



# 10 РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ

В составе НСМОС в рамках **радиационного мониторинга** осуществляются регулярные наблюдения за радиационной обстановкой на территории республики: определяются уровни радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, поверхностных вод и почв на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС (рис. 10.1). Наблюдения осуществляют подразделения Департамента по гидрометеорологии.

**Радиационный мониторинг атмосферы.** В 2012 г. на территории Республики Беларусь функционировало

55 пунктов наблюдений радиационного мониторинга по измерению мощности дозы гамма-излучения (МД). На 27 пунктах наблюдений контролировались радиоактивные выпадения из приземного слоя атмосферы (отбор проб производился с помощью горизонтальных планшетов). Мониторинг суммарной бета-активности естественных атмосферных выпадений осуществлялся на 21 пункте наблюдений (пробы отбирались ежедневно), на 6 пунктах (дежурный режим) отбор проб производился один раз в 10 дней.

В семи городах Республики Беларусь (Браслав, Гомель, Минск, Могилев, Мозырь, Мстиславль, Пинск) отбирались пробы радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферы с использованием фильтровентиляционных установок (ФВУ). В гг. Могилев и Минск отбор проб проводился в дежурном режиме (1 раз в 10 дней), на остальных пунктах, расположенных в зонах влияния атомных электростанций сопредельных государств, ежедневно.

По данным мониторинга радиационная обстановка на территории республики



Рисунок 10.1 – Сеть пунктов наблюдений радиационного мониторинга атмосферного воздуха, поверхностных вод и почв (по состоянию на 01.01.2013 г.)

остаётся стабильной: измерения МД, проведенные в 2012 г., не выявили ни одного случая превышения установившихся многолетних значений.

Уровни МД, превышающие доаварийные (до аварии на Чернобыльской АЭС) значения, зарегистрированы в городах, расположенных в зонах радиоактивного загрязнения: Брагин, Наровля, Хойники, Чечерск. На остальных пунктах наблюдений уровни МД сравнимы с доаварийными.

Среднегодовые значения МД в 2012 г. составляли: в г. Брагин – 0,55 мкЗв/ч, в г. Наровля – 0,45 мкЗв/ч, в г. Хойники – 0,24 мкЗв/ч, в г. Чечерск – 0,21 мкЗв/ч. В остальных контролируемых населенных пунктах МД не превышала уровень естественного гамма-фона (до 0,20 мкЗв/ч).

Среднегодовые значения суммарной бета-активности проб радиоактивных выпадений из атмосферы составили: г. Могилев – 1,5 Бк/м<sup>2</sup>сут, г. Наровля – 0,9 Бк/м<sup>2</sup>сут, г. Хойники – 0,8 Бк/м<sup>2</sup>сут, г. Брагин – 0,9 Бк/м<sup>2</sup>сут, г. Чечерск – 0,8 Бк/м<sup>2</sup>сут, г. Горки –

1,6 Бк/м<sup>2</sup>сут, г. Мозырь – 0,8 Бк/м<sup>2</sup>сут. Наибольшие среднемесячные уровни суммарной бета-активности зарегистрированы в декабре 2012 г. в городах: Могилев – 2,7 Бк/м<sup>2</sup>сут, Славгород – 2,4 Бк/м<sup>2</sup>сут, Горки – 2,3 Бк/м<sup>2</sup>сут; в январе 2012 г. в г. Мстиславль – 2,9 Бк/м<sup>2</sup>сут; в октябре 2012 г. в г. Костюковичи – 3,8 Бк/м<sup>2</sup>сут.

Анализ результатов измерений суммарной бета-активности атмосферных аэрозолей в 2012 г. показал, что наибольшие среднемесячные уровни были характерны в феврале для городов: Могилев – 43,7\*10<sup>-5</sup> Бк/м<sup>3</sup>, Гомель – 44,3\*10<sup>-5</sup> Бк/м<sup>3</sup>, Мстиславль – 30,0\*10<sup>-5</sup> Бк/м<sup>3</sup>, в декабре для г. Минск – 38,7\*10<sup>-5</sup> Бк/м<sup>3</sup>.

Данные о среднемесячных значениях суммарной бета-активности и содержания цезия-137 в пробах радиоактивных аэрозолей приземного слоя атмосферы за 2012 г. представлены в таблице 10.1.

Результаты наблюдений указывают на то, что уровни суммарной бета-активности, при превышении которых необходимо проводить

Таблица 10.1 – Среднемесячные значения суммарной бета-активности ( $\Sigma\beta$ ) и содержания цезия-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) в радиоактивных аэрозолях приземного слоя атмосферы, 2012 г.

Месяц	Мозырь		Браслав		Гомель		Минск		Могилев		Мстиславль		Пинск	
	$1 \cdot 10^{-5}$ Бк/м <sup>3</sup>													
	$\Sigma\beta$	$^{137}\text{Cs}$	$\Sigma\beta$	$^{137}\text{Cs}$	$\Sigma\beta$	$^{137}\text{Cs}$	$\Sigma\beta$	$^{137}\text{Cs}$	$\Sigma\beta$	$^{137}\text{Cs}$	$\Sigma\beta$	$^{137}\text{Cs}$	$\Sigma\beta$	$^{137}\text{Cs}$
01	-	-	11,9	0,08	24	0,46	12	0,97	35,3	0,28	23,1	0,5	11,5	1,04
02	-	-	24,2	0,13	44,3	1,01	37,5	1,37	43,7	1,79	30,0	0,91	17,3	2,35
03	-	-	12,6	-	15,3	1,21	19,7	1,31	12,0	-	17,7	-	11,5	0,95
04	-	-	10,1	0,13	27,0	9,72	16,0	2,52	15,7	1,14	11,1	0,98	10,6	1,08
05	23	5,22	11,8	0,01	17,7	1,99	17,0	2,42	14,3	0,34	10,8	0,41	14,4	1,05
06	12,8	0,74	8,6	0,01	10,4	0,45	17,3	1,03	-	0,04	7,9	0,41	10,7	0,61
07	17,7	1,01	12,3	0,2	13,7	0,9	19,3	0,75	15,0	0,29	10,9	0,17	13,3	0,68
08	13,6	0,39	8,8	0,13	11,7	0,56	18,7	2,44	15,0	0,13	11,3	0,18	11,0	0,85
09	18,1	1,41	8,5	0,09	10,6	0,53	17,3	1,5	8,7	0,42	9,6	0,26	10,0	0,61
10	18,8	2,01	8,0	0,05	7,9	0,55	17,7	1,32	17,7	0,74	8,9	0,51	12,3	0,76
11	28,2	1,96	11,8	0,004	9,0	0,39	29,3	1,28	31,7	0,38	13,3	0,59	12,4	0,95
12	21,4	1,71	16,2	0,05	19,2	0,66	38,7	2,54	25,0	0,55	23,5	0,51	17,9	1,28
Ср.	<b>19,2</b>	<b>1,81</b>	<b>12,1</b>	<b>0,08</b>	<b>17,6</b>	<b>1,52</b>	<b>21,7</b>	<b>1,62</b>	<b>21,3</b>	<b>0,55</b>	<b>14,8</b>	<b>0,49</b>	<b>12,7</b>	<b>1,02</b>

защитные мероприятия ( для радиоактивных выпадений из атмосферы – 110 Бк/м<sup>2</sup>сут; для радиоактивных аэрозолей – 3700\*10<sup>-5</sup>Бк/м<sup>3</sup>) в отчетном году были значительно ниже.

Так, среднегодовая активность цезия-137 в атмосферных аэрозолях в контролируемых пунктах наблюдений была в диапазоне от 0,8•10<sup>-6</sup> до 18,1•10<sup>-6</sup> Бк/м<sup>3</sup>; что на 6 порядков ниже значений допустимой среднегодовой объемной активности цезия-137 в атмосферном воздухе для населения (Гигиенические нормативы «Критерии оценки радиационного воздействия»).

Активность естественных радионуклидов в приземном слое атмосферы соответствовала средним многолетним значениям.

**Радиационный мониторинг поверхностных вод** в 2012 г. проводился на 6 реках Беларуси, протекающих по территориям, загрязненным 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), а также на оз. Дрисвяты (д. Дрисвяты), которое является прудом-охладителем Игналинской АЭС. На этих реках ежемесячно отбирались пробы воды с одновременным измерением расходов. На р. Нижняя Брагинка отбор проводился ежеквартально. В отобранных пробах определялось содержание цезия-137 и стронция-90.

Кроме этого, во исполнение решения Коллегии Комитета Союза Беларуси и России по гидрометеорологии и мониторингу загрязнения природной среды от 22 декабря 2009 г. № 46 в 2012 г. продолжены пилотные наблюдения за радиоактивным загрязнением водных объектов в зоне наблюдения строящейся Белорусской АЭС на реках Лоша, Виляя (д. Быстрица, д. Михалишки), Гозовка, Ошмянка с последующим гамма-спектрометрическим анализом и определением суммарной  $\alpha$ -,  $\beta$ -активности.

Данные радиационного мониторинга показали, что радиационная обстановка на водных объектах в 2012 г. оставалась стабильной. Концентрации цезия-137 и стронция-90 в контролируемых реках, за исключением р. Нижняя Брагинка, были значительно ниже установленных

установленных в стране гигиенических нормативов для питьевой воды (РДУ-99 для цезия-137 – 10 Бк/л, для стронция-90 – 0,37 Бк/л). Однако необходимо отметить, что в поверхностных водах большинства контролируемых рек активность этих радионуклидов все еще выше уровней, наблюдавшихся до аварии на Чернобыльской АЭС.

В 2012 г. содержание цезия-137 в реке Припять находилось в пределах от 0,002 до 0,004 Бк/л; в р. Днепр – от 0,002 до 0,039 Бк/л; в р. Сож – от 0,005 до 0,137 Бк/л; в р. Ипуть – от 0,007 до 0,170 Бк/л; в р. Беседь – от 0,003 до 0,196 Бк/л.

Содержание стронция-90 в р. Припять изменялось в интервале 0,007-0,016 Бк/л; в р. Днепр – 0,007-0,024 Бк/л; в р. Сож – 0,009-0,037 Бк/л; в р. Ипуть – 0,006-0,043 Бк/л; в р. Беседь – 0,010-0,057 Бк/л.

На рисунках 10.2, 10.3 представлены среднегодовые значения концентраций цезия-137 и стронция-90 в поверхностных водах контролируемых рек за период 1987-2012 гг. и 1990-2012 гг., соответственно.

Среднегодовые концентрации стронция-90 в рассматриваемый период снижаются. В то же время в отдельные периоды наблюдается их всплеск, который объясняется тем, что концентрации стронция-90 в поверхностных водах напрямую зависят от водности года (стронций-90 в почве находится в основном в ионообменной форме) и его смыва талыми и дождевыми водами с водосбора.

В р. Нижняя Брагинка, водосбор которой частично находится на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, наблюдается более высокое содержание радионуклидов по сравнению с другими контролируемыми реками. В 2012 г. диапазон изменения концентраций цезия-137 в р. Нижняя Брагинка (д. Гдень) составил 0,02-2,61 Бк/л; концентраций стронция-90 – 0,93-3,31 Бк/л (рис. 10.4). Данные наблюдений указывают на то, что содержание цезия-137 в воде р. Нижняя Брагинка не превышало установленных РДУ-99 нормативов по этому радионуклиду, в то время как содержание стронция-90 было в 3-9 раз выше допустимого уровня (рис. 10.5).

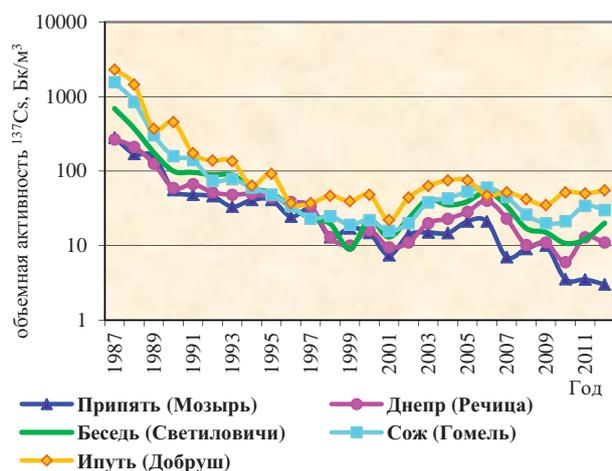


Рисунок 10.2 – Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 в поверхностных водах рек Беларуси

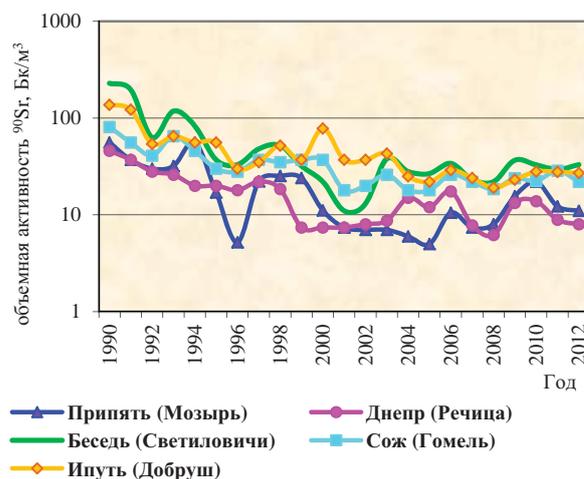


Рисунок 10.3 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в поверхностных водах рек Беларуси

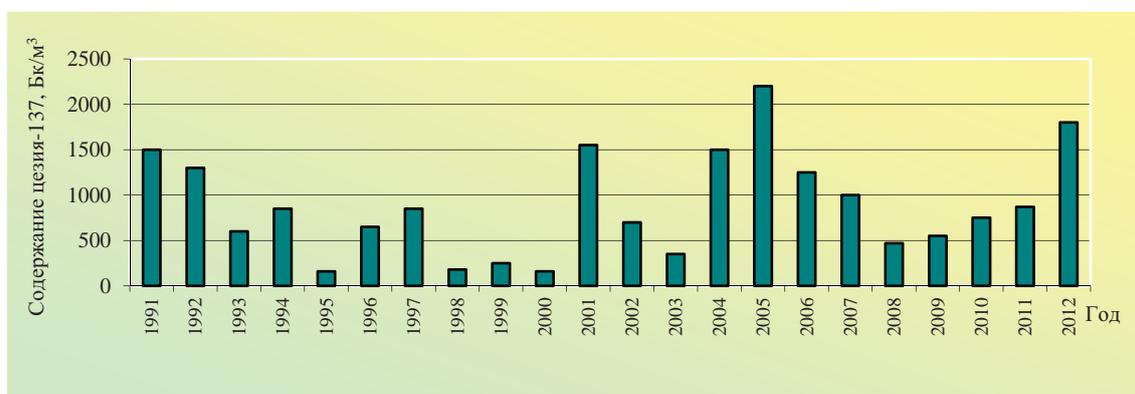


Рисунок 10.4 – Динамика среднегодовых концентраций цезия-137 в поверхностных водах р. Нижняя Брагинка (д. Гдень)

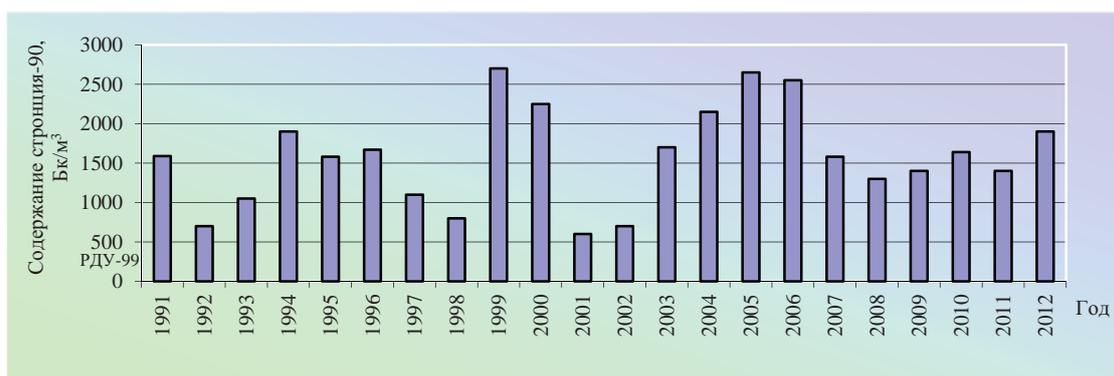


Рисунок 10.5 – Динамика среднегодовых концентраций стронция-90 в поверхностных водах р. Нижняя Брагинка (д. Гдень)

Оценка трансграничного переноса радионуклидов водным путем отслеживалась на реках Ипуть, Беседь – граница Россия – Беларусь; Припять, Нижняя Брагинка – граница Беларусь – Украина.

Трансграничный мониторинг водных объектов проводился на пунктах наблюдений: оз. Дрисвяты (д. Дрисвяты) – зона

влияния Игналинской АЭС (Литва); р. Горынь (д. Довляды), р. Днепр (пгт. Лоев) – зона влияния Чернобыльской АЭС (Украина); р. Сож (д. Коськово) – зона влияния Смоленской АЭС (Россия).

В 2012 г. в пробах поверхностных вод, отобранных в зонах наблюдения работающих атомных электростанций, расположенных

на территориях сопредельных государств, «свежих» радиоактивных выпадений не обнаружено.

Результаты мониторинга поверхностных вод в 2012 г. свидетельствуют о том, что радиационная обстановка на контролируемых водных объектах оставалась стабильной. Среднегодовые концентрации цезия-137 и стронция-90 в контролируемых реках Гомельской области (за исключением р. Нижняя Брагинка) были значительно ниже существующих в стране санитарно-гигиенических нормативов для питьевой воды, однако все еще превышают уровни, которые были характерны до аварии на Чернобыльской АЭС.

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

Наблюдения за радиоактивным загрязнением поверхностных вод на трансграничных участках рек показали, что в пробах поверхностных вод, отобранных в зонах наблюдения работающих атомных электростанций, «свежих» радиоактивных выпадений не обнаружено.

**Радиационный мониторинг почв.** Изучение процессов вертикальной миграции радионуклидов в почве проводится на сети ландшафтно-геохимических полигонов (ЛГХП), расположенных в типичных ландшафтно-геохимических условиях в зонах

с различными уровнями загрязнения цезием-137 и стронцием-90. Такой подход позволяет оценить динамику миграционных процессов в различных типах почв с целью обеспечения прогноза самоочищения почв в условиях протекания естественных процессов.

В 2012 г. проведено обследование почв 2 ЛГХП, расположенных, соответственно, в д. Кулажин (Брагинский район Гомельской области) и в д. Вылево (Добрушский район Гомельской области). В пределах каждого ЛГХП было заложено по 2 почвенных разреза. Измерены уровни МД на поверхности почвы и на высоте 1 м, выполнен послойный отбор почвы на глубину 30 см. Отбор проб на ЛГХП проводился в соответствии с Инструкцией о порядке проведения подчиненными Министерству природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь организациями радиационного мониторинга, утвержденной постановлением Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь 11.11.2008 № 98.

Фактическое распределение радионуклида цезия-137 по вертикальному профилю почв (для различных типов почв) представлено на рисунках 10.6, 10.7.

Результаты исследований вертикальной миграции цезия-137 вглубь почвы (т. е. глубины, на которую промигрировало более 1% радионуклида от его общего запаса в 30-см

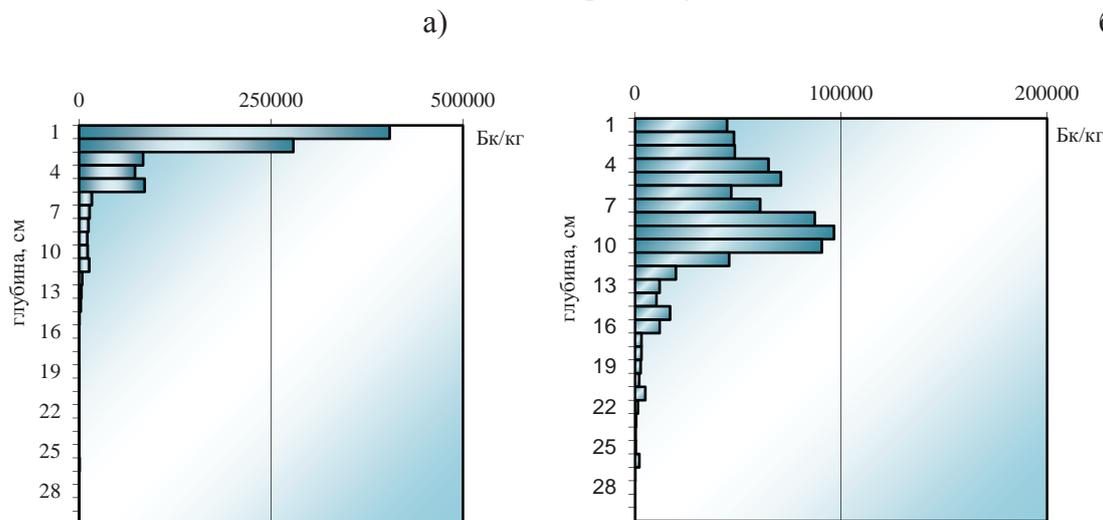


Рисунок 10.6 – Фактическое распределение цезия-137 по профилю дерново-подзолистой песчаной на рыхлых песках почвы (ЛГХП «Кулажин» разрез-1) (а) и торфяно-глеевой низинной почвы (ЛГХП «Кулажин» разрез-2) (б) в 2012 г.

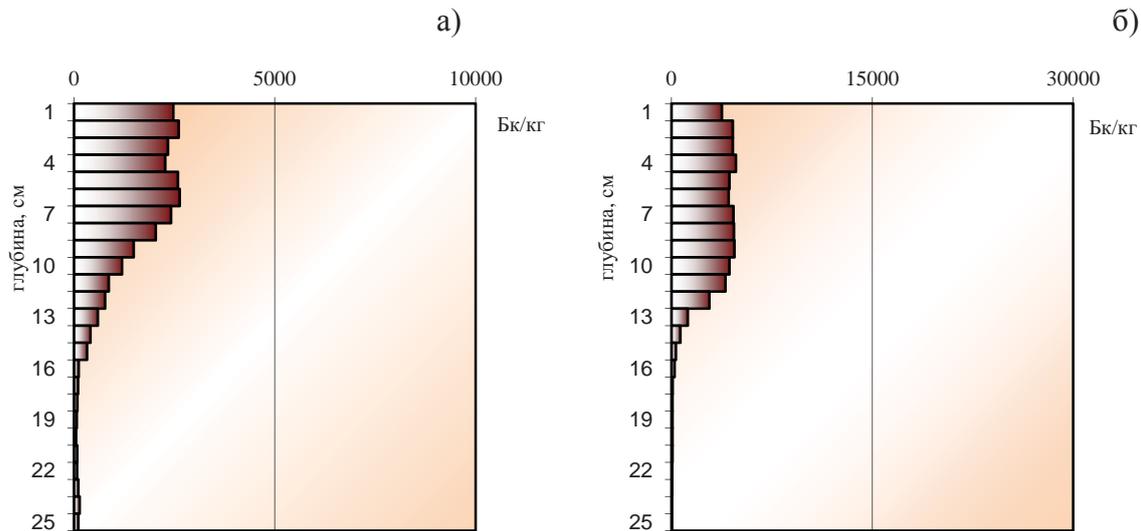


Рисунок 10.7 – Фактическое распределение цезия-137 по профилю дерново-подзолистой глееватой, рыхлопесчаной подстилаемой песками почвы (ЛГХП «Вылево» разрез-1) (а) и аллювиальной дерново-глееватой с иллювиально-гумусовым горизонтом, песчаной на глубоких песках почвы (ЛГХП «Вылево» разрез-2) (б) в 2012 г.

слое почвы свидетельствуют о том, что основной запас цезия-137 в различных типах почв продолжает оставаться в верхнем (7-12 см от поверхности) слое почвы (мониторинг на этих участках осуществляется с 1993 г.) (рис. 10.8).

Для дерново-подзолистой песчаной на рыхлых песках (автоморфной) почвы характерна устойчивая тенденция к постепенному увеличению глубины вертикального проникновения цезия-137 в почвы, в то время как в условиях торфяно-глеевой (полугидроморфной) почвы за наблюдаемый период не произошло существенного изменения перераспределения этого радионуклида по вертикали. За весь период наблюдений, начиная с 1993 г., глубина проникновения этого радионуклида на дерново-подзолистой песчаной на рыхлых песках почве увеличилась

с 3 см до 12 см, в торфяно-глеевой – только с 8 см до 12 см. Таким образом, можно сделать предположение о том, что в условиях полугидроморфных почв интенсивная вертикальная миграция цезия-137 происходила в первые годы после аварии на ЧАЭС, затем интенсивность миграционных процессов снизилась.

Таким образом, результаты, полученные в 2012 г. при проведении радиационного мониторинга почв, подтверждают сделанные ранее выводы о том, что в настоящее время интенсивность вертикальной миграции радионуклидов в почве снизилась. В почвах различной степени гидроморфности произошло уменьшение линейной скорости миграции радионуклидов за счет существенного уменьшения доли радионуклидов, которая в составе коллоидных

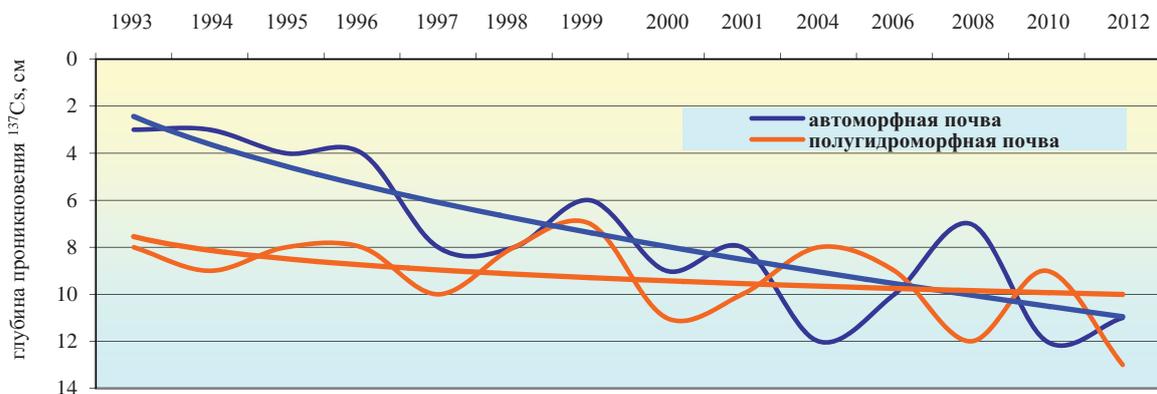


Рисунок 10.8 – Изменение глубины проникновения цезия-137 в автоморфной и полугидроморфной почвах за период 1993-2012 гг.

частиц мигрировала вглубь почвы с потоком влаги (конвективный перенос). В настоящее время диффузия является основным механизмом, который обуславливает пространственное перераспределение радионуклидов по вертикальному профилю почв. По всей вероятности, в ближайшем будущем при отсутствии какого-либо внешнего воздействия линейная скорость миграции радионуклидов в различных типах почв будет находиться в пределах 0,20-0,35 см/год. Такой низкой интенсивности миграционных процессов будет способствовать и наличие геохимических барьеров, фиксирующих радионуклиды и препятствующих их проникновению в более глубокие слои почвы.