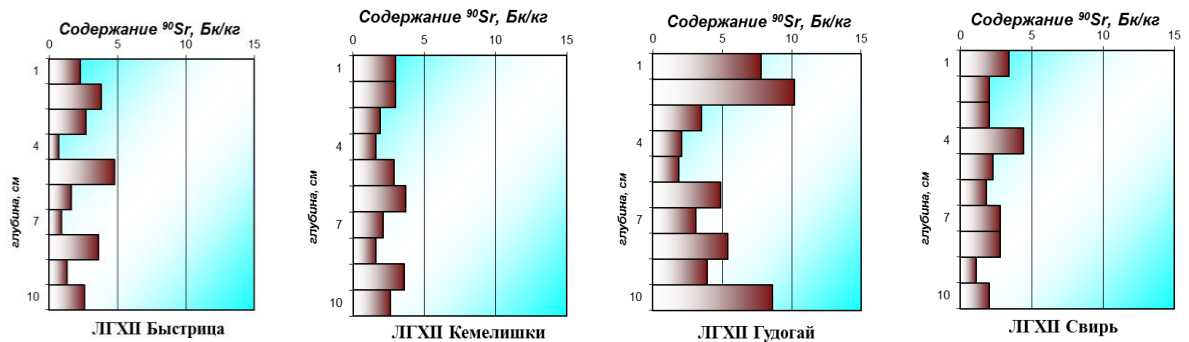


Рисунок 10.16 – Фактическое распределение стронция-90 по вертикальному профилю почв на ЛГХП, размещенных в районе расположения Белорусской АЭС

Как видно из рисунков 10.15 и 10.16, уровни радиоактивного загрязнения почв на ЛГХП, расположенных в районе размещения Белорусской АЭС, соответствуют уровню глобальных выпадений, обусловленных испытаниями ядерного оружия в середине прошлого века. Полученные данные свидетельствуют о том, что ЛГХП Кемелишки и ЛГХП Свирь ранее подвергались механической обработке, поскольку распределение радионуклидов по вертикальному профилю этих почв носит равномерный характер.

На ЛГХП Быстрица и ЛГХП Гудогай вертикальное распределение цезия-137 имеет ярко выраженный максимум на глубине 5 см, основной запас этого радионуклида сосредоточен в верхнем 5 см слое почвы и составляет около 80%. Распределение стронция-90 в почвах этих ЛГХП имеет пилообразный вид; разница между максимальным и минимальным значением содержания стронция-90 в слоях дерново-перегнойно-глеевой почвы ЛГХП Быстрица незначительная и сопоставима с погрешностью метода определения содержания этого радионуклида, в почве ЛГХП Гудогай она немного выше и обусловлена, по всей видимости, более высокой скоростью миграции стронция в дерново-подзолистой почве.

*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 (650 мг/кг) контрастирует с очень низким содержанием обменного магния (10 мг/кг) и элементов минерального питания растений. Исходная плотность загрязнения цезием-137 в 1986 г. составляла 955 кБк/м<sup>2</sup>, а стронцием-90-241 кБк/м<sup>2</sup>.

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 гг. Реакция почвенного раствора в слое 0-20 см – благоприятная (рН – 5,63), повышенное содержание обменных форм кальция и магния (6006 и 769 мг/кг соответственно). Содержание фосфора и калия низкое (111 мг/кг и  $K_2O$  – 137 мг/кг соответственно). Отличается невысокой исходной плотностью загрязнения цезием-137 ( $144 \text{ кБк/м}^2$ ) и повышенной плотностью загрязнения стронцием-90 ( $111 \text{ кБк/м}^2$ ).

*ППН 15Г*, Хойникский район, ПГРЗ, ур. Оревичи. Аллювиальная, дерново-глеявая почва, на связном песке, сменяемом с глубины 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 ( $3071 \text{ кБк/м}^2$ ) и стронцием-90 ( $113 \text{ кБк/м}^2$ ).

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

*ППН 20Г*, Хойникский район, д. Рудное. Дерново-подзолистая, оглееная внизу, на связной супеси, переходящей с глубиной в рыхлую супесь. Мониторинг обрабатываемых пахотных почв проводится с 2002 г. Реакция почвенного раствора – слабокислая (рН – 5,61). Содержание обменных форм кальция и магния невысокое (312 и 122 мг/кг соответственно). Содержание подвижных фосфатов – повышенное (220 мг/кг) а калия – невысокое (122 мг/кг). Плотность загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  – 285, а  $^{90}\text{Sr}$  –  $17,9 \text{ кБк/м}^2$ . В 2019 г. на участке выращивалась кукуруза на силос.

*ППН 18 Г*, Хойникский район, д. Рудное. Дерново-глеяватая супесчаная, осушенная почва характеризуется близкой к нейтральной реакцией (рН 6,66), повышенным содержанием гумуса (3,05%) и подвижных форм калия (268 мг/кг почвы). Данная почва характеризуется средним содержанием подвижных фосфатов (167 мг/кг почвы), обменных форм кальция и магния (Са 774, Mg 188 мг/кг почвы). Плотность загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  – 328, а  $^{90}\text{Sr}$  –  $36,0 \text{ кБк/м}^2$ . Используется под пашню, в 2019 г. возделывали кукурузу на зеленый корм.

*ППН 3М*, Чериковский район, д. Холмы. Дерново-подзолистая, оглееная внизу, на связной песчанистой супеси, подстилаемой с глубины 0,6 м моренным суглинком. Почва имеет близкую к нейтральной реакцию (рН – 6,44), среднее содержание обменного кальция и повышенное содержание обменного магния (708 и 245 мг/кг соответственно), но низкое содержание гумуса (1,85 %). Плотность загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  – 168, а  $^{90}\text{Sr}$  –  $3,2 \text{ кБк/м}^2$ . Начиная с 1998 г., используется под пашню, в 2019 г. была посеяна викоовсяная смесь.

*ППН 3Г*, Брагинский район, д. Бокуны. Дерново-торфянисто-глеявая, карбонатно-железистая почва на легких пылеватых суглинках. Благодаря подпору жестких вод и образованию включений карбонатов, произошло исключительно большое накопление обменных форм кальция и магния (рН – 8,11; Са – 5464, Mg – 341 мг/кг почвы) и торфообразного органического вещества. Плотность загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  – 161, а  $^{90}\text{Sr}$  –  $14,9 \text{ кБк/м}^2$ . Этот участок используется под пастбище и отличается низким содержанием подвижных форм фосфора и калия в почве (110 и 44 мг/кг соответственно, по Мачигину).

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 пунктах 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 10.17).



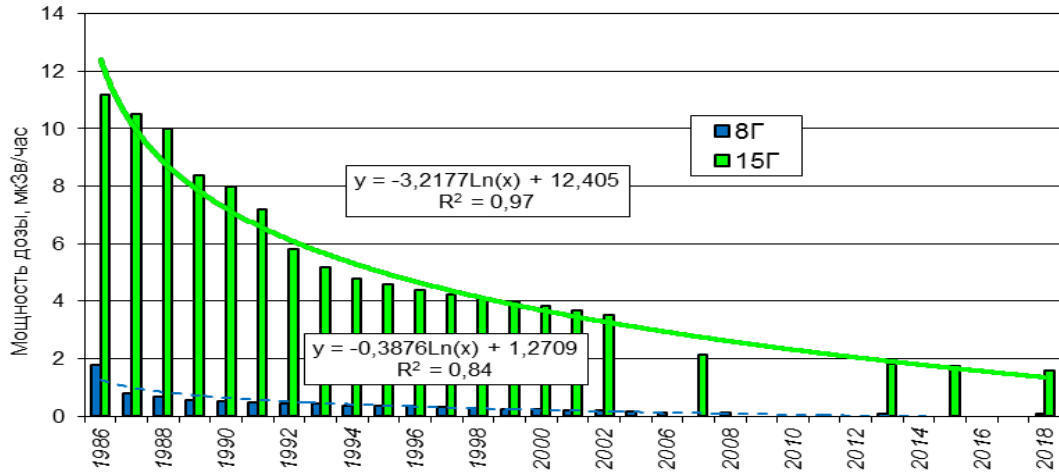


Рисунок 10.17 – Динамика мощности дозы гамма-излучения на поверхности почвы ППН 8Г и 15Г по годам наблюдений, мкЗв/час

Диапазон плотности загрязнения цезием-137 почв, по донным наблюдениям в 2018 г. большой и различается более, чем на порядок: от 32 до 1890 кБк/м<sup>2</sup>. 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 обрабатываемых пахотных и луговых почвах, охваченных наблюдениями в 2019 г., мощность дозы гамма-излучения на высоте 1 м была в пределах 0,14-0,25 мкЗв/час.

На рисунке 10.15 представлены количественные параметры вертикальной миграции цезия-137 и стронция-90 за послеаварийный 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 10.18). 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 вглубь 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.

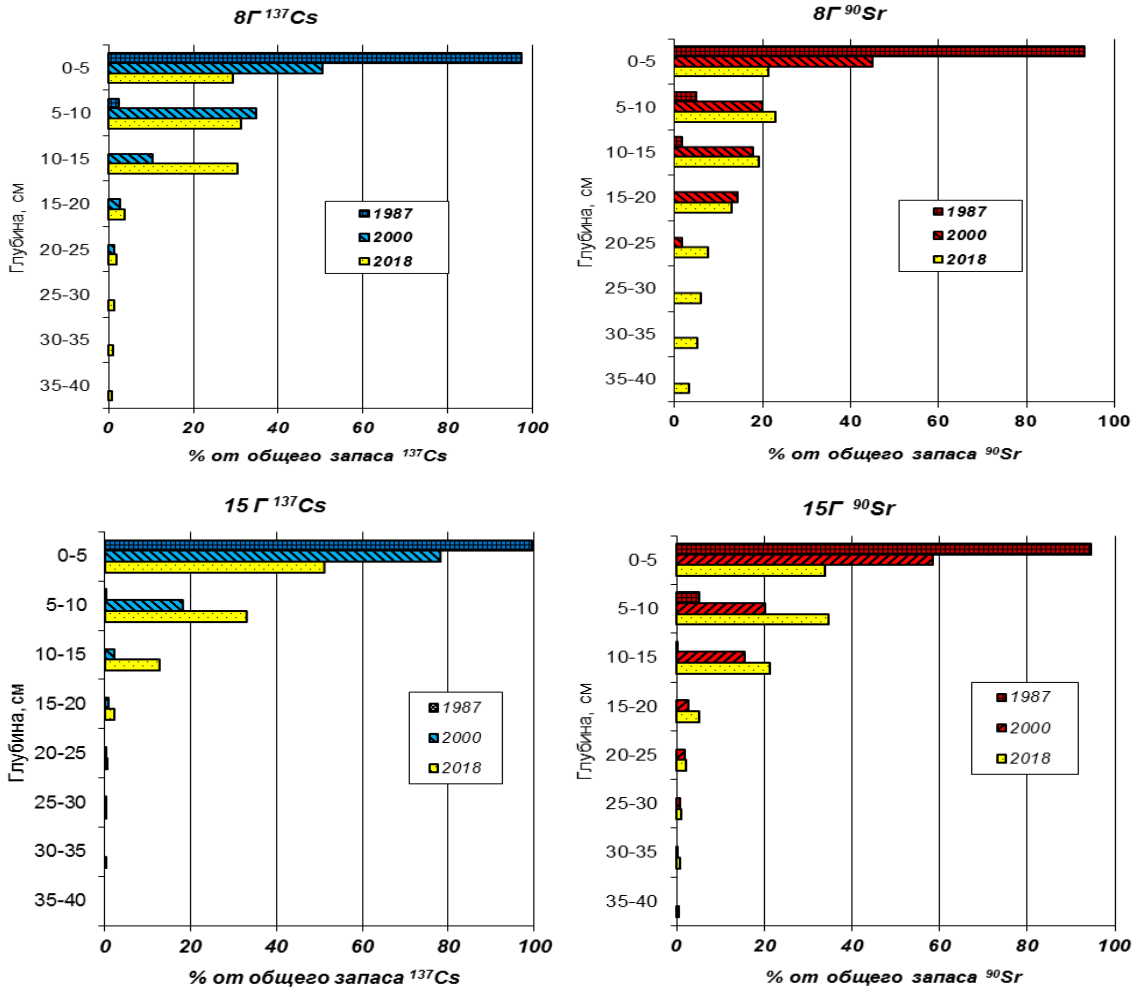


Рисунок 10.18 – Вертикальная миграция цезия-137 и стронция-90 за послеаварийный период по профилям торфяной почвы низинного типа (8Г) и пойменной дерново-перегнойно-глеевой песчаной почвы (15Г)

К настоящему времени в исследуемых пахотных почвах основное количество  $^{137}\text{Cs}$  практически равномерно распределено в обрабатываемой части корнеобитаемого слоя (рисунки 10.19 и 10.20).

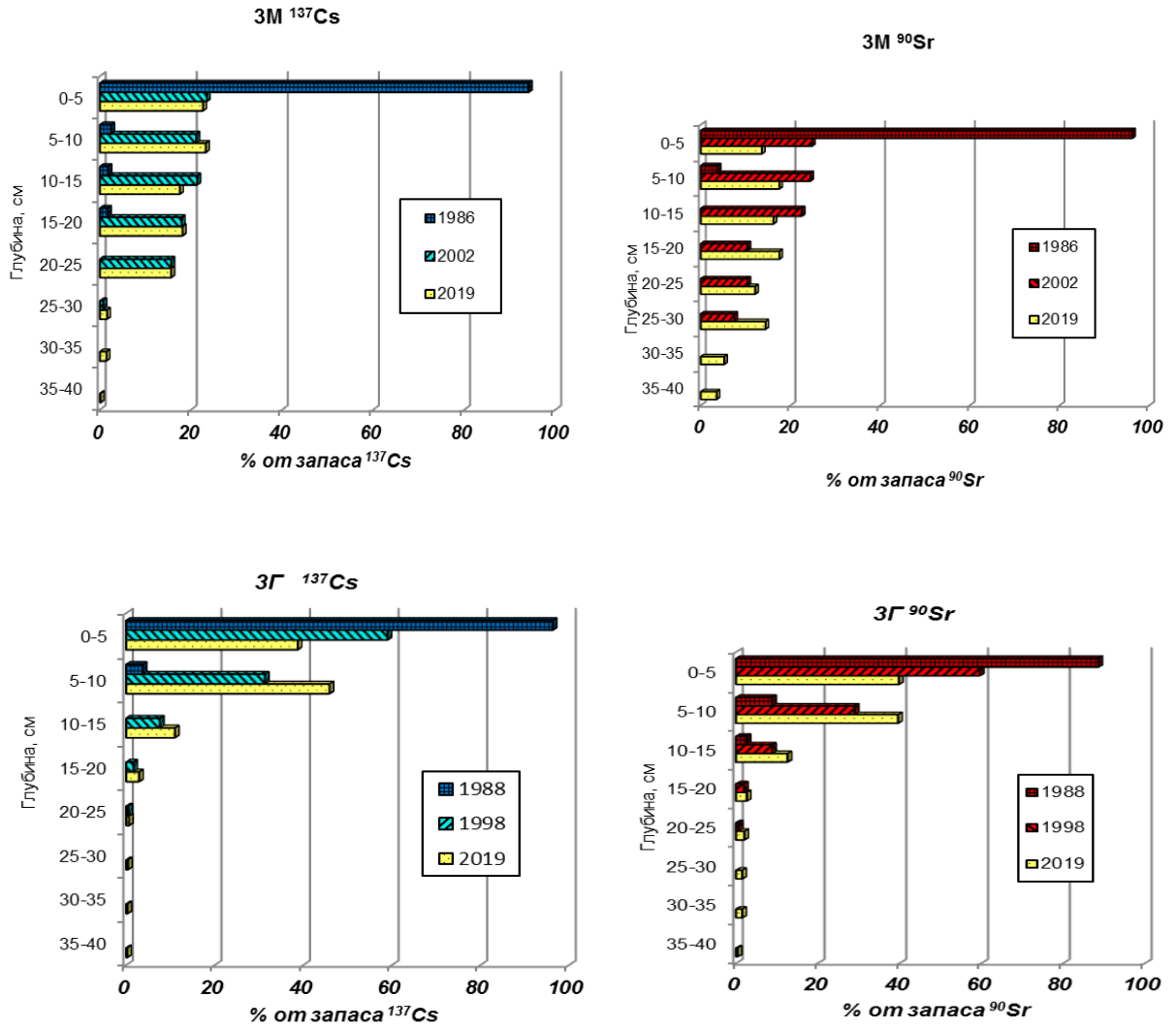


Рисунок 10.19 – Вертикальная миграция цезия-137 и стронция-90 за послеаварийный период по профилям пахотных почв: дерново-подзолистой, оглеенной внизу, на связной супеси (20Г) и осушенной дерново-глеевой супесчаной почвы (18 Г)

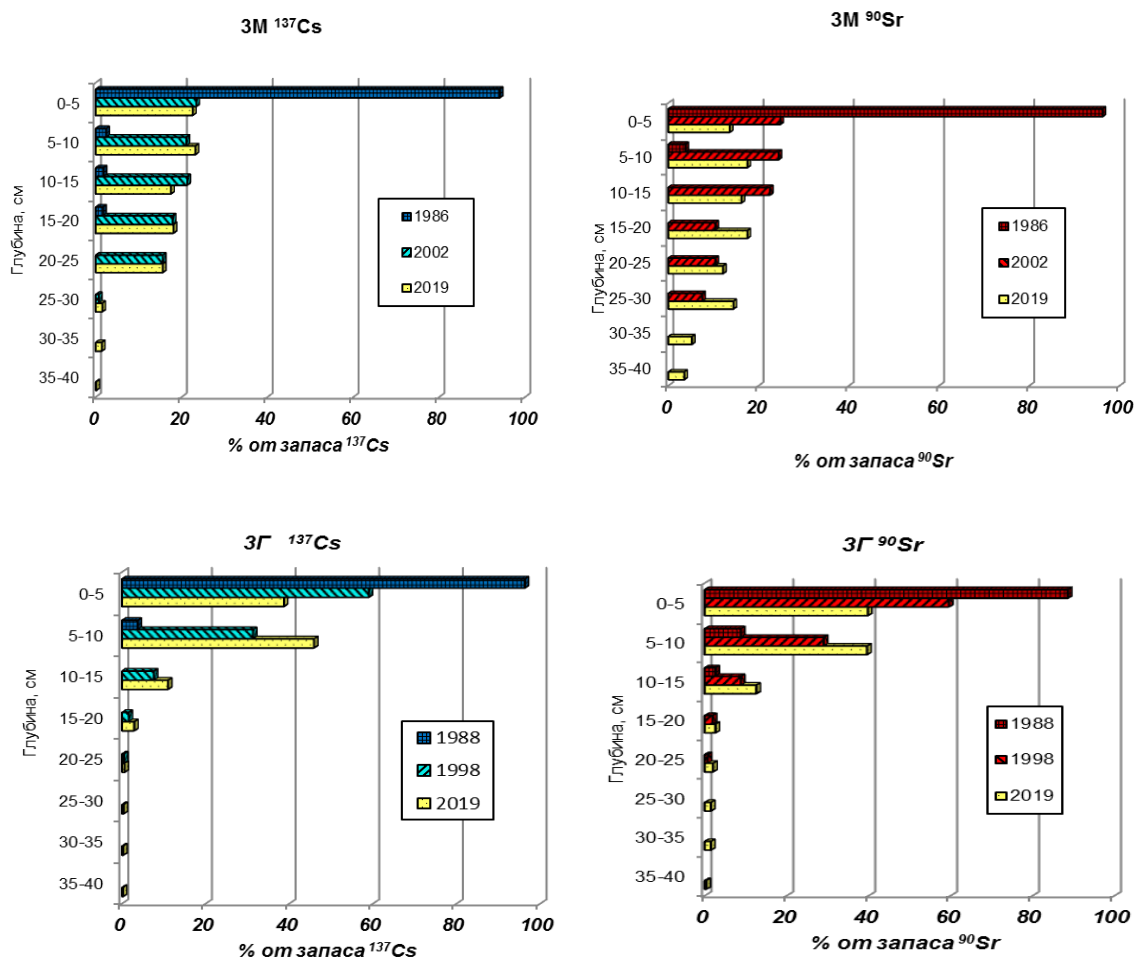


Рисунок 10.20 – Вертикальная миграция цезия-137 и стронция-90 за послеаварийный период по профилям обрабатываемых почв: дерново-подзолистой, оглеенной внизу, на связной песчаной супеси, подстилаемой с глубины 0,6 м моренным суглинком (3 М, пашня) и дерново-торфянисто-глеевой суглинистой почвы (3 Г, улучшенное пастбище)

Ежегодная пахота обеспечивает почти равномерное распределение 96,6-97,0 % запаса  $^{137}\text{Cs}$  по пахотному горизонту 0-25 см на осушенной дерново-глееватой супесчаной почве (18 Г) и дерново-подзолистой супесчаной, подстилаемой суглинком почве (3М). На дерново-подзолистой супесчаной почве (20 Г), где было возможным пахать глубже, 97,3 % запаса  $^{137}\text{Cs}$  практически равномерно распределены до глубины 30 см.

Иной тип распределения выпавшего количества  $^{137}\text{Cs}$  наблюдается при луговом использовании дерново-торфянисто-глеевой суглинистой почвы 3Г, где применялись приемы поверхностной обработки почвы. В данной почве 95,6 % выпавшего  $^{137}\text{Cs}$  по-прежнему сконцентрировано в слое 0-15 см, а за пределы этого слоя мигрировало только 4,4 % общего запаса радионуклида. Наличие мощной дернины в условиях периодической, редкой (раз в 5-7 лет) поверхностной обработки почвы при перезалужении, позволяет удерживать основную массу радионуклидов в верхнем 15 см слое почвы.

Несколько более интенсивная миграция вглубь профиля характерна для стронция-90. Во всех пахотных почвах (20Г и 18Г, 3М), основной запас  $^{90}\text{Sr}$  (91,2-96,0 %) растянут на глубину 30 см. Доля запаса  $^{90}\text{Sr}$  в подпахотных слоях небольшая, 4,0-8,8 %.

При луговом использовании дерново-торфянисто-глеевой суглинистой почвы 3Г, 92,0 % выпавшего  $^{90}\text{Sr}$  сконцентрировано в слое 0-15 см, а за пределы этого слоя мигрировало 8,0 % от общего запаса радионуклида.

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 в травостой сильно различались ( $K_p$  0,120-1,034 м<sup>2</sup>/кг) в зависимости от типа почвы и агрохимических свойств. Однако, сено трав по содержанию цезия-137 пригодно для скормливания крупнорогатому 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 м<sup>2</sup>/кг). Учитывая невысокую плотность загрязнения торфяной почвы стронцием-90 (32,5 кБк/м<sup>2</sup>), заготовленное сено пригодно даже для дойного стада. Три других разновидности луговых почв, с высокой плотностью загрязнения (57,7-188,8 кБк/м<sup>2</sup>), характеризовались высокими коэффициентами перехода стронция-90 ( $K_p$  = 4,23-11,39 м<sup>2</sup>/кг) в травостой многолетних трав, непригодный для выпаса скота и заготовки сена.

На всех пунктах наблюдения пахотных почв наблюдались низкие коэффициенты перехода <sup>137</sup>Cs в растения (0,018-0,021 м<sup>2</sup>/кг). Возделываемые здесь горохоовсяная смесь и кукуруза на зеленую массу травы были пригодны для скормливания при производстве цельного молока. На луговой почве 3Г, с выродившимся травостоем, где преобладало разнотравье, наблюдался сравнительно повышенный переход <sup>137</sup>Cs в травостой, однако при невысокой плотности загрязнения, 161 кБк/м<sup>2</sup>, зеленый корм с активностью <sup>137</sup>Cs 25 Бк/кг был еще пригоден для скормливания дойному стаду.

Активность <sup>90</sup>Sr в зеленой массе бобово-злаковой смеси на ППН 3М была низкой, 11 Бк/кг, пригодной на корм дойному стаду, в связи с ничтожной плотностью загрязнения почвы этим радионуклидом. Однако коэффициент перехода <sup>90</sup>Sr в растения был высоким, 3,43. Дерново-подзолистая супесчаная почва (20Г) характеризуется средним коэффициентом перехода <sup>90</sup>Sr в зеленую массу кукурузы (1,28 м<sup>2</sup>/кг), активность корма составила 23 Бк/кг и была пригодна для дойных коров и производства цельного молока. На осушенной дерново-глеевой супесчаной почве (18Г) зеленый корм из кукурузы, с активностью 47 Бк/кг, можно использовать только для мясного откорма, вследствие высокой плотности выпадения <sup>90</sup>Sr.

Ведущий фактор, определяющий накопление <sup>90</sup>Sr в растениях – реакция почвенного раствора и насыщенность поглощающего комплекса почвы кальцием. На дерново-глеевой суглинистой почве (3Г) со слабощелочной реакцией и высоким содержанием обменного кальция, коэффициент перехода <sup>90</sup>Sr в зеленую массу многолетних трав был наименьшим – 1,00, а травяной корм с активностью 15 Бк/кг пригодным для дойного стада.

*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, наличия 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 и в пятисантиметровых слоях почвы на ППН, обследованных в 2019 г., представлено на рисунке 10.21.

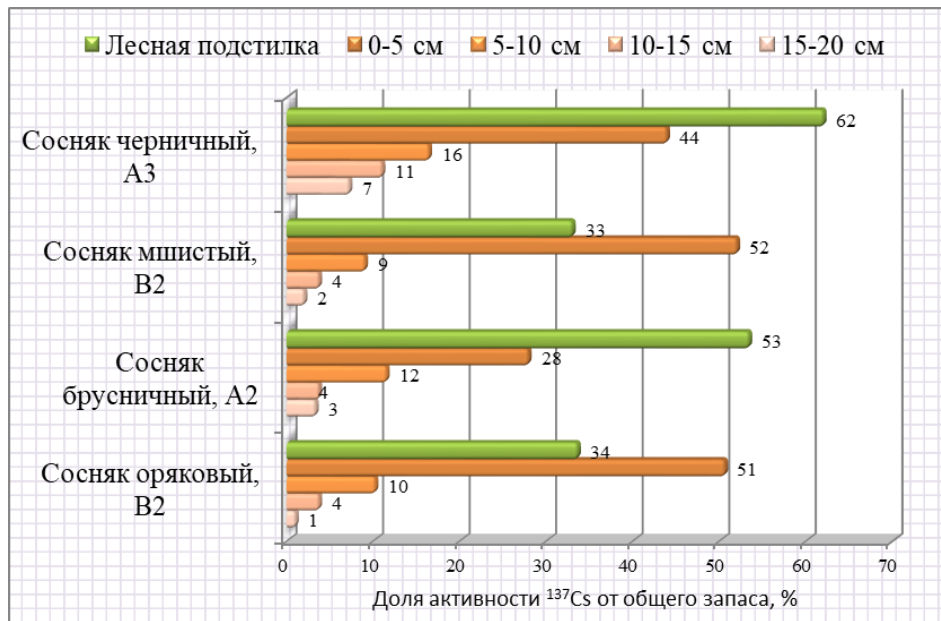


Рисунок 10.21 – Распределение запаса цезия-137 в лесной подстилке, в пятисантиметровых слоях почвы, 2019 г.

Наблюдения в 2019 г. в сосняках на ППН в различных регионах показали, что в лесной подстилке доля запаса цезия-137 от общего запаса в почве с лесной подстилкой и живым напочвенным покровом составляет от 33 % (мшистый, орляковый) до 62 % (черничный тип леса). Распределение запаса цезия-137 в лесной подстилке и односантиметровых слоях почвы на ППН в орляковом и мшистом типах леса, обследованных в 2019 г., представлено на рисунке 10.22.

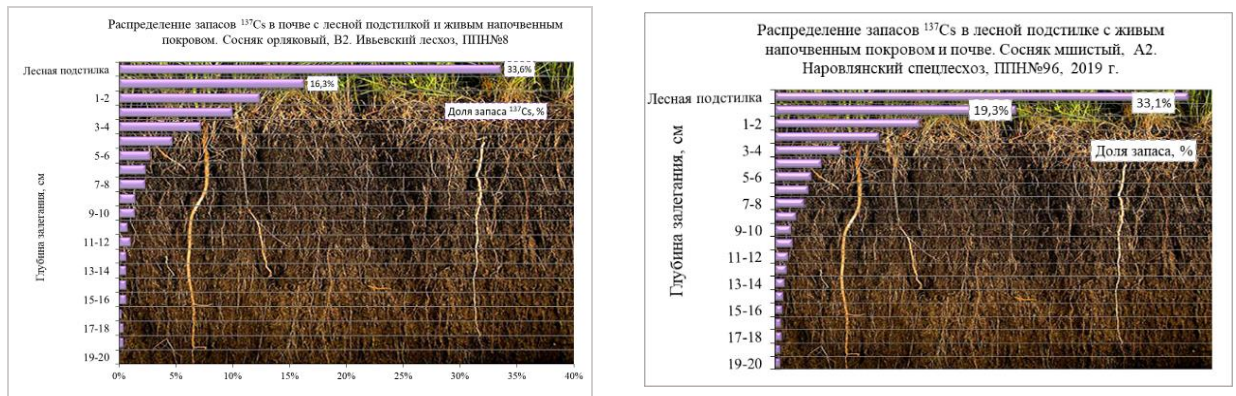


Рисунок 10.22 – Распределение запаса цезия-137 в вертикальном профиле почвы (по 1 см слоям). Сосняки, 2019 г.

Сравнение данных о запасах цезия-137 в лесных почвах с 2010 г. подтверждает постепенный переход радионуклида из лесной подстилки в минеральный слой почвы, из верхних слоев почвы в нижние. При этом, на глубине более 10 см процессы миграции идут значительно медленней, чем в верхних слоях и с большим консерватизмом в более богатых почвах (рисунок 10.23).



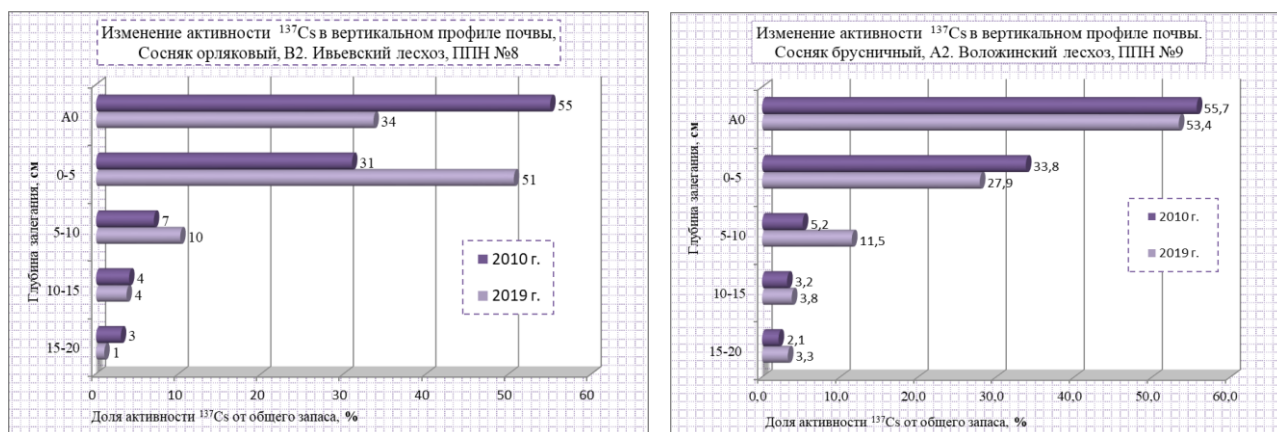


Рисунок 10.23 – Распределение запаса цезия-137 в вертикальном профиле почвы (по 5 см слоям). Сосняки, 2010-2019 г.

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 10.24 представлена диаграмма, отражающая глубину залегания центра запаса цезия-137 в почве в различных типах леса в 2014 г. и 2019 г.

По мере уменьшения плотности загрязнения почв цезием-137 и 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/км<sup>2</sup>) плотностью загрязнения.

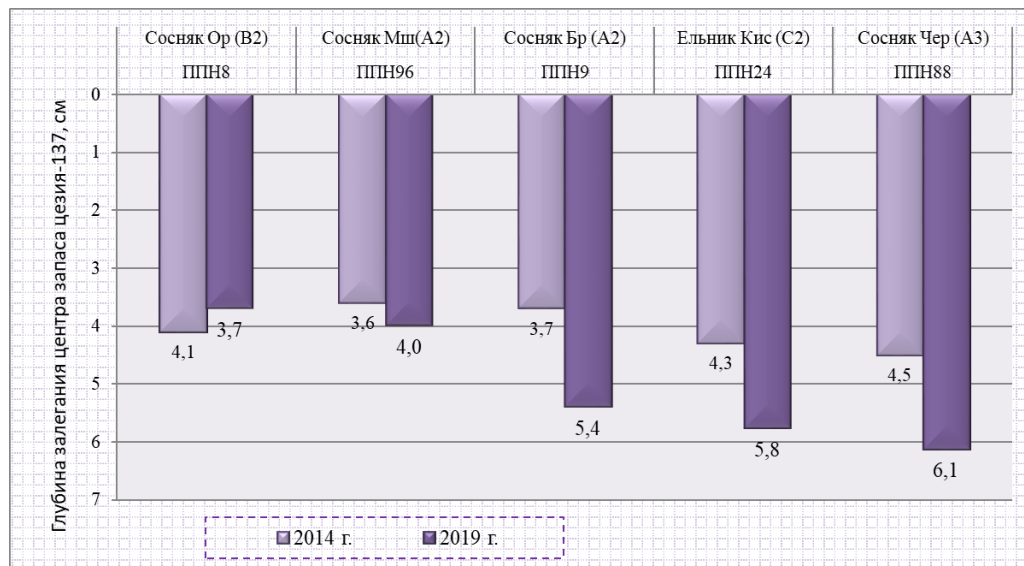


Рисунок 10.24 – Расположение глубины залегания центра запаса цезия-137 в почве в различных типах леса в 2014 г. и 2019 г.

По мере уменьшения плотности загрязнения почв цезием-137 и перемещения радионуклида по профилю почвы уменьшается мощность дозы на территории лесного фонда в среднем на 2,2 % в год. Наибольшее снижение МД отмечено на территориях с высокой плотностью загрязнения – более 20 Ки/км<sup>2</sup> (рисунок 10.25).





Рисунок 10.25 – Изменение мощности дозы гамма-излучения на территории лесного фонда, 2009-2019 гг.

### 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 2019 г. в Европе не зафиксировано значительных инцидентов на ядерно- и радиационно-опасных объектах с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду; фактов трансграничного переноса радионуклидов с воздушными массами не установлено.

### Прогноз

Радиационная обстановка на территории Республики Беларусь будет постепенно улучшаться, причем основным фактором, обуславливающим динамику положительных изменений, является естественный радиоактивный распад, поскольку влияние природно-климатических факторов на естественную деkontаминацию территории республики очень незначительно. Ухудшение радиационной обстановки в связи с вводом в эксплуатацию Белорусской АЭС не прогнозируется.