

10 РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ

Объектами наблюдений при проведении радиационного мониторинга являются атмосферный воздух, почва, поверхностные и подземные воды [26].

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха. В 2016 году на территории Республики Беларусь функционировал 41 пункт наблюдений радиационного мониторинга по измерению мощности дозы гамма-излучения (далее – МД), на которых уровни МД измерялись ежедневно, включая выходные и праздничные дни.

На 24 пунктах наблюдений, расположенных на всей территории Республики Беларусь, контролировались радиоактивные выпадения из приземного слоя атмосферы (отбор проб производился с помощью горизонтальных планшетов). На 5 пунктах наблюдения (Мозырь, Нарочь, Пинск, Браслав и Мстиславль) ежедневно производился отбор проб для определения суммарной бета-активности естественных атмосферных выпадений, на 19 пунктах – один раз в 10 дней.

В семи городах Республики Беларусь (Браслав, Гомель, Минск, Могилев, Мозырь, Мстиславль, Пинск) производился отбор проб радиоактивных аэрозолей приземного слоя атмосферы с использованием фильтровентиляционных установок (далее – ФВУ). Из них: на 5-ти пунктах, расположенных в зонах воздействия атомных электростанций сопредельных государств, отбор проб проводится ежедневно; на 2-х пунктах (Минск, Могилев) – отбор проб проводится в дежурном режиме (1 раз в 10 дней).

В 2016 году радиационная обстановка на территории республики оставалась стабильной, не выявлено ни одного случая превышения уровней МД над установившимися многолетними значениями.

Как и прежде, повышенные уровни МД зарегистрированы в пунктах наблюдений в городах Брагин и Славгород, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения.

В 2016 году МД в городе Брагин изменялась от 0,44 до 0,58 мкЗв/ч, в городе Славгород от 0,19 до 0,21 мкЗв/ч.

Среднегодовые значения МД составляли: в Брагине – 0,54 мкЗв/ч, в Славгороде – 0,20 мкЗв/ч.

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

В период 2006-2016 годы на пунктах наблюдений радиационного мониторинга на территориях, загрязненных в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, повышенные уровни МД сохранялись в городах Брагин, Наровля, Хойники, Чечерск и Славгород. Начиная с 2014 года, измерения МД в городах Наровля, Хойники и Чечерск не проводятся. В таблице 10.1 представлены среднегодовые значения МД на пунктах наблюдений Гомельской и Могилевской области за период 2006 – 2016 годы.

Таблица 10.1 – Среднегодовые значения МД на пунктах наблюдений Гомельской и Могилевской области.

Пункт наблюдений	МД, мкЗв/ч										
	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Брагин	0,57	0,59	0,64	0,60	0,57	0,58	0,55	0,51	0,57	0,55	0,54
Наровля	0,55	0,53	0,54	0,52	0,48	0,48	0,45	0,47	–	–	–
Хойники	0,25	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	–	–	–
Чечерск	0,25	0,24	0,23	0,26	0,23	0,22	0,21	0,20	–	–	–
Славгород	0,23	0,23	0,23	0,22	0,22	0,22	0,19	0,20	0,21	0,20	0,20

В областных городах в 2016 году 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 радиоактивного распада цезия-137 и процесса его заглубления в почве (рисунок 10.1).

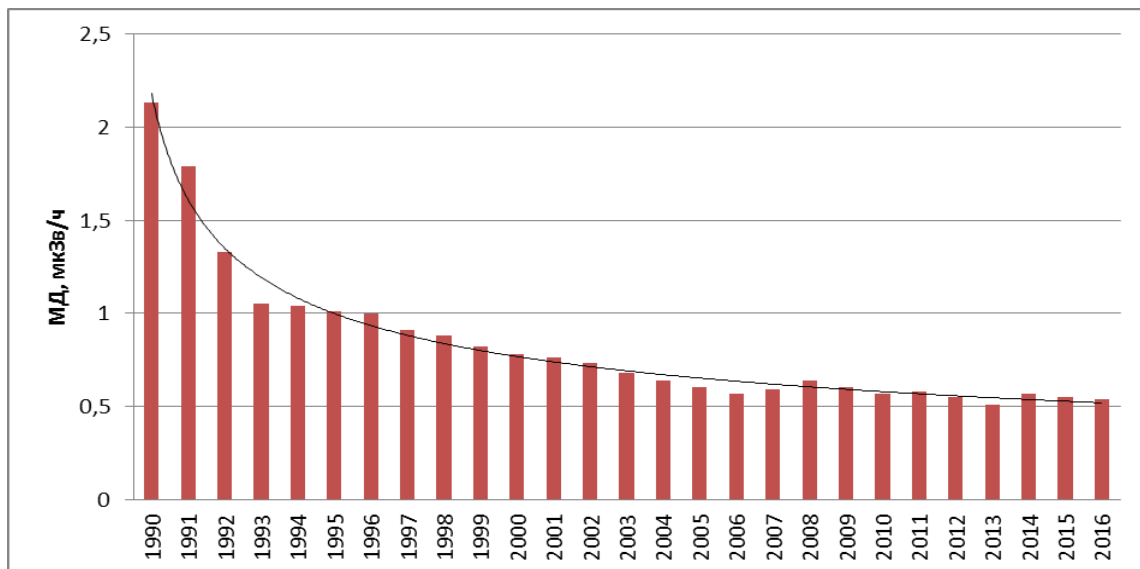


Рисунок 10.1 – Динамика изменения мощности дозы гамма-излучения на пункте наблюдения Брагин в период 1990 – 2016 гг.

Среднегодовые значения суммарной бета-активности в пробах радиоактивных выпадений из атмосферы составили: г. Могилев – 1,6 Бк/м²сут, г. Костюковичи – 1,5 Бк/м²сут, г. Брагин – 1 Бк/м²сут, Горки – 1,3 Бк/м²сут, г. Славгород – 1,7 Бк/м²сут, Мозырь – 0,9 Бк/м²сут, г. Волковыск – 1 Бк/м²сут. Наибольшие среднемесячные уровни суммарной бета-активности в 2016 году зарегистрированы в городах: Верхнедвинск – 2,1 Бк/м²сут в мае; Брагин – 2 Бк/м²сут в декабре; Гомель – 2,3 Бк/м²сут в марте; Костюковичи – 2,9 Бк/м²сут в феврале; Славгород – 4,1 Бк/м²сут, Могилев – 6,5 Бк/м²сут, Василевичи – 2,6 Бк/м²сут, Минск – 2,6 Бк/м²сут в октябре.

Превышений контрольного уровня суммарной бета-активности для выпадений из атмосферы (110 Бк/м²сут) в 2016 году на пунктах наблюдения не зафиксировано.

Анализ результатов измерений суммарной бета-активности атмосферных аэрозолей в 2016 году показывает, что наибольшие среднемесячные уровни наблюдались в городах: Минск – $38,7 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в июне, Гомель – $27,4 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в ноябре, Могилев – $44,7 \cdot 10^{-5}$ в январе, Пинск – $18,7 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в сентябре, Мозырь – $29,4 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ в июле.

Превышений контрольного уровня суммарной бета-активности для аэрозолей приземного слоя атмосферы ($3700 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³) в 2016 году в городах, в которых проводятся наблюдения, не зафиксировано.

В таблице 10.2 представлены среднемесячные значения суммарной бета-активности и содержания цезия-137 в пробах радиоактивных аэрозолей приземного слоя атмосферы за 2016 г.

Таблица 10.2 – Среднемесячные значения суммарной бета-активности ($\Sigma\beta$) и содержания цезия-137 (^{137}Cs), в пробах радиоактивных аэрозолей приземного слоя атмосферы, 2016 г.

Месяц	Мозырь		Браслав		Гомель		Минск		Могилев		Мстиславль		Пинск	
	$1 \cdot 10^{-5} \text{ Бк/м}^3$													
	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs	$\Sigma\beta$	^{137}Cs
01	26,2	4,75	10	0,22	22,3	1,26	-	-	44,7	2,66	16,5	0,67	13,8	1,37
02	24,9	2,88	5,6	0,1	12,4	0,98	-	-	7	1,26	8,8	0,41	6,6	1,12
03	25,2	3,46	4,7	0,08	18,3	1,98	-	-	17,7	1,29	13,9	0,25	14,6	1,26
04	28,2	3,91	6,3	0,06	23	1,77	11,3	0,19	23	1,03	13,8	0,45	13,5	1,18
05	25,5	2,73	10	0,12	26,3	2,23	16,7	0,19	16,3	0,36	14,9	0,15	15	0,82
06	27,8	1,46	6,2	0,09	20,7	1,14	38,7	0,38	25	0,54	11,5	0,27	11,6	0,79
07	29,4	2,36	6,7	0,06	23,5	0,94	21	0,31	23	0,44	12,5	0,22	10,5	0,52
08	27,9	1,24	6,4	0,06	25,7	1,22	22,7	0,17	16,3	0,94	11,2	0,24	13	1,08
09	19,8	1,78	8,5	0,05	25,7	3,12	30,3	0,26	16,3	0,37	11,1	0,24	18,7	0,91
10	28,7	2,43	5,9	0,11	18,9	1,11	18	0,2	15,7	0,86	14,3	0,3	14,4	1,65
11	21,1	2,2	7,6	0,12	27,4	0,83	10,7	0,25	15,7	1,51	13,1	0,34	15	0,89
12	15,7	3,09	4,3	0,1	11,2	0,99	19,3	0,33	14	1,28	10,2	0,29	8,5	0,73
ср	25	2,69	6,8	0,10	21,3	1,46	21	0,25	19,6	1,05	12,7	0,32	13,3	1,03

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. В последние годы уровни суммарной бета-активности аэрозолей атмосферного воздуха в основном соответствовали установившимся многолетним значениям.

Сложившиеся весной 2016 года климатические условия привели к снижению уровня пожароопасности. Весной в Беларуси выпало 152 мм осадков, что составляет 110% климатической нормы. Больше всего осадков за сезон выпало на территории Гомельской области (в среднем по области 168 мм или 126% климатической нормы).

Пожаров, аналогичных пожарам 2015 года на загрязненной территории весной 2016 года не было, что положительно сказалось на радиационной обстановке.

Среднее содержание цезия-137 в пробах аэрозолей, отобранных в 2016 году на пунктах наблюдения сети радиационного мониторинга, находилось в диапазоне от $0,5 \times 10^{-6} \text{ Бк/м}^3$ до $47,5 \times 10^{-6} \text{ Бк/м}^3$.

Следует отметить, что значения объемной активности цезия-137 в атмосферных аэрозолях были значительно ниже допустимого уровня содержания цезия-137 в воздухе, который согласно Гигиеническому нормативу «Критерии радиационного воздействия» [27], составляет 27 Бк/м^3 .

Содержание цезия-137 в пробах атмосферных аэрозолей на пунктах наблюдения за период 2006-2016 гг. представлено на рисунке 10.2.

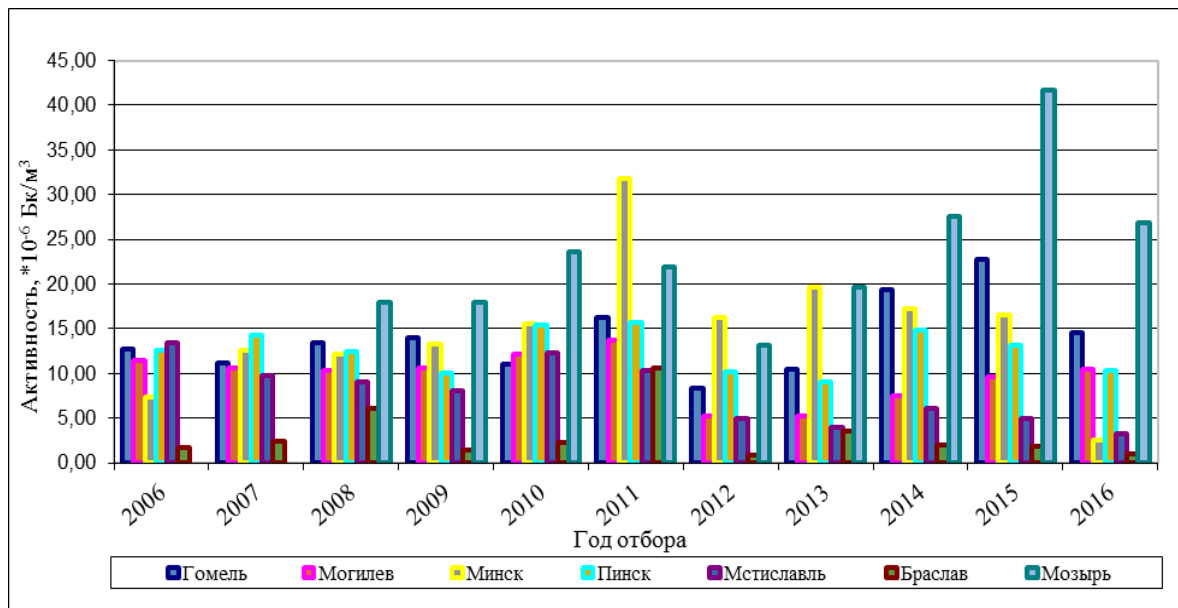


Рисунок 10.2 – Среднее содержание цезия-137 в пробах атмосферных аэрозолей на пунктах наблюдения за период 2006-2016 гг.

Как видно из рисунка 10.2, в 2011 году наблюдался максимум почти для всех пунктов наблюдения, обусловленный аварией на японской АЭС Фукусима-1.

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

В 2016 году радиационная обстановка на территории республики оставалась стабильной. В пробах радиоактивных аэрозолей и выпадений из атмосферы, отобранных в зонах воздействия работающих АЭС, расположенных на территории сопредельных государств, короткоживущих изотопов, в том числе йода-131, не обнаружено.

В 2016 году продолжались наблюдения за содержанием естественных и техногенных радионуклидов в атмосферном воздухе. В объединенных за месяц пробах аэрозолей определялось содержание следующих радионуклидов: цезий-137, бериллий-7, свинец-210. Для оперативного выявления аварийных ситуаций суточные пробы атмосферного воздуха подвергались анализу на содержание «свежих» продуктов распада, короткоживущих радионуклидов, и в первую очередь, йода-131.

Анализ данных гамма-спектрометрических измерений проб аэрозолей, отобранных в 2016 году показал, что активности естественных радионуклидов в приземном слое атмосферы соответствуют многолетним значениям. Содержание бериллия-7 на пунктах наблюдения находилось в диапазоне от 1762×10^{-6} Бк/м³ до 12147×10^{-6} Бк/м³, свинца-210 от 64×10^{-6} Бк/м³ до 466×10^{-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 пришелся на январь.

Все поступающие данные по радиоактивному загрязнению атмосферного воздуха Республики Беларусь продолжают накапливаться в компьютерной базе данных радиационного мониторинга.

Выводы

1. Радиационная обстановка на территории республики оставалась стабильной: измерения МД, проведенные 2016 г., не выявили ни одного случая превышения МД над установившимися многолетними значениями.

2. 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.

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

4. Значения объемной активности цезия-137 в атмосферных аэрозолях были значительно ниже допустимого уровня содержания цезия-137 в воздухе, который согласно Гигиеническому нормативу «Критерии радиационного воздействия» [27], составляет 27 Бк/м³.

Радиационный мониторинг поверхностных вод. Радиационный мониторинг поверхностных вод в 2016 г. проводился на 6 крупных и средних реках Беларуси, 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).

В пунктах наблюдений ежеквартально отбирались пробы воды. В отобранных пробах определялось содержание цезия-137 и стронция-90.

Данные радиационного мониторинга свидетельствуют, что радиационная обстановка на водных объектах оставалась стабильной. Концентрации цезия-137 и стронция-90, за исключением р.Нижняя Брагинка, были значительно ниже гигиенических нормативов для питьевой воды (РДУ-99) [28] (для цезия-137 – 10 Бк/л, для стронция-90 – 0,37 Бк/л), хотя в поверхностных водах большинства рек объемная активность этих радионуклидов все еще выше уровней, наблюдавшихся до аварии на Чернобыльской АЭС.

В 2016 году содержание цезия-137 в р. Припять (г. Мозырь) находилось в пределах от 0,001 до 0,003 Бк/л; в р. Днепр (г. Речица) – от 0,001 до 0,004 Бк/л; в р. Сож (г. Гомель) – от 0,003 до 0,009 Бк/л; в р. Ипуть (г. Добруш) – от 0,009 до 0,023 Бк/л; в р. Беседь (д. Светиловичи) – от 0,004 до 0,006 Бк/л.

На рисунке 10.3 представлены среднегодовые значения концентраций цезия-137 в поверхностных водах за период 1987 – 2016 годы.

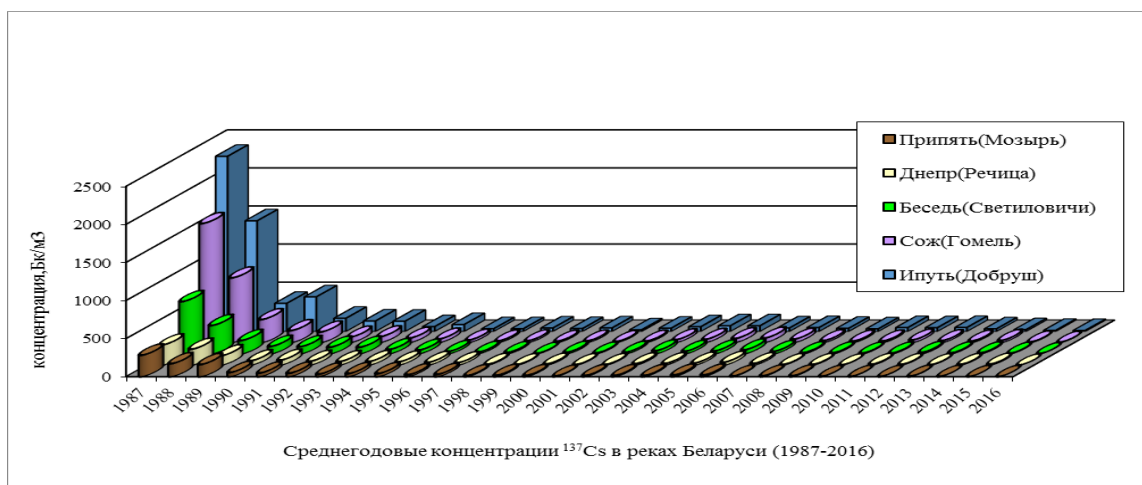


Рисунок 10.3 – Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 в поверхностных водах за период 1987 – 2016 годы

Содержание стронция-90 в 2016 году в воде р. Припять (г. Мозырь) находилось в пределах от 0,006 до 0,011 Бк/л; в р. Днепр (г. Речица) – от 0,005 до 0,027 Бк/л; в р. Сож (г. Гомель) – от 0,009 до 0,024 Бк/л; в р. Ипуть (г. Добруш) – от 0,012 до 0,029 Бк/л; в р. Беседь (д. Светиловичи) – от 0,014 до 0,032 Бк/л.

На рисунке 10.4 представлены среднегодовые концентрации стронция-90 в поверхностных водах за период 1990 – 2016 годы.

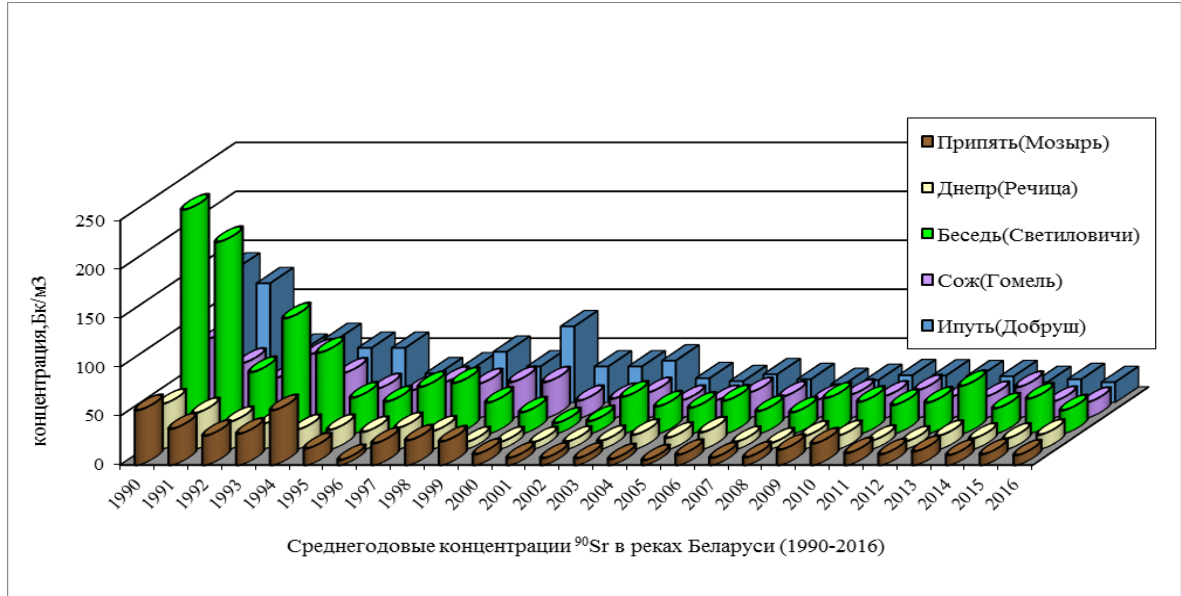


Рисунок 10.4 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в поверхностных водах за период 1990 – 2016 годы

Как видно из рисунка 10.4, среднегодовые концентрации стронция-90 имеют тенденцию к снижению, однако периодически наблюдаются их всплески. Это объясняется тем, что концентрации этого радионуклида в поверхностных водах напрямую зависят от водности года, поскольку стронций-90 в почве находится в основном в ионообменной форме и его смыв талыми и дождевыми водами с водосбора происходит в растворенном состоянии, заметно усиливаясь во время паводков.

В 2016 г. диапазон изменения концентраций цезия-137 в р. Нижняя Брагинка (д. Гдень) составил 0,012-0,304 Бк/л; концентраций стронция-90 – 0,66-1,74 Бк/л. Таким образом, содержание цезия-137 в воде р. Нижняя Брагинка (д. Гдень) не превышало РДУ-99 по этому радионуклиду, в то время как содержание стронция-90 было в 2,4-4,7 раз выше допустимого уровня.

На рисунках 10.5, 10.6 представлены динамика среднегодовых концентраций цезия-137 и стронция-90 в воде р. Нижняя Брагинка (д. Гдень) за период 1991-2016 годы.

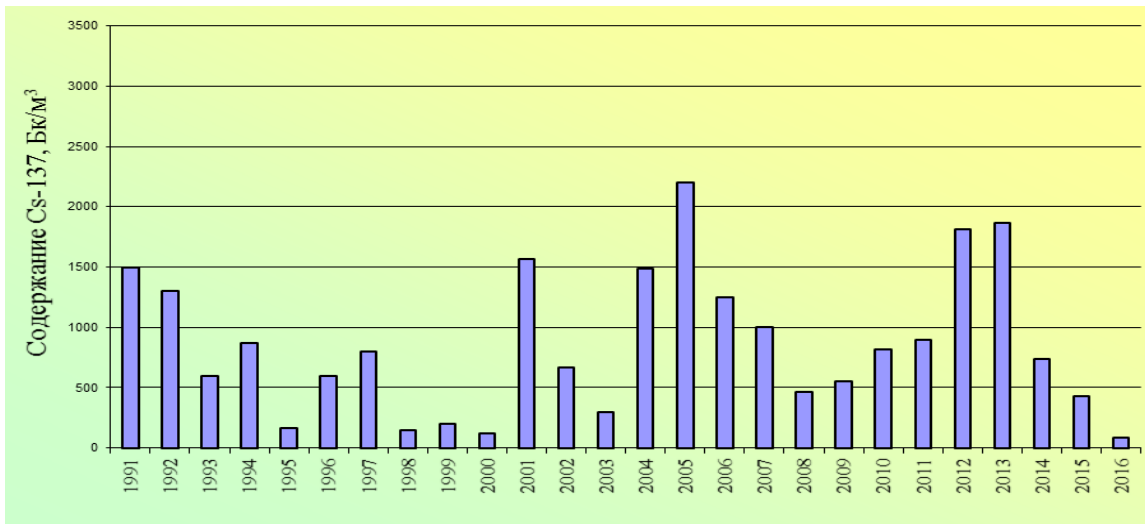


Рисунок 10.5 – Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 в воде р.Нижняя Брагинка (д.Гдень) за период 1991 – 2016 годы

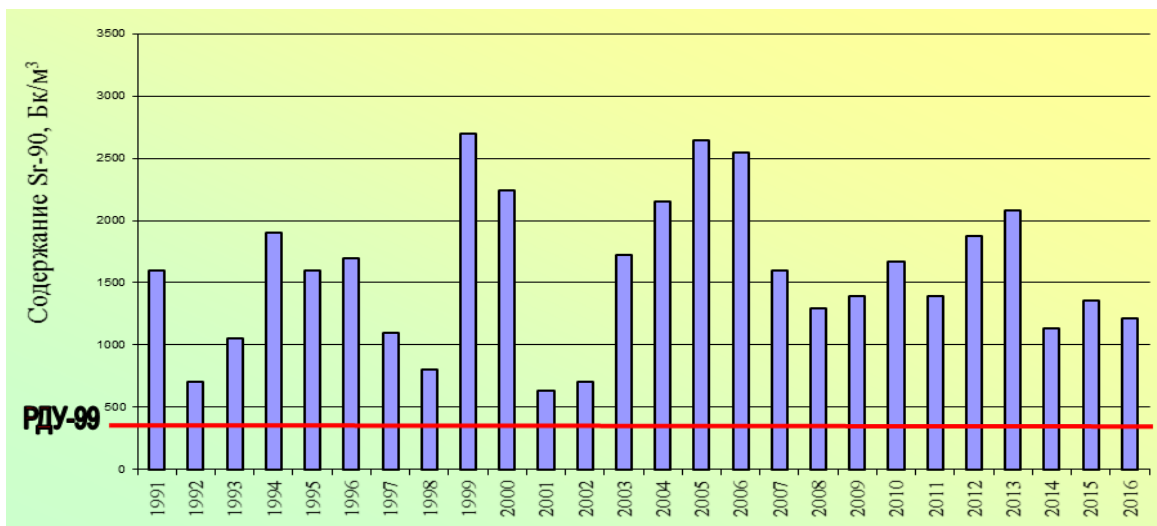


Рисунок 10.6 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в воде р.Нижняя Брагинка (д.Гдень) за период 1991 – 2016 годы

Как видно из рисунков 10.5 и 10.6, в воде р. Нижняя Брагинка, водосбор которой частично находится на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, наблюдается более высокое содержание радионуклидов по сравнению с другими реками.

Оценка трансграничного переноса радионуклидов водным путем проводилась на контрольных створах рек Ипуть (г. Добруш), Беседь (д. Светиловичи) - граница Россия – Беларусь.

Среднегодовой вынос цезия-137 поверхностными водами рек через контролируемые створы в 2016 году составил: р. Беседь (н.п. Светиловичи) – $2,25 \times 10^9$ Бк; р. Ипуть (н.п. Добруш) – $10,72 \times 10^9$ Бк. Среднегодовой вынос стронция-90 составил: р. Беседь (н.п. Светиловичи) – $11,77 \times 10^9$ Бк; р. Ипуть (н.п. Добруш) – $18,1 \times 10^9$ Бк.

Трансграничный мониторинг водных объектов проводился на следующих пунктах наблюдений: оз. Дрисвяты (д. Дрисвяты) – зона воздействия Игналинской АЭС (Литва); р. Горынь (д. Речица), р. Стыр (д. Ладорож) – зона воздействия Ровенской АЭС, р. Припять (д. Довляды), р. Днепр (г. Лоев), р.Словечна (д. Скородное) – зона воздействия Чернобыльской АЭС (Украина); р. Сож (д. Коськово) – зона воздействия Смоленской АЭС (Россия).

В 2016 году 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.

Выводы

1. Радиационная обстановка на водных объектах в 2016 г. оставалась стабильной. Среднегодовые концентрации цезия-137 и стронция-90 в воде рек Гомельской области (за исключением р. Нижняя Брагинка) были значительно ниже санитарно-гигиенических нормативов для питьевой воды [28], однако все еще превышают уровни, наблюдавшиеся до аварии на Чернобыльской АЭС.

2. В воде р. Нижняя Брагинка, водосбор которой частично находится на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, наблюдается более высокое содержание радионуклидов по сравнению с другими реками.

3. Наблюдения за радиоактивным загрязнением воды трансграничных участков рек сопредельных государств, показали, что в воде водных объектов, расположенных в зонах воздействия работающих атомных электростанций, «свежих» радиоактивных изотопов, в том числе йода-131, не обнаружено.

Радиационный мониторинг почвы. Многолетние наблюдения за процессами вертикальной миграции радионуклидов чернобыльского происхождения проводятся на сети ландшафтно-геохимических полигонов (далее – ЛГХП), расположенных в типичных ландшафтно-геохимических условиях в зонах с различными уровнями загрязнения цезием-137 и стронцием-90. Это позволяет оценить динамику миграционных процессов в различных типах почв.

В 2016 году было проведено обследование 5 ЛГХП. Почвы 2-х ЛГХП относятся к автоморфным почвам различного гранулометрического состава, 3 ЛГХП – к полугидроморфным почвам различного генезиса. Измерены уровни МД на поверхности почвы и на высоте 1 м, выполнен послойный отбор почвы на глубину 30 см с шагом 1 см. Отбор проб на ЛГХП проводился в соответствии с Инструкцией о порядке проведения наблюдений за естественным радиационным фоном и радиоактивным загрязнением атмосферного воздуха, почвы, поверхностных и подземных вод на пунктах наблюдений радиационного мониторинга [29].

Характеристика ЛГХП, которые были обследованы в 2016 году, приведена в таблице 10.3.

Таблица 10.3 – Характеристика ЛГХП, обследованных в 2016 г.

Характеристики	ЛГХП	
	Веприн-16	Вылево-2
Местоположение	Могилевская обл., Чериковский р-н, Вепринский с/с	Гомельская обл., Добрушский р-н, Демьянковский с/с
Ландшафт		Повышенная гряда
Растительность	Сосновый лес	Злаково-осоковое разнотравье
Почва	Дерново-подзолистая, супесчаная, подстилаемая супесью	Дерново-подзолистая глеватая, рыхлопесчаная, подстилаемая песками

Фактическое распределение активности цезия-137 (% от запаса в 30-ти см слое) по вертикальному профилю автоморфных почв представлено на рисунке 10.7.

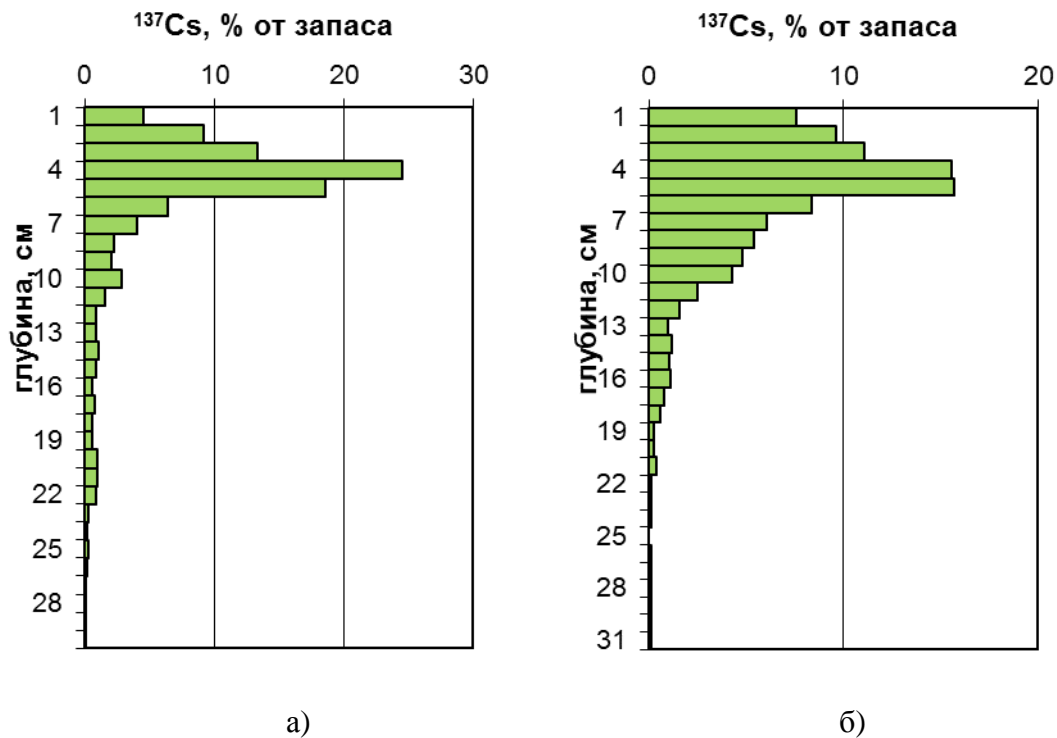


Рисунок 10.7 – Фактическое распределение цезия-137 (% от запаса в 30-ти см слое) по вертикальному профилю почв:
а) ЛГХП Веприн-16; б) ЛГХП Бартоломеевка-19

Как видно из рисунка 10.7, как в дерново-подзолистой супесчаной, подстилаемой супесью почве (ЛГХП Веприн-16), так и в дерново-подзолистой песчаной почве (ЛГХП Бартоломеевка-19) наблюдается ярко выраженный максимум концентрации цезия-137 на глубине 4-5 см.

Основной запас цезия-137 в автоморфных почвах находится в верхнем 5 – 10 см слое. В дерново-подзолистой супесчаной почве в верхнем 5-см слое к 2016 году осталось около 70 % от общего запаса радионуклида в 30-см слое, в верхнем 10-ти см слое – 88 %, в дерново-подзолистой песчаной почве 60 % и 88 % соответственно.

Сорбированные почвенным поглощающим комплексом ионы цезия-137 практически не мигрируют с потоком влаги, вертикальная миграция радионуклида происходит в основном за счет процессов диффузии, вызывающих перемещение не только находящихся в растворе, но и адсорбированных ионов. Необходимо отметить, что диффузия вызывает расширение зоны нахождения радионуклида с одновременным уменьшением максимума его концентрации, т.е. перемещение радионуклидов происходит не только вглубь почвы, но и в горизонтальном направлении.

Фактическое распределение активности цезия-137 (% от запаса в 30-ти см слое) по вертикальному профилю полугидроморфных почв представлено на рисунке 10.8.

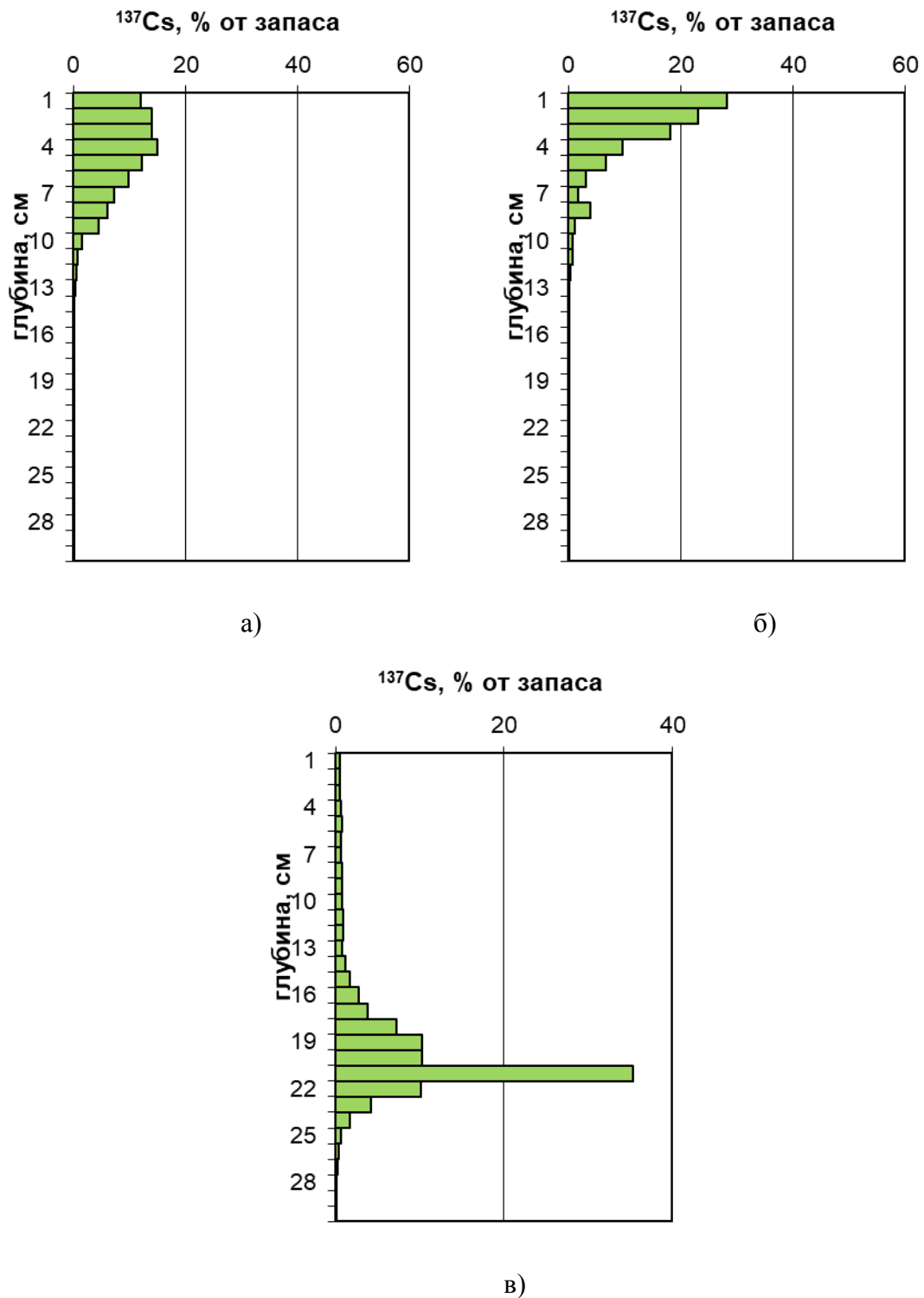


Рисунок 10.8 – Фактическое распределение цезия-137 (% от запаса в 30-ти см слое) по вертикальному профилю почв:

а) ЛГХП Гнесичи-9; б) ЛГХП Вылево-2; в) Белоуша-7

Как видно из рисунка 10.8, в дерново-глеевой а) и дерново-подзолистой рыхлопесчаной б) почвах, как и автоморфных почвах, основной запас цезия-137 находится в верхнем 5-10 см слое почвы. Небольшая глеевая прослойка является геохимическим барьером, замедляющим процессы вертикальной миграции.

ЛГХП Белоуша-7 расположен в пойме реки Горынь, которая затопляется во время половодья. И каждый раз поток оставляет на нем отложения. Из рисунка 10.8 в) видно, что

в аллювиальной дерново-глееватой почве максимум концентрации цезия-137 находится на глубине 21 см, однако с большой долей вероятности можно утверждать, что такое значительное смещение максимума концентрации радионуклида обусловлено не конвективным переносом и не диффузией, а аллювиальным процессом. В результате оседания на поверхности пойменных почв твердых частиц из паводковых вод происходит накопление речного аллювия. В результате аллювиального процесса на поверхности поймы идет ежегодное отложение аллювия, немедленно вовлекаемого в почвообразование. Поэтому аллювиальные почвы постоянно «растут» вверх, получая систематически новые порции почвообразующей породы, и тем самым захоранивая содержащие радионуклиды слои почвы.

Таким образом, на аллювиальных почвах весьма затруднительно наблюдать какие-либо закономерности миграционных процессов.

Фактическое распределение активности стронция-90 (% от запаса в 30-ти см слое) по вертикальному профилю обследованных в 2016 году автоморфных почв представлено на рисунке 10.9.

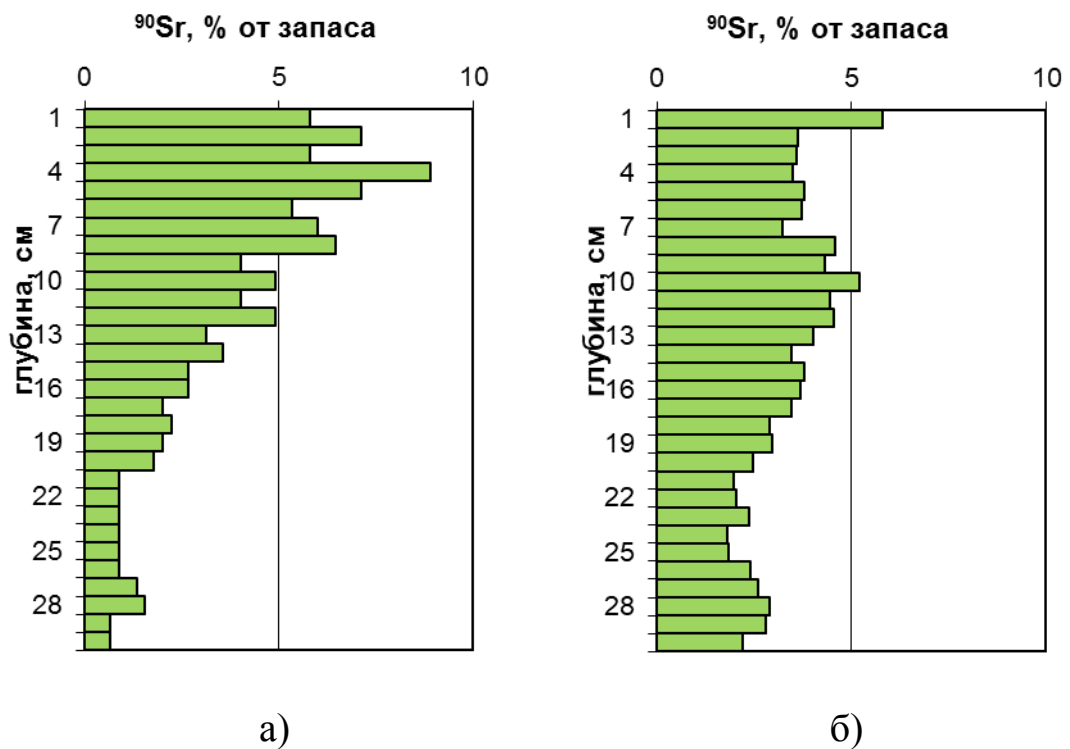


Рисунок 10.9 – Фактическое распределение стронция-90 (% от запаса в 30-ти см слое) по вертикальному профилю:

а) ЛГХП Веприн-16; б) Бартоломеевка-19

Как видно из рисунка 10.9, интенсивность миграции стронция-90 значительно выше, чем цезия-137, а профиль распределения этого радионуклида более размыт. В дерново-подзолистой супесчаной, подстилаемой супесью почве (ЛГХП Веприн-16) наблюдается небольшой максимум на глубине 4 см, в верхнем 5-см слое к 2016 году осталось около 35 % от общего запаса радионуклида в 30-см слое, в верхнем 10-ти см слое – 62 %, в дерново-подзолистой песчаной почве еще меньше – 20 % и 41 % соответственно. Необходимо отметить, что глубина проникновения стронция-90, т.е. глубина, на которую промигрировало более 1 % от общего запаса радионуклида, составляет на автоморфных почвах 28-30 см.

Фактическое распределение активности стронция-90 (% от запаса в 30-ти см слое) по вертикальному профилю полугидроморфных почв представлено на рисунке 10.10.

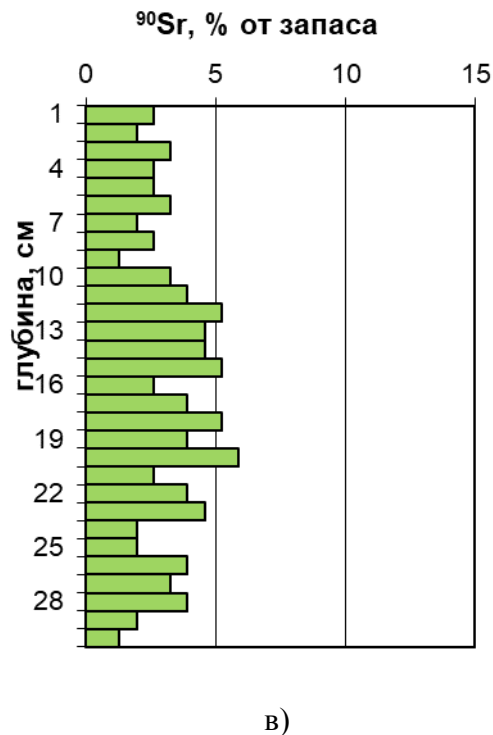
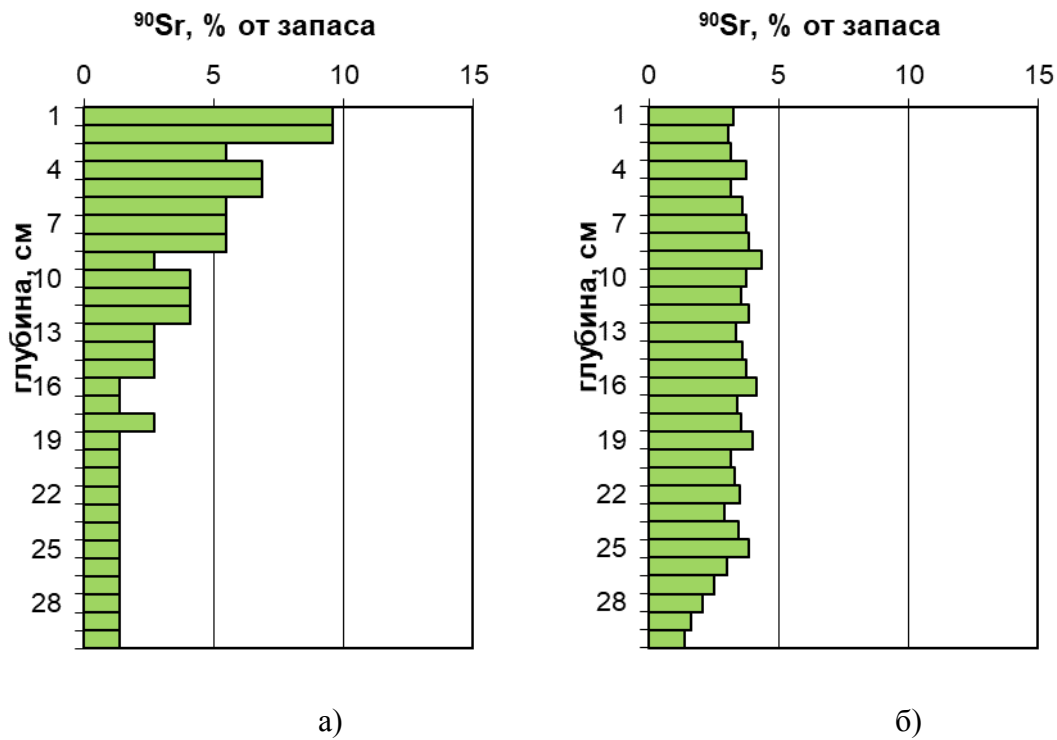


Рисунок 10.10 – Фактическое распределение стронция-90 (% от запаса в 30-ти см слое) по вертикальному профилю полугидроморфных почв:
 а) ЛГХП Гнесичи-9; б) ЛГХП Вылево-2; в) Белоуша-7

Интенсивность миграции стронция-90 по профилю полугидроморфных почв также значительно выше, чем цезия-137.

В дерново-глеевой почве (ЛГХП Гнесичи-9) максимальное содержание радионуклида наблюдается в верхнем 2-см слое почвы, далее содержание стронция-90

постепенно уменьшается, в верхнем 10-см слое почвы содержится около 62 % от общего запаса в почве.

В дерново-подзолистой глееватой почве (ЛГХП Вылево-2) стронций-90 равномерно распределен по всему профилю, в верхнем 10-см слое почвы содержится около 36 % от общего запаса в почве.

В аллювиальной дерново-глееватой почве наблюдается пилообразный профиль распределения стронция-90, что также аллювиальным процессом, характеризующимся ежегодным привносом вещества в результате временного затопления поймы реки.

Глубина проникновения стронция-90, т.е. глубина, на которую промигрировало более 1 % от общего запаса радионуклида, составляет на полугидроморфных почвах более 30 см.

На рисунке 10.11. представлена динамика линейной скорости миграции цезия-137 по вертикальному профилю 3-х из 5-ти исследованных почв за период 1992-2016 гг., для которых имеется длинный ряд наблюдений. На графике также не отражена динамика линейной скорости миграции цезия по профилю аллювиальной почвы по причинам, описанным выше.

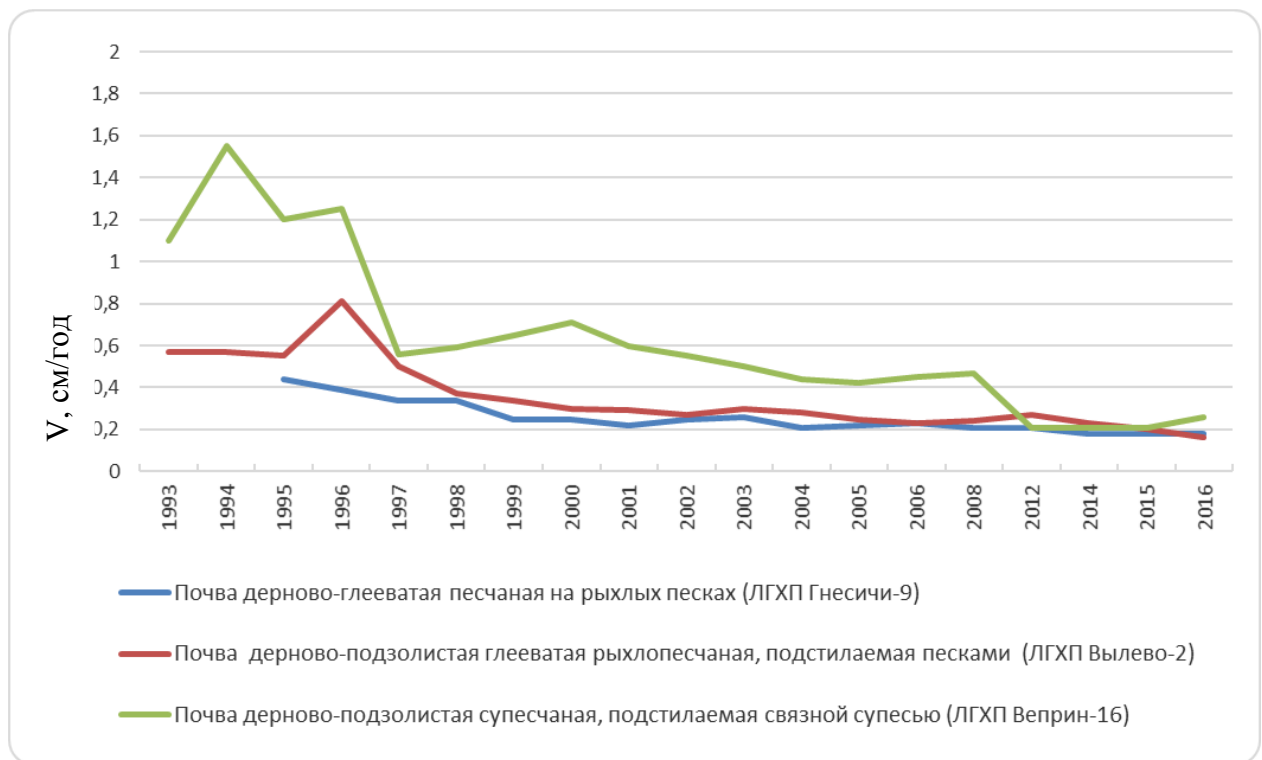


Рисунок 10.11 – Динамика линейной скорости миграции цезия-137 по вертикальному профилю исследованных почв за период 1992-2016 гг.

Как видно из рисунка 10.11, в исследованных почвах наблюдалась устойчивая тенденция к постепенному уменьшению линейной скорости вертикальной миграции цезия-137.

За период наблюдений 1992-2016 годов скорость миграции цезия-137 в дерново-подзолистой, супесчаной, подстилаемой супесью почве (ЛГХП Веприн-16) уменьшилась в 5,9 раз (с 1,55 см/год до 0,26 см/год); в дерново-подзолистой глееватой, рыхлопесчаной, подстилаемой песками (ЛГХП Вылево-2) – в 3,5 раза (с 0,81 см/год до 0,23 см/год), в дерново-глееватой почве (ЛГХП Гнесичи-9) – в 2,4 раза (с 0,44 см/год до 0,18 см/год).

В почвах различной степени гидроморфности происходит уменьшение линейной скорости миграции той части радионуклидов, которая мигрирует вглубь почвы с потоком

влаги в составе коллоидных частиц (конвективный перенос). Если в первые годы после аварии на Чернобыльской АЭС конвективный перенос играл заметную роль в перераспределении мобильной части радионуклидов по вертикальному профилю почв, то в настоящее время основным механизмом, который обуславливает миграцию, является диффузия. В связи с этим наблюдается стабилизация параметров вертикальной миграции, линейная скорости перемещения цезия-137 за наблюдаемый период (с 1992 года) в различных типах почв практически сравнялась и составляет 0,2–0,3 см/год.

На рисунке 10.12 представлена динамика величины среднего смещения цезия-137 в различных типах почв.



Рисунок 10.12 – Динамика линейной скорости миграции цезия-137 по вертикальному профилю исследованных почв за период 1992-2016 гг.

Как видно из рисунка 10.12, постепенное снижение линейной скорости миграции цезия-137 обусловило тот факт, что в последнее десятилетие глубина среднего смещения радионуклида практически не увеличивалась.

Результаты, полученные в 2016 году при проведении радиационного мониторинга почв на сети ландшафтно-геохимических полигонов, подтверждают эти выводы. Постепенное снижение линейной скорости миграции цезия-137 в почвах различной степени гидроморфности является следствием смены доминирующего механизма миграции.

Очень низкие темпы самоочищения почв, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС, приводят к тому, что высокие концентрации радионуклидов в корнеобитаемом слое являются длительно существующим источником для биологического потребления. Попадая в растения, радионуклиды передаются по пищевым цепочкам и в конечном итоге попадают в организм человека.

Полученные данные свидетельствуют о необходимости учета изменения с течением времени скорости миграции цезия-137 в почве при прогнозировании его распределения по вертикальному профилю почв.

Выводы

1. Результаты, полученные в 2016 году при проведении радиационного мониторинга почв, подтверждают, что в настоящее время интенсивность миграционных процессов снизилась. В почвах различной степени гидроморфности произошло уменьшение линейной скорости миграции радионуклидов.

2. В настоящее время диффузия является основным механизмом, пространственного перераспределения радионуклидов по вертикальному профилю почв, который обуславливает линейную скорость миграции радионуклидов в различных типах почв в пределах 0,2-0,3 см/год.

3. Очень низкие темпы самоочищения почв, загрязненных радионуклидами в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, приводят к тому, что высокие концентрации радионуклидов в корнеобитаемом слое являются длительно существующим источником для биологического потребления.

4. Снижение линейной скорости миграции цезия-137 в почвах различной степени гидроморфности, являющееся следствием смены доминирующего механизма необходимо учитывать при прогнозировании его распределения по вертикальному профилю почв.